

Egyetemi doktori (PhD) értekezés tézisei

**CONSERVING GRASSLAND BIODIVERSITY BY
TRADITIONAL MANAGEMENT, PRESCRIBED BURNING
AND SEED SOWING**

**TERMÉSZETVÉDELMI KEZELÉSEK SZEREPE A GYEPEK
BIODIVERZITÁSÁNAK MEGŐRZÉSÉBEN**

Deák Balázs

Témavezető

Dr. Tóthmérész Béla
egyetemi tanár



DEBRECENI EGYETEM
Juhász Nagy Pál Doktori Iskola
Debrecen, 2012

Bevezetés

A gyepek kiemelkedő jelentőséggel bírnak a biodiverzitás és a hagyományos tájképi értékek megőrzésében. Természetvédelmi szempontból kedvező állapotuk megőrzésében a hagyományos kezelés fenntartásának kiemelt jelentősége van. Ilyen hagyományos, általánosan elfogadott kezelési mód a legeltetés vagy a kaszálás, de ígéretesek az olyan alternatív kezelési módok is, mint a kontrollált égetés. Az eddigi erőfeszítések ellenére a gyepek kiterjedése és fajgazdagsága jelentősen csökkent Európa-szerte az elmúlt évtizedekben (Török et al. 2011). A fennmaradt gyepeket gyakran a hagyományos használati módok felhagyása fenyegeti (Kahmen et al. 2002), ami (1) avarfelhalmozódáshoz, (2) cserjésedéshez, erdősödéshez, (3) erős kompetitor és invazív fajok térhódításához illetve (4) hosszútávon a gyepekben található célfajok populációinak csökkenéséhez vagy eltűnéséhez vezet (Isselstein et al. 2005).

Sok esetben azonban a hagyományos legeltetés és kaszálás alkalmazása gazdasági szempontból nem bizonyul költséghatékony megoldásnak (Liira et al. 2009) a jószágállomány és az ezzel összefüggésben lévő takarmányigény jelentős csökkenése miatt (Isselstein et al. 2005). A kaszálás és legeltetés nem valósítható meg (vagy nem kifizetődő) olyan területeken, ahol nincs megfelelő állatállomány és jelentős költségekkel járhat azokban a gyepekben, amelyek nehezen megközelíthetőek vagy távol helyezkednek el a településektől (Liira et al. 2009). Fentiek miatt a természetvédelmi kezeléssel foglalkozó területkezelők és a kutatók olyan alacsony költségekkel járó, kis munkaigényű megoldásokat keresnek, amelyek alkalmasak a fajgazdag gyepek fenntartására (Liira et al. 2009). A körülményektől megtervezett és kivitelezett kontrollált égetés egy életképes és költséghatékony megoldást kínál a legeltetés és a kaszálás helyettesítésére.

Európa számos régiójában csupán kis kiterjedésű gyeppragmentumok maradtak fenn, amelyeket intenzív művelésben lévő mezőgazdasági területek választanak el egymástól (Török et al. 2011), emiatt sürgős szükség van az eredeti tájszerkezet megőrzésére és visszaállítására. A korábbi szántóterületeken végzett gyeprekonstrukció természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű, mivel az így létrehozott féltermészetes gyepek jelentősen hozzájárulnak a fennmaradt természetes gyeppragmentumok

megőrzéséhez, biodiverzitásuk fenntartásához és a gyeptoltok közötti átjárhatóság biztosításához (Critchley et al. 2006).

A felhagyott szántóterületeken végzett gyeprekonstrukció napjainkban egyike az Európában leggyakrabban alkalmazott restaurációs ökológiai beavatkozásoknak (Cramer & Hobbs 2007). A gyeprekonstrukciós programok fő céljai: (1) a korai szakaszokra jellemző gyomközösségek visszaszorítása, (2) a természetes gyepekre jellemző diverzitás visszaállítása és (3) az ökoszisztéma funkciók helyreállítása (Török et al. 2010). A gyeprekonstrukció alkalmas módszer új gyepterületek létesítésére, a gyepek területének növelésére, a gyeptöredékek közötti összeköttetések létesítésére valamint a gyepek körüli pufferezóna létrehozására (Critchley et al. 2006). A létrehozott gyepek csökkentik a környező intenzíven művelt szántóterületek negatív hatásait, így a növényvédők szerek és műtrágyák bemosódását és egyéb antropogén zavarásokat (Török et al. 2010). A célok elérése érdekében sok esetben szükséges a létrehozott gyepek fitomassza termelését kontrollálni, amelyre számos kezelési módszer áll rendelkezésre (Deák et al. 2011). A természetes és helyreállított gyepekben végzett fitomassza vizsgálatok fontos kutatási irányzatot képviselnek a restaurációs ökológiában.

A gyomok hatékony visszaszorítása a gyeprekonstrukciós programok egyik jelentős eredménye lehet (Blumenthal et al. 2005). A gyomok és invazív fajok visszaszorítása egyre fontosabb feladattá válik Közép- és Kelet-Európában a felhagyott mezőgazdasági területek nagy kiterjedése miatt. A gyomok visszaszorítása a felhagyott szántóterületeken igen fontos annak érdekében, hogy meg lehessen akadályozni továbbterjedésüket a természetes élőhelyekre és szántóterületekre. Annak ellenére, hogy a magkeverékek vetésével történő gyeprekonstrukciót általánosan javasolják, a gyepesítés gyomvisszaszorító hatását kevésbé vizsgálták (Lepš et al. 2007).

Az értekezés az európai gyepterületek kezelésének és rekonstrukciójának módszereit, illetve azok lehetőségeit mutatja be, főként a szikes gyepek vizsgálatán keresztül. Az európai természetvédelem sarokkövét képező Natura 2000 hálózatban a szikes gyepek a „Pannon szikes sztyeppék és mocsarak (1530)” kiemelt jelentőségű közösségi élőhely kategóriájába tartoznak. A pannon biogeográfiai régióra jellemző szikes gyepek és mocsarak Európa legjobban megőrzött gyepek élőhelyei közé tartoznak, fennmaradt állományaik több mint 99%-a Magyarországon található. A

szikes élőhelyek kialakulásához és fennmaradásához speciális talajtani (magas sótartalom és talajvízszint) és klimatikus (kontinentális klíma) feltételek szükségesek. Ezeket a gyepeket a szikes talajok mezőgazdasági szempontból kedvezőtlen tulajdonságai és a termőhelyek szélsőséges vízháztartási viszonyai miatt általában extenzíven, legelőként hasznosítják. Unikális flórájuk és faunájuk napjainkig jól megőrződött, számos ritka, az Élőhely Direktíva függelékeiben szereplő fajjal, mint például a *Cirsium brachycephalum*, *Acrocephalus paludicola* és a *Gortyna borelii lunata*.

Célkitűzések

A doktori értekezés négy fejezete a szerző nemzetközi lapokban publikált cikkeinek eredményein alapul. Munkám során a gyepek kezelésének és helyreállításának különböző aspektusait vizsgáltam.

Szikes gyepek típusai és természetvédelmi kezeléseik. Áttekintjük a legfontosabb szikes gyeptípusokat, azok hagyományos kezelési módjait, jelenlegi természetvédelmi helyzetüket és a szikes gyepekkel kapcsolatos élőhely rekonsztrukciós programokat.

Kontrollált égetés alkalmazása természetvédelmi kezelésként európai gyepekben. Értékeljük az európai gyepekben végzett kontrollált égetéses vizsgálatokat, különös tekintettel arra, hogy a kitűzött célok teljesültek-e. Észak-amerikai gyepek égetésével foglalkozó tanulmányokat felhasználva keressük azokat a módszereket, amelyek alkalmazhatóak az európai gyakorlatban is.

Gyeprekonstrukció korábbi szántóterületeken – Módszertani áttekintés. A fejezetben áttekintjük azokat a leggyakrabban használt gyeprekonstrukciós módszereket (spontán szukcesszió támogatása, magkeverékek vetése, szénaréhordás, feltalaj eltávolítás) illetve a fajgazdaság növelését célzó kezeléseket (növények ültetése, legeltetés és kaszálás), melyek segítségével természetközeli gyepek hozhatóak létre korábbi szántóterületeken. Vizsgáljuk az egyes módszerek sikerességét, gyakorlati megvalósítását és a módszerek költségeit.

Gyomok visszaszorítása magvetéses gyepesítést követően – az avarfelhalmozódás és a magbank szerepe. Magvetéses gyeprekonstrukció és

az azt követő évenkénti kaszálás gyomvisszaszorító hatásait vizsgáljuk. Alacsony diverzitású magkeverékkel gyepesített korábbi lucernaföldeken vizsgáljuk az avar felhalmozódás és a vetett fajok fitomasszájának hatásait a korai kolonizáló gyomközösségekre a Hortobágyi Nemzeti Park területén. Vizsgáljuk továbbá a vetést követő három évben a gyepesített szántók rövidtávú vegetációdinamikáját és magbankját.

Kontrollált égetés alkalmazása természetvédelmi kezelésként európai gyepekben

A kontrollált égetés alkalmazása során fokozhatjuk vagy mérsékelhetjük a tűz élővilágra gyakorolt hatásait a természetvédelmi kezelés céljainak megfelelően. A tűz hatásait befolyásolhatjuk például (1) az égetés helyszínének megfelelő kiválasztásával és (2) az égetés gyakoriságának, időzítésének és kiterjedésének szabályozásával. A kontrollált égetést Észak-Amerikában évtizedek óta sikeresen alkalmazzák gyepek természetvédelmi kezelésében, európai gyepekben azonban eddig csak ritkán és általában kísérleti jelleggel használták (Page & Goldammer 2004).

