

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi és Technológiai Kar



**A MAGKÉSZLET SZEREPE MÉSZKERÜLŐ GYEPEK
REHABILITÁCIÓJÁBAN**

**The Role of Soil Seed Banks in Restoration of Acidic
Grasslands**

Ph.D. Thesis

TÖRÖK PÉTER

Debreceni Egyetem
Debrecen, 2008.

Bevezetés

A magkészlet és vegetációdinamika

A magkészlet vizsgálatával nyert eredményeket a modern növényökológia számos területén alkalmazzák. A magkészlet vizsgálata új megvilágításba helyez számos vegetációdinamikai folyamatot (fajkicserélődés, kolonizációs folyamatok). Segítséget nyújt például szukcessziós folyamatok értelmezésében. A magkészlet ismerete fontos szerepet játszik restaurációs ökológiai vizsgálatokban is. Ismeretével ajánlásokat fogalmazhatunk meg a degradált területeket érintő beavatkozások kivitelezésére vonatkozóan. A magkészlet vizsgálata lehetőséget kínál zavarások, inváziók előrejelzésében, ismerete segítséget nyújt a gyomnövényzet dinamikájának megismerésében, és veszélyeztetett vagy ritka növényfajok megőrzésében is.

Hazánkban a magkészlettel foglalkozó legkorábbi tanulmányok gyomnövény magvak túlélésének vizsgálatával, illetve szántóföldi kultúrák magkészletével foglalkoztak. Természetes vegetáció magkészletét tárgyaló első hazai munka alig két évtizede jelent meg (Virágh & Gerencsér 1988). A kilencevenes évektől kezdődően publikált hazai vizsgálatok száraz homoki és sziklai gyepterületűk, száraz tölgyesek illetve vágásterületek magkészletével foglalkoztak. Jelenleg a hazai flóra 501 fajáról közölt magkészlet képzési adatok ismertek (Csontos 2006).

Gyepterületek magkészletének vizsgálata

A fajgazdag természetközeli gyepek területe az elmúlt évtizedekben, egész Európában drasztikusan lecsökkent. A síkvidéki gyepek jelentős részét beszántották, beerdősítették, illetve beépítették, míg a megmaradt gyepterületek fajkészlete a nagyobb fitomassza produk-

ció érdekében alkalmazott trágyázás következtében szegényedett el (Bakker 1989). Hazánkban további problémát jelentett a különösen a nagy kiterjedésű homoki és sziki gyepterületeket veszélyeztető intenzív lúdtartás elterjedése, illetve a gyepek felhagyását kísérő spontán akácosodás. A kisebb kiterjedésű de igen fajgazdag hegyvidéki gyepek esetében is hasonlóan aktuális probléma az alulhasznosítás miatt bekövetkező fajszegényedés és beerdősödés (Török et al. 2007).

Restaurációs ökológiai és természetvédelmi szempontból igen fontos kérdés, hogy lehetséges-e gyepek korábbi állapotának visszaállítása? Azaz, a korábbi tradicionális kezelések visszaállítása önmagában elegendő-e ahhoz, hogy az elszegényedett fajkészletű gyepek diverzitása a korábbi szintig növekedjen?

Számos vizsgálat eredményei azt mutatják, hogy az elszegényedett fajkészletű gyepek helyreállítása a kedvezőtlen hatások megszüntetése után önmagában a hagyományos gazdálkodás felújításával nem lehetséges. Biztosítani kell tehát propagulumforrásokat (Stampfli & Zeiter 1999). Erre az egyik legkézenfekvőbb forrás lehet a vegetáció talajában található magkészlet.

Az eddigi vizsgálatok gyepterületek talajában jelentős denzitású tartós magkészlet jelenlétét igazolták (Thompson & Fenner 2005). Számos gyepi vizsgálat ugyanakkor a vegetációt alkotó növényfajok többségének, köztük a domináns gypalkotó füveknek, csupán rövidtávú magkészletét igazolta (Thompson et al. 1997; Bekker et al. 1998). Más vizsgálatok viszont kimutatták, hogy a magkészletben számos, a korábbi szukcessziós állapotokra jellemző faj gyakran magas denzitásban van jelen (Bekker et al. 1998).

A gyepeket alkotó növényfajok többségének nem állnak rendelkezésre a magkészlet képzési stratégiára vonatkozó adatok (a hazai flóra esetében, a külföldről kritika nélkül átvett adatokkal együtt is csak a fajok mintegy 20%-ára). Közelszomszágában fajok adatai csak korlátozottan alkalmazhatóak, hiszen egy nemzetségen belül nem ritka, hogy az egyes fajok eltérő stratégiát követnek (Thomp-

son et al. 1997). A növényfajok magkészlet-képzési stratégiájának meghatározását tovább nehezítik az eltérő vizsgálati módszerekkel nyert, ezért nehezen összevethető és egymásnak gyakran ellentmondó adatok. További problémát jelent, hogy még a hasonló módszerrel történő mintavételek esetén is figyelembe kell venni az egyes növényközösségek és növénypopulációk közötti gyakran fennálló földrajzi és regionális különbségeket. Így az egyes fajokra közölt szakirodalmi adatokat nem lehet kritika nélkül átvenni és alkalmazni. Mindezek alapján hangsúlyozzák, hogy az eddigieknél jóval több jól dokumentált magkészlet vizsgálat szükséges ahhoz, hogy a magkészletnek a gyepek közösségek vegetációdinamikájában betöltött szerepét megítélni, illetve az egyes fajok regenerációs potenciálját megállapítani lehessen (Thompson et al. 1997, Csontos 2001).

Célkitűzések

Kutatásaim során három eltérő típusú savanyú talajú gypet vizsgáltam. A hegyvidéki mintaterületek esetében (kékperjés láprét és mezofil gyepek) gyeptípusonként két kaszált és kontroll állományt vegetációját és magkészletét vetettem össze, míg a mészkerülő homoki gyepek esetében két-két eltérő vertikális pozíciójú gyeppálmányában vizsgáltam a talajmagkészlet összetételét, denzitását és vertikális megoszlását. Vizsgálataim során az alábbi kutatási hipotéziseket teszteltem:

(1) Nedvesebb gyeptípusban (kékperjés láprét) magasabb a magkészlet denzitása, mint szárazabb gyepekben (mezofil kaszáló, homoki gyepek).

(2) A magkészlet zömét kevés faj alkotja, a vegetációban domináns fajok nem képeznek számottevő magkészletet.

(3) A magkészlet denzitása és diverzitása magasabb a felső talajrétegekben.

(4) A kezelés szignifikáns hatást gyakorol a magkészletre: a kaszált területek esetében magasabb a magkészlet denzitása, fajszáma, mint a nem kaszált területeken

(5) Az eltérő vertikális pozíciónak (buckaoldali helyzet) szignifikáns hatása van a magkészletre; a magasabban fekvő gyepek magkészletének fajszáma, sűrűsége és magasabb, mint az alsó helyzetű gyepekben.

(6) a magkészlet és a földfelszín feletti vegetáció hasonlósága általában alacsony a gyepek esetében.

(7) Az elszegényedett fajkészletű gyepterületek esetében a lokális talajmagkészlet az újratelepedéshez elégséges propagulumforrást biztosít, további beavatkozásokra nincs szükség, azaz az elérni kívánt természetvédelmi szempontból megfelelő célállapotot jellemző fajok (fajgazdag gyepek kísérő fajai, védett fajok) a magkészletben jelentős mennyiségben jelen vannak.

Anyag és módszerek

A Gyertyán-kúti-rétek

A mintavétel a Zempléni hegyvidék Háromhutai-csoportjában fekvő mintegy 100 ha-os fokozottan védett Gyertyán-kúti-réteken zajlott. Két-két *Molinion coeruleae* és *Cirsio pannonicae* - *Brachypodium pinnati* gypállományban elhelyezkedő két, egyenként 10×10 m-es parcellában végeztem, ahol a parcellák egyikét 1993 óta évi rendszerességgel kaszáltuk, míg a másik parcella kezeletlen maradt. Parcellánként 5 db, egyenként 2×2 m-es állandó jelölésű mintanegyzetben a magkészlet vizsgálatot megelőzően 1993-ban, 1998-ban, majd 2004-ben rögzítésre kerültek a kvadrátok fajlistái.

A Martinkai-legelő

A mintavételi területek a Dél-Nyírségben, Debrecentől mintegy 15 km-re, K-re elhelyezkedő mintegy 2,8 km²-es „Martinkai-legelő” természetvédelmi területen helyezkedtek el. A mintavételeket drasztikus lúdlegelést követően részben regenerálódó *Festucion rupicolae* csoportba tartozó *Potentillo arenariae*-*Festucetum pseudovinae* társulás két buckaoldali (továbbiakban alsó területek) és buckatetőhöz közeli (továbbiakban felső területek) helyzetű álmományában, területenként 5 db 2×2 m-es állandó mintanégyszetben végeztük. 1991-től kezdődően a mintavételig (2002) három évszakban (április, június és szeptember) rögzítettük a fajok százalékos borításértékeit.

Magkészslet vizsgálát

Mindhárom mintaterületen a vegetáció felmérésekre szolgáló kvadrátokból (2×2 m), egyenként hat fúrásos talajmintát vettem (10 cm furatmélység, 4 cm-es furatátmérő, furatonként 125 cm³–1/8 liter - mintatérfogat). A mintavétel Martinkán 2002-ben, a Gyertyánkúti-rétek kékperjéseiben 2005-ben, a mezofil gyepekben 2006-ban történt. A minták alsó (5–10 cm) és felső (0–5 cm) rétegét külön kezeltem. A hat azonos mélységből származó mintát egyesítettem, majd szitasoron mosva koncentráltam (ter Heerdt et al. 1996). A mintáinkat mintakonzentrálást követően vékony rétegben steril föld fölé rétegezve a DE Botanikus Kert szüllyesztett hollandágában, természetes megvilágítás mellett csíráztattam.

A megjelenő csíranövényeket rendszeresen eltávolítottam, az ismeretlen növénykéket átültetést követően határozható állapotig neveltem. Az üvegházi és botanikus kerti szennyezést steril földdel töltött kontroll-ládák segítségével detektáltam, majd a szennyezésből eredő fajokat kizártam. A mintaterületek vegetációjában is elő-

forduló, szennyezésként a kontoll ládákban is megjelent fajok magdenzitásait arányosan csökkentettem.

A zempléni mintaterületek magkészletéből a *Juncus conglomeratus* és *J. effusus* fajok magjait egyaránt kimutattam, a két faj csíranövényeit nem különítettem el (igen nagyszámú csíranövény). Ezt a fajcsoportot *Juncus conglomeratus/effusus* csoportként összevonva kezeltem. A nyírségi területek esetében a *Veronica triphyllos*, *V. dilenii* és *V. verna* fajok rosszul fejlődő egyedeit a terepen és az üvegházban sem tudtam elkülöníteni egymástól, így ezen fajok egyedeit *Veronica* sp. néven összevontam. Az magkészlet elemzésekből a kriptogám *Equisetum arvense* és az *E. ramosissimum* fajokat szintén kizártam. A Gyertyán-kúti-rétek mintáiból átültetett növények egy kis része (kevesebb, mint 0,1%) átültetést követően elpusztult (*Hypericum* sp., *Ranunculus* sp., *Luzula* sp.), míg más taxonok ezidáig meghatározatlanok (*Carex* sp. *Poaceae* fajok, 0,3 %). Ezeket a csoportokat csak a magkészlet denzitások számításánál vettem figyelembe.

Adatfeldolgozás

A vegetáció és a magbank fajkészletét Sørensen hasonlóság, míg a vegetáció fajlistáit egymással Jaccard hasonlóság segítségével vettem össze. A magkészlet vertikális rétegeinek diverzitásának jellemzésére Shannon diverzitást alkalmaztam. A magok mélységi eloszlására a következő kategóriarendszert használtam: **0** = minden mag a felső talajrétegekben található, azaz nincs magpenetráció a mélyebb réteg irányába, **1**= a magvaknak 0,01–5%-a, **2**= 5–50%-a, **3**=50% feletti része található a mélyebb talajrétegekben. Elvégeztem a talált fajok magkészlet típus besorolását (**I** = tranziens, **II** = rövidtávú perzisztens, **III** = hosszútávú perzisztens, Thompson et al. 1997 és Csontos 2001 alapján) a vegetációban és magkészletben történő előfordulás és az adott faj magkészletének mélységi elosz-

lása alapján. Azokat a fajokat, melyek alacsony frekvenciával (minden területen kisebb mint III) fordultak elő a vegetációban és kevés csíranövényük volt (összesen kevesebb, mint 3 csíranövény) nem soroltam be magkészet típusba. A csak a magkészetben előforduló fajok esetében a kevesebb, mint három maggal rendelkező fajokat nem soroltam be magkészet típusba.

Két független minta átlagát a normalitásesztől függően t-teszt vagy Mann-Whitney U-teszt segítségével hasonlítottam össze. Összetartozó páros adatsorok átlagait normalitás teszt eredményének függvényében páros t-teszttel vagy Wilcoxon teszttel vetettem össze. Több csoport átlagát a normalitás és variancia-egyezőség függvényében egyutas ANOVA-val vagy Kruskal-Wallis teszt segítségével teszteltem, az elváló csoportok kiválasztásakor Student-Newman-Keuls féle post-hoc tesztet használtam. A kezelt és a kontroll gyepek magkészetét PCA ordinációval vettem össze. A sokváltozós elemzésekhez, CANOCO 4.5 programcsomagokat használtam. A kézirat végleges formája $\LaTeX$ -ben, MikTeX 2.5 programcsomag segítségével készült.

Eredmények

Gyertyán-kúti-rétek - kékperjés láprétek

Magkészet denzitása és vertikális megoszlása

A csíráztatás során több, mint 12500 csíranövényt távolítottam el, ebből több, mint 1600 egyedet átültetve neveltem. Minden parcella magkészetét a *Juncus conglomeratus/effusus* csoport abszolút dominanciája jellemezte (50–94%). Összesen 10 fajnak volt legalább egy parcellában $1000 \text{ db}/\text{m}^2/10 \text{ cm}$ -t meghaladó denzitású magkészelete. A magkészetben gyakori kétszikű fajok többsége a kezelt parcellákban magasabb denzitású volt a magkészelete, mint a kontrolllok

esetében, míg a vegetációban domináns *Molinia arundinacea* és a gyakori *Deschampsia caespitosa* a kontrollokban rendelkezett magasabb magkészlettel (t-teszt, *Molinia*: $p < 0,001$, *Deschampsia*: $p < 0,05$).

Az alsó talajrétegekben szignifikánsan kevesebb faj fordult elő, mint a felső rétegekben (páros t-teszt, $p < 0,001$). Az alsó rétegek Shannon diverzitása szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a felső rétegek esetében (Wilcoxon, $p < 0,001$). Az alsó és felső rétegek magdenzitásai között általában nem tapasztaltam szignifikáns eltéréseket. A parcellák többségében azonban az alsó rétegekben mutattam ki több magot. A *Juncus conglomeratus/effusus* csoport esetében a magkészlet a déli kaszált területek kivételével az alsó rétegekben mutatott nagyobb denzitásértékeket (az északi kaszált területeken $p < 0,05$, páros t-teszt, a két kontroll esetében a különbségek nem voltak szignifikánsak).