Az égetés mint természetvédelmi kezelés megítélése ellentmondásos. A kontrollált égetés előnye, hogy költséghatékony, kis élőmunka-igényű módszer, amely alkalmas lehet (1) az avar-felhalmozódás csökkentésére, (2) a cserjésedés és erdősődés megakadályozására, illetve a (3) spontán tüzesetek megelőzésére (Liira et al. 2009, Page & Goldammer 2004). Ugyanakkor a nem megfelelően alkalmazott égetés kedvezőtlen hatással lehet a gyepekre azáltal, hogy (1) segítheti természetvédelmi szempontból nem kívánatos (hatékony kompetitor vagy invazív) fajok előretörését, illetve (2) károsíthatja veszélyeztetett fajok populációit. A folyamatok jobb megértése érdekében szükséges a kísérletes vizsgálatok és gyakorlati tapasztalatok összegzése a kontrollált égetés európai alkalmazhatóságának általános (időzítés, gyakoriság) és specifikus (gyeptípusok, veszélyeztetett fajokra gyakorolt hatások) feltételeiről és korlátairól. Ennek során érdemes a fajkészlet és éghajlat tekintetében leginkább hasonló, észak-amerikai égetéssel vizsgálatok tapasztalatait az európai égetéssel gyepkezelési stratégia kidolgozásában alkalmazni.

Kontrollált égetés alkalmazása európai gyepekben

Az elektronikus keresőrendszerekben csupán 11 olyan tanulmányt találtunk, amely a kontrollált égetéssel, mint az európai gyepekben alkalmazható potenciális természetvédelmi kezeléssel foglalkozik. A vizsgálatok többségében az égetést hosszú távon (3-28 év), általában évente egyszer végezték a novembertől márciusig tartó nyugalmi periódusban.

A legtöbb vizsgálat az égetést a hagyományos kaszálás vagy legeltetés egyik lehetséges alternatívájaként vizsgálta és nem kifejezetten a kontrollált égetés mint önálló kezelési mód alkalmazására koncentrált. Az elérhető tanulmányok egyik fő tanulsága volt, hogy a vizsgált gyepekben az évenkénti égetés önmagában nem alkalmas az élőhely struktúrájának és a fajgazdaságának fenntartására. Hosszútávon, a legeltetéssel és kaszálással ellentétben általában a fajgazdaság csökkenése volt megfigyelhető az évenként égetett területeken. Égetés után sok esetben valamely kompetitor fűfaj (*Brachypodium pinnatum*; Köhler et al. 2005) vált dominánssá, ami középtávon (akár 5-10 év alatt) a fajgazdaság erőteljes csökkenéséhez vezetett. Az égetés pozitívumaként említik azonban az avar mennyiségének csökkentését, a cserjésedés és erdősödés megakadályozását, illetve néhány veszélyeztetett faj borításának növekedését (Köhler et al. 2005). Page & Goldammer (2004) sikeresen alkalmazta a kontrollált égetést felhagyott szőlőültetvényekben regenerálódott lejtősztyepprétek struktúrájának és fajgazdaságának fenntartásában.

Az észak-amerikai égetéses vizsgálatok tapasztalatai

Észak-Amerikában a kontrollált égetés széles körben sikeresen alkalmazott módszer a gyepek kezelésében és helyreállításában, de nem csupán a legeltetés és kaszálás lehetséges alternatívájaként, hanem azok kiegészítéseként is alkalmazzák. A történeti és fajkészletbeli különbségek miatt azonban az észak-amerikai égetéses gyepekezelési gyakorlat nem minden eleme ültethető át módosítások nélkül Európába.

Az égetés időzítése. Észak-Amerikában a nyugalmi és aktív periódusban zajló égetést az európai gyakorlattól eltérően egyaránt alkalmazzák, figyelembe véve a természetvédelmi szempontból kívánatos és nem

kívánatos fajok fenológiai viszonyait is (csírázás, magérlelés, magterjesztés). A nyugalmi időszakban történő égetés a leghatékonyabb módszer a felhalmozódott avar mennyiségének csökkentésére. A spontán természetes tüzek hatását legjobban a július közepén végzett égetéses vizsgálatok modellezzik.

Az égetés gyakorisága. Az észak-amerikai gyepekben a korábban jellemző természetes zavarási rendszerek helyreállításához, illetve a fajgazdagság fenntartásához két-három éves időközönkénti égetést javasolnak (Fuhlendorf et al. 2009). A két égetés között eltelt két-három évnyi időt mindenképpen szükségesnek tartják ahhoz, hogy az égetés kedvező hatásai érvényesülhessenek, viszont degradáció ne következzen be. Amennyiben a cél egy invazív faj visszaszorítása, rendszeres, egymást követő években elvégzett égetés szükséges (DiTomaso et al. 2001).

A legeltetés és az égetés kombinációja (patch burning). A tájleptékű heterogenitás növelésére és a természetes zavarási rendszerek helyreállítására dolgozták ki az égetés-legeltetés kombinációján alapuló „patch burning” mozaikos kezelést (Fuhlendorf & Engle 2001). Ennek során egy nagyobb területen belül minden évben leégetnek több kisebb foltot; adott foltot 2-3 év elteltével égetik le újra. A tűz és a legeltetés együttes alkalmazása térben és időben változó mozaikos gyepszerkezetet hoz létre (tűz-legelés modell, Fuhlendorf & Engle 2001). A patch-burning kezelés legfőbb előnyei a következők: (1) növeli a tájleptékű heterogenitást, (2) a takarmány minősége jobb, (3) az éghető anyag foltos eloszlása hatékonyabbá teszi a spontán tüzesetek visszaszorítását és (4) hatékony módszer lehet az invazív fajok visszaszorítására.

Invazívok visszaszorítása. Abban az esetben, ha az őshonos és inváziós fajoknak eltérő a fenológiája, a megfelelő időpontban és gyakorisággal alkalmazott égetés alkalmas lehet az inváziós fajok visszaszorítására (DiTomaso et al. 2001). A rosszul időzített égetés azonban akár segítheti is az invazív fajok terjedését. A tűz és a növényvédő szerek együttes alkalmazásával kapcsolatban ígéretes eredményekről számoltak be a *Taeniatherum caput-medusae*, *Lespedeza cuneata* és *Centaurea maculosa* elleni védekezés esetében.

Égetést követő utókezelések. A kontrollált égetést követően sok esetben további beavatkozások szükségesek, annak érdekében, hogy elősegítsük a gyp fajkészletének regenerálódását és csökkentjük a tűz esetleges

kedvezőtlen hatásait. A talaj erózió megelőzésére és a célfajok propagulumainak bejuttatására mulcsozást vagy szénaráhordást célszerű alkalmazni (Török et al. 2011).

Mit tanulhatunk az észak-amerikai égetéses vizsgálatok tapasztalataiból?

Az irodalmi adatok alapján az égetés hatásai természetvédelmi szempontból ellentmondásosak, azonban a kontrollált égetésnek lenne létjogosultsága bizonyos körülmények között a gyepek természetvédelmi kezelésében. Az észak-amerikai vizsgálatok tapasztalatai alapján a kontrollált égetés európai gyepekben alkalmazott gyakorlatát az alábbiakkal lenne érdemes fejleszteni. (1) Az európai gyepekben az eddig vizsgált évente történő égetés helyett gyeptípustól függően legalább három évente végzett égetés hatásának vizsgálatát javasoljuk. (2) Nem találtunk példát a *patch burning* módszer európai alkalmazására, így fontos lenne nagyobb kiterjedésű legeltetett gyepterületeken – például a Hortobágy pusztáin vagy hegylábi gyepekben – ennek az észak-amerikai gyepterületkezelési gyakorlatban alkalmazott módszernek a tesztelése. (3) Európában is szükség lenne olyan kísérletekre, ahol az égetés inváziós fajokra gyakorolt hatását vizsgálják, hiszen az égetés olcsóbb és természetesebb növényvédelmi módszernek tekinthető a vegyszeres kezelések alkalmazásánál. A módszer tesztelése és alkalmazása olyan területeken javasolható, amelyek jelentősen degradáltak és inváziós fajokkal erősen fertőzöttek, így az égetés nem jár különösebb természetvédelmi kockázattal. Számos amerikai eredetű inváziós faj (selyemkóró, kanadai aranyvessző) visszaszorítására az égetés önmagában nem megfelelő módszer, sőt elősegítheti további térnyerésüket.

A kontrollált égetés alkalmazása leginkább a hagyományosan égetéssel is kezelt gyepekben javasolt, illetve olyan esetekben, amikor az avarfelhalmozódás csökkentése nem oldható meg más módon. Az égetés gyakorlati alkalmazásának további feltétele az égetni kívánt gyeptípusokban gondosan tervezett kísérletes vizsgálatok kivitelezése, tapasztalatainak összegzése, különös tekintettel a konzervációökológiai szempontból fontos célfajok és inváziós fajok állományaira gyakorolt hatás tekintetében.