A vegetáció és a magbank fajösszetétele

A mintaterületek vegetációjában (20 kvadrát összevonásával számítva) 2004-ben összesen 107 edényes faj fordult elő. Parcellánként számított fajszám 61–79 faj között változott. A kaszált és a kontroll parcellák fajkészlete nagy részben közös volt (A Jaccard hasonlóság értéke a déli parcellapár esetében 0,58, míg az északi parcellapár esetében 0,62). 2004-ben a kaszált parcellák átlagfajszáma nagyobb volt a kontrollokénál (átlag $\pm$ SE, Déli kaszált: $50,0 \pm 1,82$, Déli kontroll: $31,6 \pm 4,23$, Északi kaszált: $53,0 \pm 1,45$, Északi kontroll: $49,4 \pm 3,87$, ANOVA $p < 0,001$). A mintaterületek magkészletében összesen 71 faj életképes magjait mutattam ki, ebből 23 faj csak a magkészletben, míg 48 faj a vegetációban és a magkészletben egyaránt előfordult.

A védett fajok közül a *Hypericum maculatum* esetében számottevő denzitású magkészletet igazoltam ($D = 20\text{--}500$ mag/m²). A *Glaudiolus imbricatus*, *Gentiana pneumonanthe*, *Achillea ptarmica*, *Iris sibirica*, *Astrantia major* esetében nem mutattam ki tartós magkész-

let jelenlétét, míg a *Carex hartmannii* esetében összesen 1 életképes magot találtam. A gyakori egyszikűek közül az inkább a kaszált gyepekre jellemző *Briza media*, *Brachypodium pinnatum*, *Festuca* fajok (*F. ovina*, *F. pratensis*, *F. rubra*) esetében és a mindenütt gyakori *Carex montana* esetében nem igazoltam tartós magkészlet jelenlétét.

A növényközösség jellemző kétszikűi közül a *Sanguisorba officinalis*, *Filipendula vulgaris*, *Betonica officinalis*, *Serratula tinctoria*, *Polygala vulgaris* és a *Colchicum autumnale* fajoknak egyáltalán nem mutattam ki a talajból életképes magját, míg a *Galium boreale*, *Succisa pratensis* és a *Potentilla alba* esetében is csak szórványos magkészlet jelenlétét igazoltam. Kizárólag magkészletben fordultak elő ritkább sások (*Carex nigra*, *C. flava*, *C. leporina*) és a legtöbb *Juncus* faj (*Juncus articulatus*, *J. bufonius*, illetve számos kvadrátban a *Juncus conglomeratus/effusus* csoport) magjai. Számos higrofiton (*Peplis portula*, *Scrophularia umbrosa*, *Typha angustifolia*) szintén csak a magkészletben fordult elő.

A magkészlet és a vegetáció hasonlósága minden terület esetében alacsony–közepes volt, az egyes területek átlagai között nem találtam szignifikáns különbséget (Sørensen hasonlóság 0,27–0,40). A PCA ordináció alapján a kezelt és a kontroll területek magkészletének pontfelhői elváltak egymástól, a magkészletben gyakori kétszikű fajok többsége a kaszált területek konvexburkainak közelébe esett. A kaszált gyepek esetében az ordináció egyenletesebb fajeloszlású és denzitású magkészletet igazolt.

Gyertyán-kúti-rétek - mezofil gyepek

Magkészlet denzitása és vertikális megoszlása

A csíráztatás során közel 900 csíranövényt távolítottam el, ebből közel 350 egyedet átültetve neveltem. Mindösszesen 1 fajnak (*Campanula patula*) volt egy területen 1000 db/m²/10 cm-t megha-

ladó denzitású magkészlete. Az alsó talajrétegekben szignifikánsan kevesebb faj fordult elő, mint a felső rétegekben (páros t-teszt, $p < 0,001$). A felső rétegek átlagos magdenzitása szignifikánsan magasabb volt mint az alsó rétegekben (páros t-teszt, $p < 0,001$). Az alsó rétegek Shannon diverzitása szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a felső rétegek esetében (páros t-teszt, $p < 0,001$). A magkészletben gyakori kétszikű fajok közül a *Stellaria graminea* mindkét mintaterületen nagyobb magkészlettel rendelkezett a kezelt parcellákban, a legtöbb faj esetében azonban nem mutattam ki egyértelmű trendeket. A magkészletben domináns fű, a *Sieglingia decumbens* esetében nagyobb denzitású magkészletet találtam a kezelt gyepek talajában

A vegetáció és a magbank fajösszetétele

A mintaterületek vegetációjában (20 kvadrát összevonásával számítva) 2004-ben összesen 124 edényes faj fordult elő. A parcellánként számított fajszám 77–99 faj között változott. A kaszált és a kontroll parcellák fajkészlete nagy részben közös volt (A Jaccard hasonlóság értéke az déli parcellapár esetében 0,56, míg az északi parcellapár esetében 0,67). 2004-ben a kaszált parcellák átlagfajszáma magasabb volt a kontrollokénál (átlag $\pm$ SE, Déli kaszált: $60,2 \pm 2,03$, Déli kontroll: $42,4 \pm 3,37$, Északi kaszált: $63,4 \pm 1,54$, Északi kontroll: $54,2 \pm 1,46$, ANOVA $p < 0,001$). A mintaterületek magkészletében összesen 54 faj életképes magjait mutattam ki, ebből 24 faj csak a magkészletben, míg 30 faj a vegetációban és a magkészletben egyaránt előfordult.

A vegetációban előforduló fajok többségének esetében nem találtam perzisztens magkészletet. A védett *Carlina acaulis*, *Prunella grandiflora*, *Centaurea sadleriana* és *Gentianella austriaca* esetében nem mutattam ki tartós magkészletet. Kizárólag magkészletben fordultak elő ritkább sások (pl. *Carex pilulifera*, *C. remota*) és a megtalált *Juncus* fajok (*Juncus conglomeratus*, *J. effusus*, *J. articulatus*,

J. tenuis) magjai. Több higrofiton (*Typha angustifolia*, *Scrophularia umbrosa*) szintén csak a magkészetben fordult elő. A vegetáció és a magkészet hasonlósága minden mintavételi területen alacsony volt, az egyes területek átlagai között nem találtam szignifikáns különbséget (Sørensen hasonlóság, 0,17–0,20).

A PCA ordinációs ábrán látható, hogy a kezelt és a kontroll területek magkészetének pontfelhői részben átfednek egymással, a magkészetben gyakori kétszikűek többsége a kezelt területek konvexburkainak közelébe esik. A déli parcellák konvexburkai (a kezelt és a kontroll egyaránt) kisebbek, mint az északi parcellák esetében, ami jóval egyenletesebb fajeloszlású és denzitású magkészetre utal.

Martinkai-legelő

Magkészet denzitása és vertikális megoszlása

A csíráztatás során közel 3700 csíranövényt távolítottam el, ebből közel 500 egyedet átültetve továbbneveltem. Az alsó talajrétegekben a felső rétegek magmennyiségének átlagosan csak mintegy 10%-át találtam (páros t-teszt, $p < 0,001$). Az alsó talajrétegekben alacsonyabb átlagos fajszámot mutattam ki, mint a felső rétegekben (páros t-teszt, $p < 0,001$). Az alsó rétegek Shannon diverzitása alacsonyabb volt, mint a felső rétegek esetében (páros t-teszt, $p < 0,001$). A magkészetben gyakori pionír fajok többsége a felső területeken képezett magasabb denzitású magkészetet. A vegetációban domináns fűneműek közül a magkészetben és a vegetációban egyaránt gyakori *Cynodon dactylon* az alsó helyzetű területeken képzett nagyobb denzitású magkészetet.

Összesen 13 fajnak volt legalább egy területen 1000 db/m²/10 cm-t meghaladó denzitású magkészlete. A magkészetet főként egy- és kétéves növények (*Anthemis ruthenica*, *Cerastium semidecandrum* és *C. fontanum*) és rövid élettartamú évelő kétszikűek (pl.

Rumex acetosella) alkották, de a vegetációban domináns fűneműek többségének is számottevő sűrűségű magkészlete volt (*Poa angustifolia*, *Carex stenophylla*, *Cynodon dactylon*).

A vegetáció és a magkészlet fajösszetétele

A mintaterületek vegetációjában 2002-ben (20 kvadrát összevonásával számolva) összesen 62 edényes növényfajt találtam. Az egyes kvadrátok fajszáma 6–30 faj között változott. A vegetációban minden területen fűnemű fajok dominanciája volt megfigyelhető (*Poa angustifolia*, *Cynodon dactylon*, *Carex stenophylla*). A felső helyzetű területeken (F1 és F2) magasabb átlagfajszámot tapasztaltam, mint az alsók esetében (átlag $\pm$ SE: F1: 14,8 $\pm$ 2,1; F2: 15,4 $\pm$ 2,2; A1: 7,6 $\pm$ 1,8; A2: 6,0 $\pm$ 0,7; ANOVA, $p < 0,001$).

A vegetáció gyakori fajainak többsége rendelkezett tartós magkészlettel. A mintaterületek magkészletében összesen 72 fajt mutattam ki, melyek közül 35 faj csak a magkészletben fordult elő. Ezek a fajok túlnyomóan nitrogénkedvelő egyévesek (*Amaranthus retroflexus*, *Capsella bursa-pastoris*), homoki pionír egyévesek és rövid élettartamú évelők (*Anthemis ruthenica*, *Veronica arvensis*, *V. triphyllos* és *V. verna*, *Rumex acetosella*, *Trifolium arvense*) illetve higrofitonok (pl. *Juncus* fajok, *Typha angustifolia*, *Stachys palustris*, *Mentha aquatica*) voltak. A vegetációban gyakoribb egyszikű fajok közül a *Bromus tectorum* esetében nem találtam tartós magkészletet. A vegetációban gyakori kétszikűek közül az *Achillea millefolium*, *Chondrilla juncea*, *Eryngium campestre* és az *Euphorbia cyparissias* esetében nem találtam tartós magkészletet.

A vegetáció (három évszak összevont felvételei) és a magkészlet közepes hasonlóságot mutatott. A Sørensen hasonlóságok átlagértékei magasabbak voltak a felső helyzetű területek esetében (F: 0,57–0,59 A: 0,40–0,42; ANOVA, $p < 0,05$). A PCA ordinációban a felső és alsó buckaoldali területek élesen elválnak egymástól. A

magkészetben gyakori egyéves pionírok többsége a felső helyzetű területek konvexburkaihoz esik közelebb, míg a vegetációban domináns egyszikűek (*Poa angustifolia*, *Cynodon dactylon*) az alsó helyzetű területeken képeznek nagyobb magkészetet.

Magkészet típus besorolás

A vizsgálataim során 200 magvas növényfajt jelenlétét igazoltam a vegetációban és a magkészetben (a magyar flóra fajainak közel 7%-a), 171 faj esetében volt lehetséges a magkészet típus megadása. Tranzien kategóriába soroltam a vizsgáltak közül 88 fajt, míg 83 faj magkészlete legalább egy vizsgálati területen perzisztensnek bizonyult. 71 faj esetében eddig nem adtak meg magkészet típust (Csontos 2006). A perzisztens fajok aránya a legmagasabb a martinkai mintaterületeken volt (65%). Ez az érték alacsonyabb volt a Gyertyán-kúti-rétek mintaterületein (a kékperjés lápréteken 48%, a mezofil gyepekben 27%).

A magkészet szerepe gyepek rehabilitációjában

Eredményeim azt mutatják, hogy a magkészet gyept regenerációban betöltött szerepe gyeptársulástól függően igen eltérő lehet. Regenerációs szempontból a legjelentősebb a magasabban fekvő homoki gyepek magkészlete, hiszen itt a domináns fajok többsége rendelkezik tartós magkészlettel (itt volt a legmagasabb a perzisztens fajok aránya). Más hazai homoki magkészet vizsgálatok is igazolták, hogy számos faj, akár még spontán akácosodást követően is évekig jelen van a magkészetben (Matus et al. 2003). Mindazonáltal a martinkai mintaterületek vegetációja libalegelést követően spontán módon 12 év alatt csak vázfajaiban regenerálódott (Török et al. 2008b). A felső- és alsó helyzetű területek magkészlete, bár az évelő

egyszikűek az alsó helyzetű, míg a homoki pionírok a felső helyzetű területeken rendelkeztek sűrűbb magkészlettel, nem tért el jelentősen egymástól. A mélyebben fekvő területeken azonban a magas produkció gátja lehet a regenerációnak, így itt a fűnemű dominancia visszaszorítása érdekében a hagyományos kezelések felújítása (kaszálás, legeltetés) szükséges lehet.

A kékperjés gyepek esetében a fajok többségénél szintén kimutattam tartós magkészletet. A fajgazdag gyepekre jellemző vázfajok többsége magkészletet képez. A védett kísérőfajok, azonban legfeljebb csak sporadikus magkészlettel rendelkeznek. Problémát jelenthet az is, hogy a talaj igen magas denzitásban tartalmazza a kompetitív *Juncus* fajok magjait, ami a helyreállítás sikerességét akadályozhatja.

A magkészlet regenerációs értéke a mezofil kaszáló-gyepekben a legkisebb, hiszen itt a magkészlet igen alacsony denzitású, és a vegetáció fajainak többsége egyáltalán nem képez tartós magkészletet (igen alacsony volt a perzisztens fajok aránya). Egy esetleges beerdősülés után tehát itt nem várható az eltűnt fajok magkészletből történő regenerációja.

Mindezek alapján az általunk vizsgált gyepek példáján keresztül látható, hogy a magkészlet fontos szerepet tölt be a gyepek és különösképp a gyepi vázfajok regenerálódásában. Azokban az esetekben, amikor a csak a vázfajok regenerációja vagy még az sem biztosított, további beavatkozások lehetnek szükségesek. Ilyen beavatkozások lehetnek a szénaráhordás, célzott magvetés és feltalaj ráhordás. Kíváncos lehet a korábbi magterjesztési folyamatok helyreállítása, például a nagyobb területeket összekapcsoló legeltetés felújítása.

The Role of Soil Seed Banks in Restoration of Acidic Grasslands

Ph.D. Thesis

Péter Török

Introduction

The role of seed banks in vegetation dynamics

Studying soil seed banks supports important information for almost all fields of plant ecology. The knowledge of seed banks helps to understand vegetation dynamics and useful to predict compositional changes in vegetation (e.g. species replacement events, colonization processes). Seed banks are often used to predict invasions, and to assess the regeneration ability of weedy species. Buried seed banks play an important role in the conservation and restoration of many plant communities. Seed bank studies are also useful in endangered species conservation (Thompson et al. 1997).

The earliest seed bank studies in Hungary focused on the seed survival of weedy species in soils, and also studying the seed banks of arable lands. The first seed bank study in natural vegetation was published only twenty years ago (Virágh & Gerencsér 1988). From the beginning of the 90's the seed banks of sandy and rocky grasslands, steppe meadows, dry oak woods and forest clearings were studied. In contrast to North-Western Europe where seed bank type classification already covered about half of the species (Thompson et al. 1997), records for one fourth of the Hungarian flora is available (501 species, Csontos 2006).

Grassland seed banks

The area of species-rich semi natural grasslands have decreased dramatically in the last decades throughout Europe. Many lowland grassland areas have been converted to arable lands or to improve their biomass production were subject to intensive grassland management including the usage of mineral fertilizers, which leads to decreasing species richness. The replacement of traditional extensive management practices by intensive goose farming was a widespread phenomenon in Hungary.