Gyeprekonstrukció korábbi szántóterületeken – Módszertani áttekintés

A gyeprekonstrukció módszerei

Spontán szukcesszió. A szántók felhagyását követő szekunder szukcesszió támogatása a legegyszerűbb és legtermészetesebb módja a gyepek rekonstrukciójának (Török et al. 2011). Általában olyan kis területű szántók esetén támaszkodhatunk a spontán gyepregenerációra, amelyek környezetében természetes gyepek találhatóak, így biztosítottak a megfelelő propagulum-források. A fragmentált tájban azonban a megfelelő magforrások gyakran hiányoznak és a propagulum-terjesztés is korlátozott, így a spontán gyepregeneráció gyakran lassú vagy akadályozott (Manchester et al. 1999). Az intenzív művelést követően a szántóterületek magbankjából eltűnnek a gyepi fajok magjai és jelentősen megnő a gyomfajok magvainak mennyisége (Manchester et al. 1999). Agresszív kompetitorok és invazív fajok tömeges megjelenésekor a spontán szukcesszió megrekedhet egy korai stádiumban (Prach & Pyšek 2001). Mindezek miatt a spontán gyepregeneráció végkimenetele gyakran nehezen megjósolható.

Magvetés. Az alkalmazott magkeverék összetétele jelentősen függ a rekonstruálni kívánt céltársulástól, a célterület jellemzőitől, a célfajok spontán betelepülésének potenciális esélyétől. Az alacsony diverzitású magkeverékek általában a céltársulás vázfajainak (2-8 faj) magjait tartalmazzák, a magas diverzitású magkeverékekben emellett számos kísérőfaj magjai is megtalálhatóak (rendszerint több mint 10 faj magját tartalmazzák). A gyepesítés sikerét növeli, ha az adott termőhelyi viszonyokhoz adaptálódott ökotípusokat használunk, így célszerű közeli természetes gyepekből származó magok vetése. Az alacsony diverzitású magkeverékek alkalmasak egy évelő füvek dominálta “vázgyep” gyors (3-4 év) kialakítására (Török et al. 2010). A kétszikű kísérőfajok betelepülése nagyon lassú lehet, ezért egy diverz, természetközeli gyep kialakulása jóval hosszabb időt vesz igénybe. Emiatt a fajgazdag gyepek kialakításához gyakran további beavatkozások (kaszálás, legeltetés, felülvetés vagy szénaráhordás) lehetnek szükségesek.

Szénaráhordás. A célfajok propagulumait tartalmazó frissen kaszált széna, a gyepekben fogasolással gyűjtött avar, vagy a korábbi kaszálék

kijuttatása alkalmas lehet a szekunder szukcesszió támogatására korábbi szántóterületeken vagy a fajgazdaság növelésére degradált gyepekben. A szénarhordás alkalmazása során azonban figyelembe kell vennünk, hogy a széna fajösszetétele és a benne található propagulumok mennyisége nagyban meghatározza a későbbiekben kialakuló növényzetet. Ezért célszerű jó állapotú és fajgazdag gyepről, megfelelő időszakban beszerezni a szénát. A széna fajösszetétele és tömegességi viszonyai legfeljebb csak durván becsülhetőek, így a helyreállított gyep fajkészlete csak hozzávetőlegesen adható meg előre. A begyűjtött növényi anyag alkalmazható azonnal (friss kaszálék), de szénaként a későbbiekben is (Edwards et al. 2007). A növényi anyagot általában 10-15 cm vastagságban (1-2 kg/m² mennyiségben) terítik ki a területen (Donath et al. 2007). A megfelelő mennyiségű széna alkalmazása kulcsfontosságú, mivel a túl sok széna akadályozhatja a kísérőfajok csírázását és meglepedését.

Magvetés és a spontán szukcesszió sikeressége

Számos kutatás kimutatta, hogy a gyeprekonstrukciót követően meglepedő célfajok száma arányosan nő a vetett fajok számával (Manchester et al. 1999). Egyes esetekben azonban még a magas diverzitású magkeverék vetése sem garantálja a gyors sikert (Stevenson et al. 1995) és a célfajok gyakran nem azonnal, hanem csak az első év után jelennek meg. Hosszú távon azt is kimutatták, hogy az alacsony diverzitású magkeverékkel vetett területeken több faj települt be spontán módon, mint a magas diverzitású magkeverékkel vetett területeken (Lepš et al. 2007). Az áttekintett tanulmányok alapján a gyeprekonstrukciós programok esetleges sikertelensége leginkább az alábbi okokra vezethető vissza: (1) Gyakran nem fordítanak elegendő figyelmet a kiindulási állapotra, a terület előtörténetére, pedig a korábban jelen lévő mezőgazdasági kultúra és a hozzá kötődő művelési módok (alkalmazott műtrágya, növényvédő szerek) nagyban befolyásolhatják a rekonstrukció sikerességét. (2) A korábbi szántóterületek talajának magas tápanyagtartalma (többnyire foszfor) negatívan hathat egyes célfajok betelepülésére, mivel a magas tápanyagtartalom növelheti a jó kompetíciós képességű fűfajok borítását, ami gátolhatja a kísérőfajok betelepülését. (3) A gyeprekonstrukció sikerességének értékelését gyakran

az is befolyásolja, hogy a vetett fajok spontán módon betelepülhetnek a nem vetett kontroll parcellákba (Lepš et al. 2007).

A szénaráhordás sikeressége

A módszer megfelelő kivitelezése esetén (nagy propagulum tartalmú széna alkalmazása, amely a megfelelő fajok magvait tartalmazza; alacsony tápanyagtartalmú talaj) a célfajok gyors megtelepedésére lehet számítani (Kiehl et al. 2006, Donath et al. 2007). Ideális esetben a célfajok 20-80%-át be lehet juttatni a területre, ám ez az arány erősen függ a létrehozni kívánt vegetációtól és a donor terület sajátosságaitól. Segíthetjük a célfajok megtelepedését, ha különböző időpontokban betakarított szénát terítünk ki egyazon területen, ezáltal is növelve a bejuttatott propagulumok számát és fajgazdagságát (Kiehl et al. 2006). A szénaráhordásos módszer további előnye, hogy a széna hatékony lehet a gyomok visszaszorításában, míg a célfajok csírázását nem gátolja, sőt egyes esetekben még segítheti is (Donath et al. 2007). A szénaráhordás alkalmazása során az alábbi nehézségek fordulhatnak elő. (1) Nehéz meghatározni a szénában jelen levő propagulum készlet fajösszetételét és mennyiségét. (2) A szénaráhordással nem telepíthetők be azon fajok, amelyek vegetatívan (rizómákkal, indákkal) szaporodnak, így azokat a későbbiekben céltartan kell a területre juttatni. (3) Fontos kiemelni, hogy a módszer alkalmazásához megfelelő minőségű és méretű donor területek szükségesek. (4) A nem megfelelő fajösszetételű széna nem kívánt irányba terelheti a szukcessziót és egy fajszegény, gyomok dominálta, természetvédelmi szempontból értéktelen gyeget eredményezhet (Donath et al. 2007).

Az avarfelhalmozódás és a magbank szerepe a gyomok visszaszorításában

Az Egyek-Pusztakócsi mocsarak területén (Hortobágyi Nemzeti Park; N 47° 34' E 20° 55') alacsony diverzitású magkeverék vetésével gyepesített szántókat vizsgáltunk. Tíz egykori lucernás szántón talajelőkészítést követően 25 kg/ha mennyiségben vetettük el a magkeverékeket 2005 októberében. Két típusú magkeveréket használtunk: a szik magkeverék (4

szántó) *Festuca pseudovina* és *Poa angustifolia* magjait, a lősz magkeverék (6 szántó) *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia* és *Bromus inermis* magjait tartalmazta. A gyepesített szántókat a vetést követően évente egyszer, júniusban kaszáltuk. Minden gyepesített szántón egy 5×5 méteres mintaterületen belül 10 föld feletti fitomassza mintát (20×20 cm) vettünk a gyepesítést követő első három év (2006-2008) júniusában. Minden mintában feljegyeztük a kétszikűek fajlistáját. A mintákat 24 órán keresztül 65°C-on szárítottuk, majd holt, egyszikű és kétszikű frakciókra válogattuk. Referenciaként szikes és lőszgyepek három állományának fitomasszáját vizsgáltuk a fent ismertetett elrendezésben 2008-ban.

Minden gyepesített szántón négy 1×1 méteres állandó kvadrátban a vetést követő három évben minden év júniusában feljegyeztük az edényes növényfajok százalékos borításértékeit. A gyepesített szántók magbankját a vetést követő harmadik évben mintáztuk meg. A mintákat hűlvadást követően a kijelölt állandó kvadrátokból vettük 2008 márciusában. Kvadrátonként három fűt, 4 cm átmérőjű és 10 cm mélységű talajmintát vettünk (összesen 120 minta). A mintákat koncentrációt követően steril földet tartalmazó csíráztató ládák felszínére rétegeztük. A csíráztatást üvegházban, természetes fényviszonyok mellett végeztük. A csíranövényeket rendszeresen számláltuk, meghatároztuk majd eltávolítottuk.

A gyepesített szántók és a természetes gyepek fitomasszája

Az összfitomassza mennyisége a gyepesítést követő első évről a másodikra szignifikánsan csökkent minden gyepesített szántón (átlagosan 1459-1480 g/m²-ről 696-789 g/m²-re). A vetett fűvek fitomasszája folyamatosan nőtt, az értékek több mint kétszeresére nőttek az első évről a harmadik évre. Az avar mennyisége minden területen szignifikánsan, egy nagyságrenddel nőtt az első évről a második évre; a második és a harmadik év között nem tapasztaltunk szignifikáns változást. Az első évben a kétszikű fitomasszát főként rövid életű gyomfajok alkották mind a szik mind a lősz magkeverékkel gyepesített szántók esetében. A kétszikűek fitomasszája minden esetben szignifikánsan, mintegy két nagyságrenddel csökkent az első és második év között. A második évtől kezdve a kétszikű fitomassza értékei végig alacsonyak maradtak (kevesebb, mint 18 g/m²) minden gyepesített szántón. A kétszikűek fajszáma az elsőről a második évre csökkent és a

továbbiakban alacsony értéken maradt. Az egyszikűek fitomasszája negatívan korrelált a kétszikűek fajgazdagságával és fitomasszájával.

A gyepesítést követő harmadik évben a szikes magkeverékkel gyepesített szántókon az egyszikűek fitomasszája szignifikánsan magasabb volt ($616 - 1112 \text{ g/m}^2$), mint a természetes szikes gyepekben ($140 - 178 \text{ g/m}^2$). Ugyanakkor a lősz magkeverékekkel gyepesített szántókon a fűvek fitomasszája ($468 - 987 \text{ g/m}^2$) nem különbözött szignifikánsan a természetes lőszgyepekben tapasztalt értékektől ($262 - 520 \text{ g/m}^2$). A harmadik évben a holt fitomassza mennyisége szignifikánsan magasabb volt a szik magkeverékkel gyepesített szántókon ($175 - 353 \text{ g/m}^2$), mint a természetes szikes gyepekben ($51 - 72 \text{ g/m}^2$). A lősz magkeverékkel gyepesített szántókon a holt fitomassza mennyisége ($130 - 466 \text{ g/m}^2$) nem mutatott szignifikáns eltérést a természetes lőszgyepekben tapasztalt értékektől ($92 - 273 \text{ g/m}^2$). A holt és egyszikű fitomassza heterogenitása a gyepesítést követő első évben volt a legmagasabb, majd ez az érték a későbbiekben csökkent. A harmadik évre már nem tapasztaltunk különbséget a vetett illetve a természetes gyepek értékei között.

Vegetáció és magbank

Az össz fajszám és a rövid életű gyomok fajszáma a gyepesítést követő első évben volt a legmagasabb. Ezt követően a fajszám csökkenése volt jellemző minden gyepesített szántón. Ezzel párhuzamosan a vetett fűvek borításértékeinek növekedését figyeltük meg. A harmadik évre az élő vetett fűvek dominanciája volt jellemző. Számos szik magkeverékkel gyepesített szántón az élő *Agropyron repens* borításának növekedése volt megfigyelhető. A lősz magkeverékkel gyepesített szántókon azonban az élő gyomok alacsony (5% alatti) borításértékekkel voltak jelen az első évet követően. A magbank átlagos denzitása $9,417$ és $22,215 \text{ mag/m}^2$ közötti volt. A 20 leggyakoribb, a magbankban jelen lévő faj közül 12 gyomfaj képviselte a magbank 70%-át. A rövid életű gyomfajok jelentős magbankkal rendelkeztek minden gyepesített szántón, a leggyakoribb faj a *Capsella bursa-pastoris* volt. Csupán néhány természetes gyepekre jellemző kétszikű kísérőfaj (*Gypsophila muralis*, *Matricaria chamomilla*) rendelkezett jelentős magbankkal. A vetett fűvek csupán kis sűrűségű magbankkal rendelkeztek, egyedül a *Poa angustifolia* rendelkezett jelentős magbankkal (akár $1,260 \text{ mag/m}^2$). Az élő kétszikű gyomfajok többnyire alacsony denzitással voltak jelen a magbankban (maximum néhány száz mag/m^2), az egyszikű

gyomfajok nem képeztek magbankot. A magbank fajösszetétele az első év vegetációjával mutatta a legnagyobb hasonlóságot (Jaccard hasonlóság: 0,16-0,38), a hasonlósági értékek szignifikánsan csökkentek a harmadik évre.

Konklúziók

A gyepesítést követő fitomassza-dinamika vizsgálatának legfőbb eredményei a következők voltak. (1) A vetést követő első évről a második évre szignifikánsan csökkent a kétszikű fitomassza, amit főként a rövidéletű gyomok fitomasszájának csökkenésére vezethető vissza. (2) A holt és az egyszikű fitomassza évről évre nőtt, és negatívan korrelált a kétszikűek fitomasszájával és fajgazdagságával. (3) A holt és az egyszikű fitomassza két-háromszor magasabb volt a szik magkeverékkel gyepesített szántókon, mint a természetes gyepekben. A rendszeres kaszálás ellenére a holt fitomassza felhalmozódását tapasztaltuk az első és a harmadik év között, amihez feltehetően jelentős mértékben hozzájárult a fűvek megnövekedett fitomassza produkciója. A holt fitomassza és a kétszikűek fitomasszája közötti erős negatív korrelációt Eckstein & Donath (2005) vizsgálata is kimutatta, akik a holt fitomassza (amennyiben az meghaladta a 200g/m²-t) fajgazdagságot csökkentő hatását tapasztalták gyepesített szántókon.

Az alacsony diverzitású magkeverékek vetése eltérően hatott a különböző életformájú gyomfajokra. A magvetéses gyepesítés és az azt követő kaszálás hatékonyan szorította vissza a rövid életű gyomokat minden gyepesített szántón. Hasonló eredményeket tapasztaltak más gyeprekonstrukciós vizsgálatokban is (Lepš et al. 2007). A rövid életű gyomok könnyen visszaszoríthatóak, mert (1) gyenge kompetíciós képességekkel rendelkeznek, (2) nincs perzisztens magbankjuk, (3) csírázásukat gátolja a felhalmozódott avar vagy az élő fitomassza árnyékolása, illetve fizikai és kémiai tulajdonságai révén. Kimutattuk, hogy a gyeprekonstrukció sikerességét az évelő gyomfajok (*Agropyron repens*, *A. intermedium*) veszélyeztethetik, amelyek hatékony visszaszorításához további beavatkozások (például évenkénti többszöri kaszálás) lehetnek szükségesek. Fontos kiemelni, hogy számos olyan rövidéletű gyomfaj, amely a vetést követő második évre visszaszorult (pl. *Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*) vagy esetleg nem is volt jelen a föld feletti vegetációban (*Setaria viridis*, *S. glauca*) jelentős sűrűségű magbankkal rendelkeztek. Ez a jelenség magában hordozza egy esetleges későbbi

visszagyomosodás veszélyét, így a gyomok visszaszorítása a föld feletti vegetációból nem szükségszerűen jelenti a gyomok eltűnését a területről. Az évelő fűfajok magas borításának gyors kialakulása visszaszorította a földfelszín feletti vegetációból a rövidéletű gyomfajokat és megakadályozta csírázásukat (a gypesítést követő második évtől), magjaik azonban megőrződtek a talajban. Emiatt a vegetáció felnyílása (például talajbolygatás révén) a későbbiekben a gyomok magbankból történő regenerációját idézheti elő, ezért a vetést követő első évben kerülni kell azokat a kezelési módokat (pl. intenzív legeltetés), amelyek nyílt talajfelszínnek kialakulásához vezethetnek.

Következtetések

A disszertációban az európai gyepek természetvédelmi kezelésének és helyreállításának lehetőségeit vizsgáltam, különös tekintettel a szikes gyepekre. Az első fejezetben a szikes élőhelyekre jellemző gyeptípusokat, azok természetvédelmi kezelési problémáit és helyreállításuk lehetőségeit foglaltam össze. A második fejezetben egy alternatív természetvédelmi kezelési módszer, a kontrollált égetés alkalmazhatóságát vizsgáltam az európai gyepek fajgazdagságának megőrzésében. A harmadik fejezet egy áttekintés a leggyakrabban használt gyeprekonstrukciós módszerekről, értékelve azok alkalmasságát a biodiverzitást helyreállítására, megvalósíthatóságukat és a kivitelezésükkel kapcsolatos költségeket. Az utolsó fejezetben azt vizsgáltam, hogy alkalmas-e a magvetéses gyeprekonstrukció a gyomfajok visszaszorítására.

Az áttekintett tanulmányok alapján, míg a kontrollált égetés szerves részét képezi az észak-amerikai gyepek természetvédelmi kezelésének, az európai gyepekben ritkán alkalmazzák a módszert. Csupán 11 európai gyepekkel kapcsolatos publikációt találtunk a témakörben, amelyekben évi rendszerességgel, nyugalmi időszakban alkalmazott égetés hatásait vizsgálták. Az áttekintett irodalom tanulságai szerint az évenkénti égetés önmagában nem alkalmas a fajgazdag gyepek megőrzésére, fenntartására. Összegyűjtöttük a témával foglalkozó észak-amerikai tanulmányokat és kiemeltük azokat a tanulságokat, amelyek relevánsak lehetnek az európai gyepezési stratégia számára is. Észak-Amerikában a kontrollált égetés széles körben sikeresen alkalmazott módszer gyepek kezelésében és

helyreállításában, de nem csupán, mint a legeltetés és kaszálás lehetséges alternatívájaként, hanem azok kiegészítéseként is alkalmazzák. A kontrollált égetés európai alkalmazásának legfőbb korlátja a szigorú törvényi szabályozás mellett az, hogy Európában csak kevés a témával foglalkozó, hozzáférhető publikáció. Tekintettel arra, hogy jelen tudásunk csupán spontán tüzesetek tanulságain, kisszámú európai vizsgálaton, valamint a nagyszámú, ám magyarországi viszonylatokra csak részben alkalmazható külföldi tanulmányon alapul; első lépésként a kontrollált égetés kísérleti jellegű, kis területen történő tesztelése lenne szükséges.