This kind of agricultural management leads to denudation and nutrient enrichment of the top soil; finally it results in a species-poor weed assemblage. This type of management leads to denudation, nutrient enrichment then degradation through invasion of weeds. The abandoned lowland grassland sites were often spontaneously invaded by *Robinia pseudo-acacia*. Most mountain hay-making were abandoned too.

The cessation of traditionally managed mountain meadows often results in a loss of species richness by increased dominance of a few species and the extinction of subordinate ones (Bakker 1989, Stampfli & Zeiter 1999).

From restoration ecological point of view it is important to know whether former species richness and diversity of grasslands could be restored by the resumed traditional management practices alone. Many studies proved the importance of propagule sources in grassland restoration (Stampfli & Zeiter 1999). The nearest native propagule source for restoration is the soil seed bank of the site.

In former studies persistent seed banks with varied densities were detected in the soil of grasslands (10^3 – 10^6 /m², Thompson & Fenner 2005). Most of the grassland species occur frequently in the vegetation do not build up persistent seed banks (Thompson et al. 1997). In contrast, others found high densities buried viable seeds

of species characteristic for earlier vegetation stages (Bekker et al. 1998). Most grassland species are not classified into seed bank type categories.

Aims of the study

Four stands (two cut and two control) of two types of mountain meadows and four stands of different vertical positioned acidic sandy grasslands (two upper and two lower stands) were studied. The aim of the study was to assess the density and composition of seed banks of the studied grassland communities, to test the following hypotheses:

(i) The density of soil seed banks are higher in wet grassland types (*Molinion* meadows) than that of dry grasslands (*Brachypodium* meadows, sandy grasslands).

(ii) The soil seed banks were dominated by a few species, the dominant species form at least a short term persistent seed bank.

(iii) The seed density and species richness of seed bank is higher in the upper soil layer.

(iv) The management has a significant effect on the seed bank; the species richness and density of seed banks is higher in the cut plots.

(v) The different vertical position has a significant effect on the seed bank, the seed density and species richness of seed banks are higher in the upper positioned plots.

(vi) Similarity of vegetation and seed bank of grasslands is low.

(vii) The soil seed banks are a sufficient source of propagules to restore the former species richness and diversity of damaged or abandoned grasslands.

Material and Methods

Gyertyán-kúti-rétek meadows

Studies have been carried out on the strictly protected, approximately 100 ha sized Gyertyán-kúti rétek hay-making meadows, in the Zemplén mountains (NE-Hungary). This outstandingly species-rich meadow is situated at a height of 640–720m a.s.l., on a plateau surrounded by forests. The traditional management has gradually been abandoned since the 1960's. In 1993 a long-term restoration experiment was started.

In two *Molinion coeruleae* and two *Cirsio pannonici* - *Brachypodium pinnati* stands, in each stand 100m² plots were selected for study (1 managed and 1 control). In each plot five 4m² subplots were marked. The control plots were cut by scythe once a year in the last week of July, and the hay was carried away. The control plots were left unmanaged. In each subplot in 1993, 1998 and in 2004 the species lists of vascular plants were recorded.

Martinka pasture

The sampling was carried out at the 'Martinkai legelő' nature reserve located ca 15km east of Debrecen. Four sites, located on goose farms abandoned in 1990, were chosen for study. Two of them (H1, L1) were located in the eastern part the other two (H2, L2) in the western part of the reserve. Low sites (L1, L2) were ca 1.5m above the level of the surrounding dune slacks whereas the high sites (H1, H2) were ca. 2.7–2.9m above the dune slacks. All sites were subject to spontaneous succession. Five 4m² permanent plots per site were sampled between 1991–2002. The species lists of vascular plants were recorded in April, June and September.

Seed bank study

Soil seed banks were studied with the seedling emergence method. In each 4m² sized subplot 6 soil samples were taken (4cm in diameter, 10cm in depth), after melt (Martinka pasture 2002, Gyertyán-kúti rétek, *Molinion* meadows 2005, *Brachypodium* meadows 2006). Two vertical segments (0–5cm, 5–10cm) were separated. Identical segments of the 6 cores were pooled on the spot, to reduce the sample volume. Vegetative organs were retained by washing on a coarse mesh (3mm) and seed free fine soil components were removed by washing over a fine mesh (0.2mm). Concentrated samples were spread in a maximum 3–4mm thick layer on trays, previously filled with steam-sterilized potting soil (ter Heerdt et al. 1996). Trays were illuminated with natural light in a greenhouse at Botanical Garden of Debrecen University.

Unidentified taxa were transplanted, and grown till flowering. Seed rain was monitored in sample-free control trays. Contaminant species e.g. greenhouse weeds were excluded from analyses. The seedlings of *Juncus conglomeratus* and *J. effusus* (Gyertyán-kúti rétek meadows), as well as *Veronica triphyllos*, *V. verna* and *V. dillenii* (Martinka) were pooled as *Juncus* sp. and *Veronica* sp. respectively. The two cryptogamic species (*Equisetum arvense* and *E. ramosissimum*) and also dead (lesser, than 0.1%, *Hypericum* sp., *Ranunculus* sp., *Luzula* sp.) or still unidentified plants (0.3%, *Carex* sp. *Poaceae* species) transplants were excluded from the seed bank classification and multivariate analysis.

Data processing

The species lists of vegetation and seed bank were compared using the Sørensen similarity. The similarity between the vegetation of the sampling sites were analyzed by the Jaccard similarity. To asses

the diversity of upper and lower soil layers Shannon diversity indices were calculated. The following categories were used to characterize the vertical distribution the seeds of various species: **0** = there is no seed penetration to the deeper soil layer, The **1**= 0.01–5% , **2**= 5–50%, and **3**= more than 50% of the seeds were present in the deeper soil layer. In accordance with Thompson et al. 1997 and Csontos 2001 the seed bank records were classified to seed bank categories (**I** = transient, **II** = short term persistent, **III** = long term persistent. Species with low vegetation frequency and/or with low seed density were not categorized.

Means of two independent samples were compared using t-test or Mann-Whitney U-test depending on the result of normality test. Means of paired samples were tested using paired t-test or Wilcoxon signed rank test. Means of several groups were tested using One-way ANOVA or Kruskal-Wallis nonparametric test, depending on the result of testing for equality of variance and normality. In the case of significant differences Student-Newman-Keuls pairwise comparisons were used. To compare the seed banks of the different elevated or managed sites PCA was applied. To the multivariate analysis CANOCO 4.5 were used.

Results

Gyertyán-kútirétek, *Molinion* meadows

Density and vertical distribution of the seed bank

More than 12,500 seedlings have emerged and about 1,600 seedlings were transplanted. The *Juncus conglomeratus/effusus* group built up the vast majority of the seed bank (50–94% of the total seedbank). Altogether 10 species had more dense seed bank than 1,000/m²/10cm at least in one plot. *Molinia arundinacea* and *De-*

schampsia caespitosa had significantly more dense seed banks in the control plots ($p < 0.001$ and $p < 0.05$ respectively) and most of the dominant herbaceous species had more dense seedbank in the cut plots.

In the lower soil layers significantly less species richness (paired t-test, $p < 0.001$) and Shannon diversity (Wilcoxon, $p < 0.001$) scores were detected than in the upper ones. Seed densities of upper and lower layers did not differ significantly. The *Juncus conglomeratus/effusus* species group built up a more dense seed banks at most of the sites in the lower soil layers.

Species composition of seed bank and vegetation

In the vegetation of the studied plots (based on the species list of the 20 4m² sized subplots) 107 vascular species were detected in 2004. The mean species richness per plot varied between 61 and 79. The species composition of the control plots was very similar to that of the cut plots (Jaccard similarity: 0.58–0.62). Mean species richness detected in the cut subplots was significantly higher than the species richness of the control ones (cut subplots: 50.0–53.0, control subplots: 31.6–49.4, ANOVA $p < 0.001$).