A gyeprekonstrukció módszereivel foglalkozó fejezetben arra a következtetésre jutottunk, hogy a megfelelő, eredményre vezető módszer megválasztása függ a (1) helyreállítani kívánt terület jellemzőitől, (2) a terület előtörténetétől, (3) a donor területek és propagulum források elérhetőségétől illetve (4) a rendelkezésre álló anyagi forrásoktól és időtől. Kimutattuk, hogy a spontán szukcesszió folyamatainak támogatása a legalacsonyabb költségű és leginkább természetes gyepesítési módszer, amit főként kisebb kiterjedésű, természetes gyepekkel határos szántóterületeken ajánlunk. A módszer hátránya azonban, hogy általában lassabb az aktív gyepesítési beavatkozásoknál és végkimenetele gyakran nehezen megjósolható. Az áttekintett tanulmányok alapján az alacsony diverzitású magkeverékek alkalmazása azokban az esetekben javasolt, amikor a cél egy vázfajokból álló gyep rövid időn belül történő létrehozása nagy területen. Tekintettel arra, hogy egy nagyobb területre is elegendő mennyiségű magas diverzitású magkeverék összeállítása meglehetősen bonyolult és költséges, ezért ez utóbbi módszert inkább kis területeken érdemes alkalmazni.

Kimutattuk, hogy az őshonos fűfajokból álló alacsony diverzitású magkeverék vetése az évenkénti kaszálással kombinálva alkalmas egy vázfajokból álló gyep létrehozására, ugyanakkor ígéretes eszköz a gyomfajok visszaszorítására is. Eredményeink alapján a rövidéletű gyomfajok hatékonyan visszaszoríthatóak a földfelszín feletti vegetációból a magvetéses gyepesítést követően, az évelő, klonálisan jól szaporodó gyomfajok elleni védekezés azonban nehezebb feladat. Az évelő fűfajok magas borításának gyors kialakulása visszaszorította a földfelszín feletti vegetációból a rövidéletű gyomfajokat, magjaik azonban megőrződtek a talajban, ami a visszagyomosodás veszélyét hordozza magában. A visszagyomosodást előidézhetheti a vegetáció felnyílása (például talajbolygatás

révén), ezért a vetést követő első évben kerülni kell azokat a kezelési módokat (pl. intenzív legeltetés), amelyek nyílt talajfelszínnek kialakulásához vezethetnek. Kimutattuk, hogy bár a gyepesített szántókon a megnövekedett fitomassza produkció alkalmas a kétszikű gyomfajok visszaszorítására, ugyanakkor gátolhatja a természetes gyepalkotó fajok betelepülését is. Ezért az élő füvek magas borításának kialakulását követően szükségessé válhat a holt- és az egyszikű fitomassza rendszeres eltávolítása évi többszöri kaszálás vagy intenzív legeltetés segítségével.

Introduction

Grasslands are of crucial importance in biodiversity conservation and vital elements of the historical landscape of Europe. Many of the preserved grasslands are now legally protected at the national and European Union level, and this protection contributes considerably to their successful conservation. The best practice for sustaining the desired conservation status of grasslands is the use of traditional management by grazing and/or mowing or including alternative management practices by burning. Despite the conservation efforts done so far, the extension and species richness of grasslands has been in constant decline in many parts of Europe in the past decades (Török et al. 2011). Still existing grasslands are threatened by the cessation of traditional management leading to (i) the accumulation of litter; (ii) the encroachment of herbaceous competitors and/or (iii) woody species, resulting in the decline of target species in the long run (Isselstein et al. 2005).

Conservation priorities are generally outweighed by economical constraints in cases when traditional management by grazing and mowing is not cost-effective (Liira et al. 2009). On one hand, traditional grazing and mowing are no more sustainable in many regions because of the significant decrease of livestock numbers and a reduced need for forage (Isselstein et al. 2005). On the other hand, grazing and mowing can have relatively high implementation costs in grasslands with difficult accessibility or located far from settlements (Liira et al. 2009). Thus, conservation managers and scientists are seeking for less costly and less labour-intensive substitutive approaches which can also maintain species-rich grasslands and eliminate the negative consequences of abandonment.

Carefully designed prescribed burning offers a vital solution and an appropriate and cost-effective substitution to grazing and mowing. Despite the legal protection and appropriate management of priority grassland habitats of the Natura 2000 network, there is an urgent need for the preservation or restoration of the original landscape structure. In many regions of Europe only small grassland fragments have remained, which are isolated by extent and intensively cultivated agricultural lands (Török et al. 2011). Beyond the effects of fragmentation, the general intensification of agriculture in the landscape further threatens the biodiversity of grassland

fragments. To preserve these fragments and their biodiversity and to re-establish connections between them using the restoration of grasslands on former croplands is of high priority for nature conservation (Critchley et al. 2006).

In contrast with agricultural intensification, large-scale abandonment of low-productivity agricultural areas is common in certain parts of Europe and the world (Cramer & Hobbs 2007). In Central- and Eastern Europe, the collapse of socialist regimes resulted in the collapse of state-owned agricultural cooperatives and led to the privatization of land in the early 90's (Török et al. 2011). Land was often privatized to their previous owners of advanced age or to farmers who could not cultivate it due to their insufficient financial background. Competition from imported agricultural goods produced by farmers heavily subsidized in Western Europe further decreased the intensity of agricultural cultivation and accelerated the rate of land abandonment. For example, 600 000 hectares or 10% of all croplands have been abandoned between 1990 and 2004 in Hungary, and the rate of abandonment was similar (10-20%) in four other Central and Eastern Europe countries (Cramer & Hobbs 2007).

The restoration of grasslands on abandoned croplands offers a great opportunity to mitigate or stop processes which damage grassland biodiversity (Török et al. 2010). Thus, grassland restoration on abandoned croplands is one of the most frequently applied habitat restoration actions in Europe (Cramer & Hobbs 2007). The major goals in such grassland restoration projects are (i) to suppress early colonising assemblages by late successional ones, (ii) to restore native grassland diversity and (iii) to restore vital ecosystem processes and functions to regain ecosystem services (Török et al. 2011). Grassland restoration in former arable lands offers an opportunity to mitigate the overall loss of grassland biodiversity. Grassland restoration can be used to establish novel grassland stands, increase the area of grassland fragments, and to create connections between and buffer zones around grassland fragments (Critchley et al. 2006). Thus, negative impacts of surrounding agricultural lands (like infiltration or runoff of chemicals, mineral fertilisers and other forms of human disturbance) can be reduced (Török et al. 2010). To meet these goals, it is often necessary to control the biomass production in recovered grasslands preserved by different management techniques (Deák et al. 2011). Thus, the study of dry matter

production in native and restored grasslands has become an important research topic in restoration.

Weed control can be a major benefit of restoration, especially in areas such as abandoned croplands, roadsides, and field margins (Blumenthal et al. 2005). Weed control is becoming increasingly important because of the recent high rate of abandonment of agricultural lands in Central and Eastern Europe. It is often a high priority to control weeds in abandoned areas and avoid weed infestation of natural habitats and agricultural fields by slowing their spread in the landscape. Given the generally high costs of weed control, the potential benefit of grassland restoration can be a powerful argument to convince decision makers to fund grassland restoration actions worldwide. Although grassland restoration by seed sowing is often recommended, in sites where weed domination is foreseen, the effectiveness of sowing in weed suppression was analysed only in a few studies (e.g. Lepš et al. 2007).

The present dissertation discusses several perspectives and aspects of the management and restoration of European grasslands, focusing on alkali grasslands. In Habitats Directive alkali grasslands “Pannonic salt steppes and salt marshes (1530)” are included as a priority habitat type. Pannonic salt steppes and salt marshes are one of the best preserved grassland habitat types in Europe typical for the Pannonian bio-geographical region and more than 99% of their remained natural stands are located in Hungary. They are present at sites with special soil (high salt content, high groundwater level) and climatic conditions (continental climate). Alkali grasslands are used as extensively managed pastures, because their poor soil quality and fluctuating water regime are unsuitable for intensive agriculture and forestry. Their unique flora and fauna is well preserved till now and these habitats harbour rare plant and animal species. Many of them are listed in Annex I and Annex II like *Cirsium brachycephalum*, *Acrocephalus paludicola* and *Gortyna borelii lunata*.

Aims of the study

The present Ph.D. dissertation contains four chapters altogether. Each chapter is based on results published as a paper of the author. The four chapters concern with different aspects of grassland management and restoration as follows:

Conservation and management of alkali grasslands. We aimed at to discuss the most important alkali grassland types, their traditional management, current conservation status, and restoration possibilities.

Critical evaluation of prescribed burning as a management tool in European grasslands. In a critical review we evaluated the results of the European attempts to use prescribed burning in grassland management and assessed whether or not the targeted objectives were achieved. We discussed prescribed burning studies from North-America to identify which key findings can be adapted to the European grassland conservation strategy.

Evaluation of grassland restoration techniques on former croplands in Europe. We provide here a review of the frequently used restoration techniques (spontaneous succession, sowing seed mixtures, transfer of plant material, topsoil removal and transfer), and techniques used to improve species richness (planting, grazing and mowing) to recover semi-natural grasslands from ex-arable lands, focusing on their usefulness to restore biodiversity and their practical feasibility and costs.

Weed suppression after grassland restoration by seed sowing – the role of litter accumulation and seed banks. We studied the usefulness of sowing low-diversity seed mixtures followed by annual mowing in weed suppression. We study the effects of litter and biomass of sown grasses on species richness and biomass of early colonising weedy forbs in former alfalfa fields sown with low-diversity seed mixtures in Hortobágy National Park. We also studied the short-term vegetation dynamics and soil seed banks of restored grasslands on former croplands in the first three years after seed sowing.

Critical evaluation of prescribed burning as a management tool in European grasslands

Prescribed burning as a potential conservation measure

Prescribed burning is the carefully designed application of fire under specified fuel and weather conditions to meet specific resource management objectives and long-term conservation management goals. With prescribed burning, we can either promote or hamper some of the effects of fire in accordance with specific management objectives. First-order effects can be

controlled by (i) choosing proper sites for prescribed burning and (ii) manipulating the frequency, timing and magnitude of burning.