Altogether 71 species were found in the seed bank of the studied plots. 23 species were only detected in the seed bank, whereas 48 species were present both in the vegetation and seed bank. *Hypericum maculatum* proved the only legally protected species with a considerable soil seed bank ($D = 20\text{--}500$ seed/m²). While *Carex hartmanii* only had a single viable seed in the samples. Most protected species (e.g. *Gladiolus imbricatus*, *Gentiana pneumonanthe*, *Achillea ptarmica*, *Iris sibirica*, *Astrantia major*) had no detectably dense seed bank. In contrast, some taxa that were rare in the vegetation had dense seed banks (*Juncus conglomeratus/effusus*). Some rare monocots were only detected in the seedbank (*Carex nigra*, *C. flava*, *C. leporina*, *Juncus bufonius*, *J. articulatus*). Seeds of some hygrophytes

species were exclusively detected in the seed bank (e.g. *Peplis portula*, *Scrophularia umbrosa*, *Typha angustifolia*).

The similarities between the vegetation and seed bank were low to medium (Sørensen similarity 0.27–0.40). No significant differences were found between the cut and the control plots in this respect. The PCA ordination showed a more even species distribution in the cut plots than in the control ones. The coordinates of frequent herbaceous species were closer to the coordinates of the cut sites, than to that of the control ones.

Gyertyán-kúti rétek, Brachypodium meadows

Density and vertical distribution of the seed bank

More than 900 seedlings have emerged, and about 350 seedlings were transplanted. A single species (*Sieglingia decumbens*) had at least in one plot more than 1,000 seeds/m²/10cm. In the lower soil layers significantly lower species richness (paired t-test, $p<0.001$), Shannon diversity (paired t-test, $p<0.001$) and seed density (paired t-test, $p<0.001$) scores were detected than in the topsoil. In the cut plots *Stellaria graminea* had significantly more dense seed bank, but by most of the species no clear trends were found. The dominant graminoid species of the seed bank, *Sieglingia decumbens* had more dense seed bank in the soil of cut plots.

Species composition of vegetation and seed bank

In the vegetation of the studied plots (based on the species list of the 20 subplots) 124 vascular species were detected in 2004. The mean species richness scores per plot varied between 77 and 99. The species composition of the control plots was very similar to that of

the cut ones (Jaccard similarity: 0.56–0.67). The mean species richness detected in the cut subplots was significantly higher than that of the control ones (cut: 60.2–63.4, control: 42.4–54.2, ANOVA $p < 0.001$).

Altogether 54 species were found in the seed bank of the studied plots, out of which 24 species were only detected in the seed bank, whereas 30 species were present both in the vegetation and seed bank. Most of the species detected in the vegetation had no seed bank. Protected species also had no detectably dense seed bank (*Carlina acaulis*, *Prunella grandiflora*, *Centaurea sadleriana* and *Gentianella austriaca*).

Some taxa missing from vegetation were detected in the seed bank (seeds of some monocots: *Carex pilulifera*, *C. remota*, *Juncus conglomeratus*, *J. effusus*, *J. articulatus* and *J. tenuis*).

The similarities between the vegetation and seed bank were low to medium (Sørensen similarity, 0.17–0.20), and no significant differences were found between the cut and the control plots.

The PCA ordination showed a less overlap between the point-clouds of the cut and control sites, but more even distribution of species was detected in the cut plots than in the control ones. The coordinates of frequent herbaceous species were closer to the coordinates of the cut sites, than to that of the control ones.

Martinka pasture

Density and vertical distribution of seed bank

Almost 3,700 seedlings have emerged, and about 500 seedlings were transplanted. Altogether 13 species had more than 1,000 seeds/m²/10cm. In the lower soil layers significantly lower species richness (paired t-test, $p < 0.001$) and Shannon diversity (t-test, $p < 0.001$) and species density (paired t-test, $p < 0.001$) scores were detected than in upper soil layers. Mostly the seeds of annuals

and biennials (*Anthemis ruthenica*, *Cerastium semidecandrum* és *C. fontanum*), and short lived perennial species (e.g. *Rumex acetosella*) composed the seed bank, but frequent graminoids *Poa angustifolia*, *Carex stenophylla*, *Cynodon dactylon*) also built up considerable seed densities. The frequent pioneer species built up more dense seed bank in the upper sites, whereas the dominant graminoid, *Cynodon dactylon* had more dense seed bank in the lower ones.

Species composition of vegetation and seed bank

In the vegetation of the studied plots (based on the species list of the 20 subplots) 62 vascular species were detected in 2002. The mean species richness per plot varied between 6 and 32. Vegetation of all sites were dominated by perennial graminoids (*Poa angustifolia*, *Cynodon dactylon*, *Carex stenophylla*). Significantly higher species richness was detected in the upper sites than in the lower ones (mean $\pm$ SE: U1: 14.8 $\pm$ 2.1; U2:15.4 $\pm$ 2.2; L1: 7.6 $\pm$ 1.8; L2: 6.0 $\pm$ 0.7; ANOVA, $p<0.001$).

Majority of the frequent species had a considerable persistent seed bank. Altogether 72 species were found in the seed bank of the studied plots, out of which 35 species were exclusively detected in the seed bank. The seed bank was dominated by nitrophilous annuals (*Amaranthus retroflexus*, *Capsella bursa-pastoris*), psammophilous annuals and short lived perennials (*Anthemis ruthenica*, *Veronica arvensis*, *V. triphyllos* és *V. verna*, *Rumex acetosella*, *Trifolium arvense*) and some hygrophites (*Juncus* species, *Typha angustifolia*, *Stachys palustris*, *Mentha aquatica*). The annual pioneering graminoid, *Bromus tectorum* and also frequent herbaceous species like *Achillea millefolium*, *Chondrilla juncea*, *Eryngium campestre* and *Euphorbia cyparissias* had no detectably dense seed banks. The similarity between vegetation and seed bank was relatively high. The Sørensen similarity scores were significantly higher between the vegetation

and seed bank in upper sites (Upper sites:0.57–0.59 Lower sites:0.40–0.42; ANOVA, $p<0.05$).

The PCA ordination of the seed densities showed that the point-clouds of the upper and lower sites were clearly separated from each other. The coordinates of frequent pioneer species were closer to the point-clouds of the upper sites, whereas that of the frequent graminoids (*Poa angustifolia*, *Cynodon dactylon*) were closer to the point clouds of the lower sites.

Seed bank classification

Altogether 200 vascular species were detected in the vegetation and seed bank samples in this study (almost 7 percent of the Hungarian flora). 171 species were classified into seed bank categories (88 species transient, 83 species at least in one study site persistent). Seed longevity of 71 species were newly classified. The proportion of persistent species was the highest in the Martinka pasture (65%). Lower scores were detected in the Gyertyán-kúti rétek meadows (*Molinion*: 48%, *Brachypodion*: 27%).

Restoration prospects

The results of this study suggest that the regenerative value of seed banks in grassland restoration greatly depends on the type of grassland. The highest proportion of persistent species were found in the soils of degraded sandy grasslands. As shown in a similar study in the region this also hold for spontaneous *Robinia* invasion (Matus et al. 2003). After 10–12 years spontaneous vegetation development proved very slow, and ended only with a partial regeneration (Török et al. 2008b). Especially in the lower elevated sites cover of graminoids became so dense that only a few annual and perennial

forbs remained in the present vegetation. High biomass production in lower sites could prevent the immigration of subordinate species, so further management practices are needed to increase species richness (cutting, grazing).

In *Molinion* meadows, a smaller part of species in the vegetation had detectably dense seed banks. While the dominant species built up more or less dense seed banks, the vast majority of the protected species have at most sporadic seed banks. A very dense seed bank of *Juncus* species could also influence negatively chances of spontaneous regeneration after disturbance.

The importance of seed bank in restoration is the lowest in the *Brachypodium* meadows. Low seed densities and species poor seed banks were detected, the proportion of species with persistent seed banks was also low. So in restoration of this vegetation type one can not rely entirely on seed banks, because of the lack of abundant propagules.

Our results suggest that seed banks play an important role in the regeneration of dominant grassland species and grassland communities, but various grassland types also have very pronounced specific features. When regeneration ability of seed banks are limited, the regeneration can rely on diaspore inoculation via transfer of hay, topsoil inoculation or transfer by grazing animals.

Irodalom / Literature

- Bakker J. P. (1989): *Nature Management by Grazing and Cutting*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.
- Bekker R. M., Bakker J. P., Gradin U., Kalamees P., Milberg P., Poschlod P., Thompson K. & Willems H. (1998): Seed size, shape and vertical distribution in the soil: Indicators of seed longevity. *Functional Ecology* **12**: 834-842.
- Csontos P. (2001): *A természetes magbank kutatásának módszerei*, Scientia Kiadó, Budapest.
- Csontos P. (2006): *A magbank ökológia alapjai, a hazai flóra magökológiai vizsgálata*. Akadémiai Doktori értekezés, MTA-ELTE, Budapest.
- 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.
- Matus G., Tóthmérész B. & Papp M. (2003): Restoration prospects of abandoned species rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science* **6**: 169-178.
- 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.
- Thompson K., Bakker J. P. & Bekker R. M. (1997): *Soil seed banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press, UK.
- Thompson K. & Fenner (2005): *Seed Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Virág K. & Gerencsér L. (1988): Seed bank in the soil and its role during secondary succession induced by some herbicides in a perennial grassland community. *Acta Botanica Hungarica* **34**: 77-121.

Török Péter tudományos tevékenységének jegyzéke

Publikációk

1. **Török P.**, Matus G., Papp M. & Tóthmérész B. (2008a): Vegetation development and seed bank of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* - (accepted for publishing). IF (2006): 1.196.
2. **Török P.**, Matus G., Papp M. & Tóthmérész B. (2008b): Secondary succession of overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* **80** (in press). IF (2006): 2.119.
3. **Török P.**, Arany I., Prommer M., Valkó O., Balogh A., Vida E., Tóthmérész B. & Matus G. (2008): Above ground vegetation, phytomass and seedbank of strictly protected abandoned hay-making *Molinion* meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management. *Thaiszia* (in press).
4. **Török P.**, Arany I., Prommer M., Valkó O., Balogh A., Vida E., Tóthmérész B. & Matus G. (2007): Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára. *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 187-198.
5. Arany I., **Török P.** & Matus G. (2007): Vadkizárás hatásának vizsgálata egy déli-bükki endemikus növénytársulásban: produktivitás, fajösszetétel és reprodukzív siker. *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 81-92.
6. **Török P.** & Tóthmérész B. (2006): *Növényökológiai alapismeretek*. Kossuth Egyetemi Kiadó, pp. 173.

7. **Török P.** & Tóthmérész B. (2004): A debreceni Nagyerdő növényzeti arculatának vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények* **11**:107-116.
8. Matus G., Barina Z., **Török P.**, Pifkó D., Filippov P., Kun A. Almádi L. & Sulyok J. (2001): *Physocaulis nodosus* (L. Tausch (Apiaceae) a Kárpát-medencében és környékén. / *Physocaulis nodosus* (L. Tausch (Apiaceae) in the Carpathian Basin and its surroundings. II. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium. Magyar Biológiai Társaság - Magyar Természettudományi Múzeum, 2001. november 20-22. Szimpózium kötet, pp. 117-119.
9. Matus G., Novák T. & **Török P.** (2000): Dudatönk (*Physocaulis nodosus* (L.) Tausch, Syn.: *Myrrhoides nodosa* (L.) Cannon) Debrecenben. *Kitaibelia* **5**: 230.

Előadások

1. **Török P.**, Papp M., Tóthmérész B. & Matus G. (2008): Túllegelt nyírségi homoki gyepek szekunder szukcessziója és magkészlete. VIII. Aktuális Flóra és Vegetációkutatások a Kárpát-medencében. Gödöllő, 2008. február 29-március 2. *Kitaibelia* **13**: 138.
2. Matus G., Papp M., Józsa Á., **Török P.** (2008): Adatok a *Secale sylvestre* nyírségi elterjedéséhez és ökológiájához. VIII. Aktuális Flóra és Vegetációkutatások a Kárpát-medencében. Gödöllő, 2008. február 29-március 2. *Kitaibelia* **13**: 116.
3. Vida E. E., Deák B., **Török P.**, Valkó O., Miglécz T., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2008): Löszös és szikes gyepek rekonstrukciója a HNP területén. VIII. Aktuális Flóra és Vegetációkutatá-

sok a Kárpát-medencében. Gödöllő, 2008. február 29-március 2. *Kitaibelia* **13**: 139.

4. Koncz G., Papp M., Matus G., **Török P.**, Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Tóth J. A. & Tóthmérész B. (2008): Egy észak-magyarországi cseres-tölgyes erdő magkészlete és struktúrájának változása 1973 óta. VIII. Aktuális Flóra és Vegetációkutatók a Kárpát-medencében. Gödöllő, 2008. február 29-március 2. *Kitaibelia* **13**: 112.
5. **Török P.**, Valkó O., Vida E. E., Arany I., Tóthmérész B. & Matus G. (2007): Helyreállítható-e a hegyi rétek fajgazdagsága? - zempléni kékperjés gyepek és mezofil hegyi kaszálók fajösszetétele és fitomasszája. IV MTBK Műhelytalálkozó, Tokaj, Absztrakt kötet, p. 21.
6. Deák B., **Török P.**, Déri E., Lontay L., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2007): Szántók visszagyepesítése: szekunder szukcesszió alternatív útjai hasonló közösségi mintázatokat eredményezhetnek. IV MTBK Műhelytalálkozó, Tokaj, Absztrakt kötet, p. 24.
7. Vida E. E., Valkó O., Balogh A., Arany I., **Török P.**, Tóthmérész B. & Matus G. (2007): Időjárási fluktuációk hatása felszín feletti fitomasszára kékperjés láprét állományokban. 1429. előadóülés, Budapest 2007. december 10. Absztrakt a *Botanikai Közleményekben* megjelenés alatt.
8. **Török P.**, Arany I., Valkó O., Balogh A., Vida E. E., Tóthmérész B. & Matus G. (2006): Újrakezdett kaszálás hatása felhagyott zempléni kékperjés láprétek vegetációjára és talajának magkészletére. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest, 2006. szeptember 4-6., Absztrakt kötet, p. 213.

-
9. **Török P.**, Arany I., Balogh A., Valkó O., Vida E. E. & Matus G. (2006): Felhagyott hegyi kaszálórétek kezelésének hatása a faj- és virággazdagságra a ZTK egy fokozottan védett területén, 1. Zemplénkutató Konferencia, Tokaj, 2006. április 14-15.
 10. Matus G., Papp M., **Török P.** & Ádám Zs. (2006): Nyírségi száraz homoki gyepek és akácok fajainak magkészlet képzési stratégiája. Előadás, Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás Konferencia VII., *Kitaibelia* **11**: 32.
 11. Valkó O., **Török P.**, Vida E. E., Balogh A., Tóthmérész B. & Matus G. (2006): Fitomassza produkció és fajgazdagság változása újrakezdett kaszálás hatására felhagyott hegyi kaszálókön. MBT Botanikai Szakosztály 1422-ik előadóülés. Absztrakt, *Botanikai Közlemények* **93**.
 12. **Török P.**, Arany I. & Matus G. (2005): Kaszálás és fajgazdagság *Molinia coerulea* dominálta hegyvidéki nedves réteken. MBT Botanikai Szakosztálya 1408. szakülése 2005. április 18. Absztrakt, *Botanikai Közlemények* **92**: 214.
 13. **Török P.**, Arany I., Valkó O., Balogh A., Vida E. E., Tóthmérész B. & Matus G. (2005): Kaszált és felhagyott zempléni kékperjés láprétek vegetációja és talajának magkészlete, III. Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, Absztrakt kötet, p. 60.
 14. Matus G., **Török P.**, Papp M. & György Cs. (2004): Vegetation dynamics and seed bank formation: long-term studies on sandy ruderal succession. GFÖ Annual Conference 2004. Absztrakt kötet, p. 156.
 15. Arany I., Matus G. & **Török P.** (2004): Nagyvadkizárás hatása két déli-bükki erdőtársulásban: produktivitás és reprodukív siker.