Prescribed burning practices are well-developed in North-America in various ecosystems like forests, shrublands and in several grassland types. In Europe burning was successfully applied as a management tool in heathlands, shrublands and forests but only in a few cases in grasslands (but see Page & Goldammer 2004). There are contrasting opinions in considering burning as a management tool. One hand, burning can be used effectively with relatively low implementation costs (i) to manage open landscapes, (ii) to reduce accumulated litter and/or (iii) to decrease the chance of wildfires (Liira et al. 2009; Page & Goldammer 2004). On the other hand burning can also have serious detrimental impacts on grassland ecosystems by promoting the dominance of some problem species (e.g. some competitors or invasive species) and by damaging several endangered plant and animal species, especially invertebrates. Inappropriate burning can result in a loss of biodiversity in the long run thus there is an increasing need for summarizing experimental and evidence based knowledge of application of burning in European grassland.

Grassland management using prescribed burning in Europe

We found only 11 studies in scientific electronic databases concerning with prescribed burning as a potential management tool in European grasslands. In uppermost of the studies dormant-season burning was applied on an annual basis with a valuable long-term monitoring (up to 28 years). Most of them are comparative studies of potential substitutive measures (e.g. burning, mulching and removal of woody plants) of traditional mowing or grazing and their emphasis is not on the application of burning. In the published studies, burning was not combined with any other management or post-fire rehabilitation.

The reviewed studies concluded that yearly burning solely is not an appropriate to preserve the structure and maintain species richness of the studied grasslands. In the long run, species richness usually decreased in the burning treatment compared to grazing or mowing treatments. Burning lead to the increased dominance of competitors like *Brachypodium pinnatum* (Köhler et al. 2005), and resulted in an untargeted species composition

similar to abandonment. The reason why burning proved to be inappropriate in these studies might be that it was applied annually for many years, and the vegetation did not have enough time to regenerate.

Only minor advantages of regular burning were indicated in the reviewed papers. Although burning did not lead to the targeted species composition, it promoted some rare or endangered species of dry limestone grasslands (Köhler et al. 2005). The elimination of litter layer and the delay of woody encroachment were also suggested as positive effects.

Key findings of North-American case studies

In North-America prescribed burning is frequently included as a management option in grassland conservation and restoration programmes, which is indicated by the huge number of studies on this topic. Here we summarize the experiences of North-American burning practices which could at least partly be adapted to European grasslands.

Timing. In North-America both dormant- and growing-season burning are applied to achieve management goals considering the phenology of target and unwanted species (e.g. germination, seed set and dispersal). Dormant-season burning is the most effective burning type in the reduction of accumulated litter. Natural fire regimes are best simulated by growing-season mid-July burns, in the peak of lightning-season.

Frequency. To maintain the biodiversity of tallgrass prairies, burning in every 2-3 years is recommended (Fuhlendorf et al. 2009). This timespan between two burnings resembles most to the natural wildfire regimes, and is required for the regeneration of grasslands and for the re-building of fuel loads. When the aim of burning is to control invasive species, high-frequency burning in several consecutive years is needed to prevent their regeneration from vegetative buds or seed bank (DiTomaso et al. 2001).

Combination of grazing and burning; patch-burning. An effort to mimic natural disturbance regimes and to improve spatial and temporal heterogeneity of grasslands can be fulfilled by the application of patch-burning (Fuhlendorf & Engle 2001). Within a large grazed area, burning is applied in patches, each patch is being burned periodically, e.g. once in every three years to leave time for grassland regeneration to the pre-fire state. This technique provides a mosaic of recently burned patches (which

are preferred by grazing animals) and patches that were burned some years ago (with the highest biomass and lowest grazing pressure). Patch-burning management has several advantages compared to homogenous burning of the entire area followed by grazing, like (i) the increased landscape-scale heterogeneity (ii) better forage quality, (iii) heterogeneous fuel structure which can be effective in fire suppression and (iv) patch-burning can also be used to control invasive plants.

The use of burning for invasion control. Burning can be a successful management tool in invasion control when the phenology of invasive and targeted native species is different or they are differently adapted to fire (DiTomaso et al. 2001). There are promising examples of application of fire and herbicides in the control of *Taeniatherum caput-medusae*, *Lespedeza cuneata* or *Centaurea maculosa*.

Post-fire rehabilitation techniques. Post-fire rehabilitation measures are applied to improve regeneration of grassland species and mitigate unwanted effects of burning. To prevent soil erosion and post-fire hydrological problems, seeding nurse crop, mulching or hay transfer can be applied (Török et al. 2011).

What can be learned from North-American burning studies?

Given the differences in the fire history, climate and composition of the grasslands in the two continents, elements of North-American burning practice can only partly be adapted to Europe.

In most European studies dormant-season burning is applied yearly as a substitutive management tool in grasslands. The practice of yearly burning gives no time for grassland regeneration and can lead to untargeted states of succession. When the aim of management is to maintain open landscapes and/or to preserve species-rich grasslands, least frequent burning is recommended. Fire return periods can largely depend on grassland type, but at least three years may be appropriate in European grasslands given the fact that they are evolutionary less adapted to fire than North-American ones.

We should improve the simple burning measures generally applied in European grasslands, in terms of (i) the joint application of grazing and burning and (ii) the use of fire in invasion control and (iii) the application of post-fire rehabilitation measures. In extent grassland areas (e.g. in alkali and

steppe-like grasslands of Central- and Eastern Europe) the application of patch burning management can be a feasible tool to increase landscape-scale heterogeneity. Besides, further experimental studies are necessary to test the applicability of grazing-burning interactions in the control of unpalatable or poisonous invasive plants in European grasslands. Burning should be integrated into the European invasion control strategy by case studies of carefully timed burnings to control certain invasive species. Conducting burning experiments on degraded grasslands highly infested by invasive species has the additional advantage that there is no risk to have detrimental effects of fire on endangered populations.

Evaluation of grassland restoration techniques on former croplands in Europe

Grassland restoration techniques

Spontaneous succession. Secondary succession following the abandonment of croplands is the easiest and most natural way of grassland restoration (Török et al. 2011). In some cases, restoration can rely on locally available propagule sources, though in fragmented landscapes where the availability of adjacent seed sources is low and/or seed dispersing agents are missing, the regeneration of grasslands is often slow or delayed (Manchester et al. 1999). Furthermore, agricultural cultivation in most cases completely destroys the former seed bank (e.g. the seed bank of grassland species) and results in an increase in the amount of seeds of weedy species in the soil (Manchester et al. 1999). Sometimes, grassland succession stops in an early stage due to the increased dominance of a noxious competitor (Prach & Pyšek 2001). As a result, restoration by spontaneous succession in several cases can be slow or unpredictable.

Sowing seeds. The composition of a seed mixture is strongly influenced by the aim of restoration (e.g. target vegetation), the site conditions of receptor sites or the availability of seed sources of potential target species. Low-diversity (LD) seed mixtures typically contain propagules of 2-8 species, (usually the dominant grass and/or forb species of the target vegetation), while high-diversity (HD) seed mixtures usually contain seeds of more than 10 species. It is advisable to use seeds collected or sourced

locally, because it decreases the chances of restoration failure due to the genetic incompatibility of the sown and naturally colonizing individuals of a species. Using LD seed mixtures can lead to the restoration of basic grassland vegetation dominated by perennial grasses as fast as in 3-4 years (Török et al. 2010). The immigration of rare herbaceous species can be very slow, so the restoration of diverse grasslands can last much longer than basic grassland vegetation. For the total recovery of species-rich vegetation further post-restoration management are often needed.

Transfer of plant material. Transfer of fresh plant material, raked material, or hay containing the seeds of target species is used in grassland restoration to start secondary succession after the cessation of crop production or to increase species richness of degraded grasslands. Important factors in the design of plant material transfers are the site conditions, the area of the receptor and the donor sites (a ratio ranging from 1:2 to 1:10) and the timing of the collection of plant material (Edwards et al. 2007). The collected plant material can be applied immediately or it can be dried and stored as hay (Edwards et al. 2007). The plant material is usually spread at a thickness of 10-15 cm in the restored site (Donath et al. 2007). The quantity of hay transferred is of crucial importance because if too much plant material is transferred per area, the thick plant layers can inhibit the germination of target species.

Restoration success of seed sowing and spontaneous succession

The detailed analysis of establishment success suggests the richness of established species increased with the number of sown species in most restorations (Manchester et al. 1999). However, in some cases, even sowing HD seed mixtures cannot guarantee fast establishment success (Stevenson et al. 1995) and the establishment of sown species is often delayed until after Year 1 following restoration. Furthermore, it was found over longer time scales that more unsown target species colonized LD restorations than HD restorations (Lepš et al. 2007). We identified three shortcomings of grassland restoration experiments carried out with seed sowing. First, generally little attention is paid to some starting conditions (e.g. seed content of the soil) and site history, even though crop type and the corresponding cultivation (use of fertilizers, pesticides etc.) can greatly determine

restoration success. The second problem is that high concentrations of soil phosphorous or other nutrients on abandoned cropland can limit the success of colonization by several target species due to the increased competition from a few dominant grasses caused by high nutrient availability. Finally, there is also a general “technical problem” in such experiments is that the sown species often colonize non-sown control plots (Lepš et al. 2007).

Restoration success after plant material transfer

The success of plant material transfer depends on the availability of high-quality donor sites, therefore when suitable initial conditions are met (e.g. high-quality of plant material, low nutrient availability) the application of plant material transfer provides a rapid establishment of target species (Kiehl et al. 2006, Donath et al. 2007). The transfer rate of species depends strongly on vegetation type and site conditions of the donor site and varies between 20% and 80% which can be enhanced by the combination of early and late-harvested plant materials (Kiehl et al. 2006). An additional advantage of this method is that the transferred plant material may effectively suppress weeds, while the germination of the transferred species is not hampered or is even facilitated by plant material cover (Donath et al. 2007). We found several general drawbacks of the use of plant material in restoration. First, the seed content and species composition of hay is difficult to determine. Second, the vegetative propagules (e.g. tillers and rhizomes) of asexually reproducing species cannot be transferred in the form of cut plant material, therefore, the direct seeding or transplanting of individuals of these species can be necessary. Third, the use of this method requires donor sites of appropriate size and quality, which constraint strongly limits the area that can be restored. Finally, the use of low-quality plant material (e.g. originating from species-poor or weedy grasslands) can direct vegetation changes to unsuitable directions, and can result in weed dominance (Donath et al. 2007).

Weed suppression after grassland restoration by seed sowing – the role of litter accumulation and seed banks

We studied ten former alfalfa fields sown with low diversity seed mixtures in the ‘Egyek-Pusztakócsi mocsarak’ area in Hortobágy National Park (N 47° 34’ E 20° 55’). Seed mixtures were sown in a density of 25 kg/ha following soil preparation in October, 2005. Alkali seed mixture (4 fields) contained the seeds of *Festuca pseudovina* and *Poa angustifolia*; while loess seed mixture (6 fields) contained the seeds of *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia* and *Bromus inermis*. The fields were mown once in June every year after sowing.

One 5×5-m sized sampling site per field was randomly marked where 10 aboveground biomass samples (20×20 cm sized) were collected in June between 2006 and 2008. The species list of forbs in every biomass sample was recorded. Samples were dried (65°C, 24 hours), then sorted as litter, graminoid and forb. The dry weights of the biomass samples were measured with 0.01 g accuracy. For reference (restoration target) alkali and loess grasslands were also sampled in 2008 using the sampling design as described above. In every sampling site, in four 1 m×1 m sized permanent plots the cover of vascular plant species was recorded in early June in the first three years after sowing. Seed banks of sown grasslands were sampled in the third year after sowing. Samples were collected after snowmelt in the plots for vegetation recording in late March of 2008. We bored three soil cores per plot (4 cm in diameter, 10 cm in depth); 120 soil cores in total. Concentrated samples were spread in a thin layer on trays, previously filled with steam-sterilized potting soil. Trays were placed under natural light in a greenhouse; seedlings were regularly counted, identified then removed. Unidentified plant specimens were transplanted and grown until they could be identified. Seed contamination was monitored in sample-free control trays filled with steam-sterilized potting soil.

Biomass dynamics in sown fields and native grasslands

Total biomass decreased significantly in restored fields from Year 1 to Year 2 regardless to the sown seed mixture (from a mean range of 1459-1480 g/m² to 696-789 g/m²). The biomass of sown grasses increased

continuously and the detected scores were typically more than two times higher in Year 3 than in Year 1. A significant litter accumulation was observed from Year 1 to Year 2 in every restored field, litter scores increased by one order of magnitude. No significant changes were found in litter scores between Year 2 and Year 3. Forb biomass in Year 1 was dominated by short-lived weeds in every field; regardless of the seed mixtures sown (mean proportions were 99 % for the alkali and 95 % for the loess seed mixture). Forb biomass decreased significantly in every restored field from Year 1 to the Year 2, typically by two orders of magnitude, regardless of seed mixture. Biomass scores of forbs remained low (less than 18 g/m² in every sown field) from Year 2 onwards. Species numbers of forbs also decreased both in alkali and loess restorations from Year 1 to Year 2 and remained stable and low onwards. In most fields, graminoid biomass and litter negatively correlated with forb species richness and biomass.

In Year 3 we observed significantly higher graminoid biomass in alkali restorations (range 616 - 1112 g/m²) compared to native alkali grasslands (range 140 - 178 g/m²). In loess restorations, graminoid biomass scores (range 468 - 987 g/m²) were not significantly higher than that of the native loess grasslands (range 262 - 520 g/m²). In Year 3, significantly higher litter scores were found in alkali restorations (range 175 - 353 g/m²) than in native alkali grasslands (range 51 - 72 g/m²). No significant differences were found in the litter scores between loess restorations (range 130 - 466 g/m²) and native loess grasslands (range 92 - 273g/m²). The heterogeneity of litter and graminoid biomass was highest in Year 1, and much lower scores were typical in both restorations in later years. No significant differences were found between the heterogeneity of litter and graminoid biomass in Year 3 in restorations and in native grasslands.

Vegetation and seed bank

The mean total species richness and the species richness of short-lived weeds were the highest in the first year and thereafter a tendency of decrease was typical in every field. Parallellly, an increase of sown grass cover was found in every field and by the third year, perennial species became dominant (mostly perennial sown grasses) in every field. In several alkali restorations a high or increasing cover of perennial weedy *Agropyron* species was typical. Conversely, in most loess restorations either a low cover

(typically lower than 5%) or a decreasing cover of perennial weeds was detected after the first year.

The mean total seed bank density ranged from 9,417 to 22,215 seeds/m². Out of the 20 most frequent species of the seed bank, there were 12 weed species representing almost 70% of total seed bank density. We found considerably dense seed banks of short-lived weed species in all fields regardless of the sown seed mixture. The most frequent seed bank species, *Capsella bursa-pastoris*, was detected in almost all fields with high density. Only a few non-weedy forbs had a considerable dense seed bank. *Gypsophila muralis* and *Matricaria chamomilla*, characteristic short-lived pioneers of alkali grasslands showed high density only in alkali restorations. The sown grasses had mostly sporadic seed banks, only *Poa angustifolia* had considerably dense seed banks (up to 1,260 seeds/m²). We found mostly low-density seed banks of perennial weedy forbs (typically up to a few hundred seeds/m²), and no seed banks were found for perennial weedy graminoids. Species composition of the seed bank showed the highest similarity with the species composition of the vegetation of the first year (Jaccard similarity ranged from 0.16 to 0.38). The mean scores of similarity significantly decreased from Year 1 to Year 3 in both types of seed mixtures.

Weed suppression and vegetation development

The present study provided three key results. First, we found significantly lower forb biomass in the second and third year, than in the first year after sowing. Second, litter and graminoid biomass increased significantly during the study, and correlated negatively with the biomass and species richness of forbs. Finally, mean scores of litter and graminoid biomass in alkali restorations were 2 to 3-times higher in sown fields than in alkali grasslands. Similarly to our study, a rapid increase in cover and richness of sown late-successional species was detected in former studies of grassland restoration using seed sowing (Lepš et al. 2007). Our results confirmed that this increase of sown species holds also for the increase of their biomass. Despite of the regular yearly mowing, we detected a litter accumulation between the first and second year which was probably caused by the increased biomass production of sown grasses. The strong negative correlation between litter and forbs (both biomass and richness) supports the findings of Eckstein & Donath (2005), where suppressive effect of litter was confirmed in recovered grassland, if amount of litter exceeds 200g/m².

We found contrasting short-term success of weed suppression in relation to specific life history traits. Short-lived weeds were effectively suppressed by sowing low-diversity seed mixtures and mowing as a post-restoration management in every field. Similar results were detected in other grassland restoration studies (Lepš et al. 2007). Short-lived weeds can be easily suppressed because of their (i) poor competitive ability, (ii) missing persistent seed banks, as was found for several species in this study, (iii) germination failure by a physical barrier or shading by both accumulated litter and green biomass. We found that in some fields restoration success was hampered by weedy perennials (*Agropyron repens* and *A. intermedium*) could not be suppressed by the used restoration procedure in the short run. These species were also identified as problem plants in several other studies, where their increased dominance was detected after seed sowing (Lepš et al. 2007). To suppress these perennial weeds, improved management is necessary (e.g. increased mowing frequency). We found that several short-lived weeds that were effectively suppressed (e.g. *Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*) or not even detected in aboveground vegetation (e.g. *Setaria viridis*, *S. glauca*) had considerably dense seed banks, which offers a possibility for their later establishment. This result clearly indicates that weed suppression aboveground means not necessarily the elimination of weeds from restoration sites. The rapidly formed cover of perennials in our study suppressed short-lived weeds aboveground and prevented their germination (except in the first year), but also allowed the preservation of their seed banks. The re-establishment of weeds from the seed bank can be enhanced by creating gaps in the vegetation; thus, management actions that increase vegetation gaps, such as grazing/trampling by cattle or sheep, and other types of soil disturbance should be avoided in the first years after restoration.

General conclusions

We stressed the management and restoration perspectives of European grasslands with a special focus on alkali grasslands. First, alkali grassland types were introduced and their management, conservation problems and restoration perspectives were reviewed. Second, the potential use of prescribed burning was evaluated as a substitutive management and restoration tool in European grasslands. Third, we provided a review of the

frequently used restoration techniques, focusing on their usefulness to restore biodiversity and their practical feasibility and costs. Finally, we studied grassland restoration by seed sowing as a potential tool in weed control.