Előadás, MBT Botanikai Szakosztály 1405. szakülés. *Botanikai Közlemények* **91**: 149-150.

16. Matus G., Papp M., **Török P.** & György Cs. (2003): Homoki ruderáliák és gyepek talajának magkészlete: a csíráztatásos vizsgálatok megbízhatósága. MBT Botanikai Szakosztály 1391-ik előadóülés. Absztrakt, *Botanikai Közlemények* **90**: 164-165.
17. **Török P.** (2003): A szubmediterrán *Physocaulis nodosus* (L.) Tausch (Apiaceae) adventív debreceni populációja életmenetének vizsgálata. OTDK előadás, XXVI. OTDK Szeged, Absztrakt kötet, p. 194.
18. Matus G., **Török P.**, Papp M. & György Cs. (2003): Magkészlet és szekunder szukcesszió: Hosszútávú megfigyelések száraz homoki gyepekben. 6. Magyar Ökológus Kongresszus, Gödöllő, 2003. augusztus 27-29. Előadás, Absztrakt kötet, p. 179.
19. Arany I, Aszalós R., Matus G. & **Török P.** (2002): Nagyvadkizárási kísérlet hatása a fajok reprodukív sikerére néhány déli-bükki növénytársulásban. *Bot. Közlem.* **89**: 241-242.
20. **Török P.** (2002): A szubmediterrán *Physocaulis nodosus* (L.) Tausch (Apiaceae) adventív debreceni populációja életmenetének vizsgálata. Kari TDK előadás, bemutató 2002. november 25, Programfüzet, p. 4.
21. **Török P.** (2002): Egy szubmediterrán faj adventív populációjának életmenete: a *Physocaulis nodosus* Tausch. Debrecenben. Botanikai Előadóversenyen Különdíjas előadás. (A MBT Botanikai Szakosztálya 1382-ik szakülésén, 2002. május 13-án elhangzott előadás összefoglalója.), *Bot. Közlem.* **89**: 233.

-
22. Matus G., **Török P.** (2001): Adatok a *Physocaulis nodosus* (L.) Tausch (Apiaceae) Debreceni előfordulásának körülményeihez. MBT Botanikai Szakosztály 1375. sz. előadói ülés, 2001. november 26. Budapest. *Botanikai Közlemények* **88**: 215-216.

Poszterek

1. Arany I., **Török P.**, Aszalós R. & Matus G. (2007): Bükki mészkő sziklagyep fajösszetétele és fajainak virágzási sikere nagyvad elől elzárt és referencia állományban. IV MTBK Műhelytalálkozó, Tokaj, Absztrakt kötet, p. 34.
2. **Török P.**, Arany I., Matus G. & Tóthmérész B. (2006): Effect of cutting on species richness, flowering success and seedbank composition of abandoned *Molinion* meadows in Hungary. I. ECCB Conference, Poszter 720, Eger, 2006. augusztus 22-26., Absztrakt kötet, p. 165.
3. Matus G., Ádám Zs., Papp M., **Török P.** & György Cs. (2006): Magkészlet képzés és terepi csírázás nyírségi mészkerülő homoki gyepekben. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás Konferencia VII. *Kitaibelia* **11**: 65.
4. Ádám Zs., **Török P.**, Papp M. & Matus G. (2006): Szezonális hatás és kezelések hatása mészkerülő homoki gyepek csíranövény populációira. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest, 2006. szeptember 4-6., Absztrakt kötet, p. 17.
5. Arany I., **Török P.** & Matus G. (2006): Species richness and reproductive success after game enclosure in an endangered endemic pannonian oak wood community. I. ECCB Conference, Poster 385., Eger, 2006. augusztus 22-26. Absztrakt kötet, p. 95.

6. **Török P.**, Matus G. & Arany I. (2005): Effect of cutting on reproductive success and diversity of abandoned Molinion meadows in Hungary. Limiting Factors in Restoration Workshop, GFÖ Giessen , 2005 április 7-9, Absztrakt kötet, p. 37.
7. Arany I., Matus G. & **Török P.** (2005): Game exclosure as a tool to restore an endangered endemic Pannonian oak wood community. Limiting Factors in Restoration Workshop, GFÖ Giessen , 2005 április 7-9, Absztrakt kötet, p. 28.
8. Papp M., Matus G. & **Török P.** (2005): Seed bank in dynamics of xerophilous vegetation in a Central European sandy region. IX. International Ecological Congress Montreal. Program kötet, p. 81.
9. **Török P.** & Tóthmérész B. (2005): A debreceni Nagyerdő növényzetének természetessége aktuális és történeti adatok alapján, III. Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, Absztrakt kötet, p. 218.
10. Arany I., **Török P.** & Matus G. (2005): Vadkizárás hatásának vizsgálata egy déli-bükkii endemikus növénytársulásban: produktivitás, fajösszetétel és reprodukzív siker, III. Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, Absztrakt kötet, p. 82.
11. Matus G., Papp M. & **Török P.** (2005): Nyírségi száraz homoki gyepek és akácosok fajainak magkészlet képzési stratégiája. III. Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, Absztrakt kötet, p. 163.
12. **Török P.**, Matus G. & Arany I. (2004): A kaszálás hatása a hegyvidéki nedves rétek fajgazdagságára és a fajok reprodukzív sikerére. Szegedi Ökológiai Napok 2004, Programfüzet, p. 28.

-
13. **Török P.** & Tóthmérész B. (2004): Changes in the composition and structure of a native oak forest along an urban-suburban-rural gradient in Hungary. GFÖ Konferencia 2004. Absztrakt kötet, p. 96.
 14. Arany I., **Török P.** & Matus G. (2004): Vadkizárás hatása egy déli-bükki erdőtársulásban: produktivitás, fajösszetétel és reprodukció siker. Szegedi Ökológiai Napok 2004, Programfüzet, p. 5.
 15. Arany I., **Török P.** & Matus G. (2004): Nagyvadkizárás és fajösszetétel egy déli-bükki sziklagyepben. Szegedi Ökológiai Napok 2004, Programfüzet, p. 6.
 16. Matus G., **Török P.** & Papp M (2004): Néhány regionális adventív a Dél-Nyírségben: sejthető-e, miből lesz a cserebogár? Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében VI., Absztrakt kötet, p. 139.
 17. **Török P.**, Matus G. & Tóthmérész B. (2002): Life strategy of a submediterranean species as adventive in Central Europe. IX. European Ecological Congress, 2002. július 27.-augusztus 2. Lund, Svédország. Program füzet, p. 20.
 18. **Török P.** & Matus G. (2002): Egy ritka faj előfordulása és életmenete: A *Physocaulis nodosus* Debrecenben. Aktuális flóra-és vegetáció-kutatások a Kárpát-medence V. abstract, Absztrakt kötet, p. 133.
 19. **Török P.** & Tóthmérész B. (2002): A debreceni Nagyerdő növényzeti arculatának vizsgálata. I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia. Sopron 2002. november 14-17. Absztrakt kötet, p. 213.

20. **Török P.** & Tóthmérész B. (2002): A Debreceni Nagyerdő növényzetének összehasonlító elemzése. KÖSzi 2002 - Kvantitatív Ökológiai Szimpózium, Debrecen, 2002. október 24-25. Absztrakt kötet, p. 39.