We found that prescribed burning is an integral part of the North-American grassland management practice, while in European grasslands it is rarely applied. European studies on this topic are scarce, and mostly yearly dormant-season burning is used. The reviewed studies concluded that yearly burning solely is not an appropriate option to preserve and maintain species-rich grasslands. We discussed burning studies from North-America and identified the findings that can be adapted to the European grassland conservation strategy. In North-America, contrary to Europe, the application of burning is fine tuned in terms of frequency and timing, and generally combined with other restoration. Thus, multiple conservation goals, like invasion control and increasing landscape-level heterogeneity can be linked. We found that one of the major constraints in the application of burning in European grasslands is the lack of related case studies. First, experimental approaches should be tested, like burning smaller patches within a grassland site, preferably of a lower conservation value. Fire management of larger grassland areas requires experiences and conclusions drawn from experimental, small-scale burning studies.

In our review of grassland restoration measures we found that the applicability and success of each technique depends on (i) the present site conditions, (ii) site history, (iii) availability of donor sites and propagule sources and (iv) on the budget and time available for restoration actions. We pointed out that spontaneous succession can be an option during the restoration of grasslands in former arable lands, but the recovery of grassland vegetation is often un-directional and slower compared to technical restoration. Applying this method is recommended in restoration projects aiming at no rapid results and in areas with high propagule availability. If the natural processes are too slow and hindered by low propagule availability, a direct restoration intervention is recommended. The use of low-diversity seed mixtures is recommended when the aim is to recover grassland vegetation on a relatively large area in a short time (when the main goal is the recovery of vegetation cover at the first stage). As the compilation of the proper amount of high-diversity seed mixture for a large

area is rather difficult and costly, they may be applied on smaller sites. The use of plant material transfer is recommended in the restoration of smaller areas. When proper local hay sources are available, the restoration with plant material transfer can be a fast and effective method for restoration. If there are no local sources, hay need to be harvested and transported from higher distances which increases costs of restoration significantly.

We found that the use of low diversity seed mixtures composed by native grasses and yearly mowing enhanced the recovery of basic grass diversity and was also promising in weed suppression. We revealed that short-lived weed assemblages can be easily suppressed; however, the composition of seed mixtures can strongly influence the success where perennial clonally spreading weeds are typical. In such cases the sowing of clonally spreading competitor grasses may favour weed suppression. We found that the increased level of biomass production is beneficial for the suppression of weedy forbs, but it can also hamper the establishment of several characteristic grassland species by competitive exclusion and/or by decreasing gap availability. To facilitate the establishment of target species, the reduction of litter and graminoid biomass may be necessary. Since the recovery of low levels of nutrients can last several decades in restoration sites, introducing traditional levels of management may not be an effective option to decrease biomass in sites with improved productivity. Traditional management with increased frequency and/or intensity can be the proper management option (e.g. mown twice a year or high intensity grazing). We detected a dense persistent weed seed banks is present in the soil of the restored fields, which points out that high intensity grazing and trampling should be avoided, especially in the first years after the sowing to prevent the regeneration of weedy species from the seed banks.

Irodalom – References

- Blumenthal, D.M., Jordan, N.R., Svenson, E.L. (2005) Effects of prairie restoration on weed invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107: 221-230.
- Cramer, V.A., Hobbs, R.J. (eds) (2007) *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press, Washington, D.C.
- 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.
- Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., Migléc, T., Ölvedi, T., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2011) Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. *Plant Biosystems* 145: 730-737.
- DiTomaso, J., Heise, K.L., Kyser, G.B., Merenlender, A.M., Keiffer, R.J. (2001) Carefully timed burning can control barb goatgrass. *California Agriculture* 55: 47-53.
- Donath, T., 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.
- Eckstein, R.L., Donath, T.W. (2005) Interactions between litter and water availability affect seedling emergence in four familiar pairs of floodplain species. *Journal of Ecology* 93: 807-816.
- Edwards, A.R., Mortimer, S.R., Lawson, C.S., Westbury, D.B., Harris, S.J., Woodcock, B.A., Brown, B.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.
- Fuhlendorf, S.D., Engle, D.M. (2001) Restoring heterogeneity on rangelands: ecosystem management based on evolutionary grazing patterns. *Bioscience* 51: 625-632.
- Fuhlendorf, S.D., Engle, D.M., Kerby, J., Hamilton, R. (2009) Pyric herbivory: Rewilding landscapes through the recoupling of fire and grazing. *Conservation Biology* 23: 588-598.
- Isselstein, J., Jeangros, B., Pavlů, V. (2005) Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe- A review. *Agronomy Research* 3: 139-151.

- Kiehl, K., Thormann, A., Pfadenhauer, J. (2006) Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology* 14: 148-156.
- Köhler, B., Gigon, A., Edwards, P.J., Krüsi, B., Langenauer, R., Lüscher, A., Ryser, P. (2005) Changes in the species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution & Systematics* 7: 51-67.
- Lepš, J., Doležal, J., Bezemer, T.M., Brown, V.K., Hedlund, K., Igual Arroyo, M., Jörgensesn, H.B., Lawson, C.S., Mortimer, S.R., Geldart, A.P., Rodríguez Barrueco, C., Santa Regina, I., Šmilauer, P., van der Putten, W.H. (2007) Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science* 10: 97-110.
- Liira, J., Issak, M., Jõgar, Ü., Mändoja, M., Zobel, M. (2009) Restoration management of a floodplain meadow and its cost-effectiveness – the results of a 6-year experiment. *Annales Botanici Fennici* 46: 397-408.
- 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.
- Page, H., Goldammer, J.G. (2004) Prescribed burning in landscape management and nature conservation: The first long-term pilot project in Germany in the Kaiserstuhl viticulture area, Baden-Württemberg, Germany *International Forest Fire News* 30: 9-58.
- Prach, K., Pyšek, P. (2001) Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55-62.
- Stevenson, M.J., Bullock, J.M., Ward, L.K. (1995) Recreating semi-natural communities, effects of sowing rate on establishment of calcareous grasslands. *Restoration Ecology* 3: 279-289.
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, S., Tóthmérész, B. (2010) Restoring grassland biodiversity: Sowing lowdiversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 148: 806-812.
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, S., Tóthmérész, B. (2011) Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation* 20: 2311-2332.

Deák Balázs publikációi

Publications of Balázs Deák

Impakt faktoros közlemények – Papers with impact factor

- Valkó, O., Török, P., **Deák, B.**, Tóthmérész, B. (2012) What can Europeans learn from North-American grassland burning? *Conservation Biology* (*submitted*) [IF2011: 4.698]
- Török, P., Miglécz, T., Valkó, O., Kelemen, A., **Deák, B.**, Lengyel, S., Tóthmérész, B. (2012) 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. [IF2011: 1.545]
- Deák, B.**, Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., Miglécz, T., Ölvedi, T., Lengyel, S., Tóthmérész, B. (2011) Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. *Plant Biosystems* 145: 730-737. [IF2010: 1.418]
- Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., **Deák, B.**, Lukács, B., Tóthmérész, B. (2011) Lucerne dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* 48: 257-264. [IF2011: 5.045.]
- Török, P., Vida, E., **Deák, B.**, Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2011) Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity & Conservation* 20: 2311-2332. [IF 2011: 2.238]
- 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. [IF2010: 3.498]
- Vida, E., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., **Deák, B.**, Miglécz, T., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2010) Early vegetation development after grassland restoration by sowing low-diversity seed mixtures in former sunflower and cereal fields. *Acta Biologica Hungarica* 61 (Suppl.): 246-255. [IF2010: 0.793]

Idegen nyelvű közlemények referált lapokban

Deák, B., Valkó, O., Vida, E., Miglécz, T. (2008) Restoration of arable lands in Egyek-Pusztakócs LIFE project area *Acta Pericemonologica* 3: 172-177.

Magyar nyelvű tudományos közlemények

Deák, B., Valkó, O., Schmotzer, A., Kapocsi, I., Tóthmérész, B., Török, P. (2012) Gyeppek égetésének természetvédelmi megítélése – probléma vagy gyepkezelési alternatíva? *Tájökológiai Lapok* (*in press*).

Valkó, O., **Deák, B.**, Kapocsi, I., Tóthmérész, B., Török, P. (2012) Gyeppek kontrollált égetése, mint természetvédelmi kezelés – Alkalmazási lehetőségek és korlátok. *Természetvédelmi Közlemények* 18: p. &. (*in press*).

Deák, B., Kapocsi I. (2010) Természetvédelmi célú gyepesítés a gyakorlatban: mennyibe kerül egy hektár gyep? *Tájökológiai Lapok* 8: 395-409.

Kelemen, A., Török, P., **Deák, B.**, Valkó, O., Lukács, B. A., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2010) Spontán gyepregeneráció extenzíven kezelt lucernásokban. *Tájökológiai Lapok* 8: 33-44.

Valkó, O., Vida, E., Kelemen, A., Török, P., **Deák, B.**, Miglécz, T., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2010) Gyeprekonstrukció napraforgó- és gabonatóblák helyén alacsony diverzitású magkeverék vetésével. *Tájökológiai Lapok* 8: 53-64.

Déri, E., Lengyel, Sz., Lontay, L., **Deák, B.**, Török, P., Magura, T., Horváth, R., Kisfali, M., Ruff, G., Tóthmérész, B. (2009) Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az egyek-pusztakócsi LIFE-Nature program eredményei. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 89-102.

Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., Miglécz, T., Vida, E., **Deák, B.**, Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2009) Avar-felhalmozódás szerepe a gyepesítést követő vegetáció-dinamikában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 160-170.

- Deák, B.**, Molnár, A., Gál, L., Lukács, B. A., Tihanyi, G., Török, P. (2008) *Rumex pseudonatronatus* (Borb.) Murb. új előfordulási adatai a Hortobágyi Nemzeti Park területén. *Flora Pannonica* 6: 132.
- 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). *Tájékológiai Lapok* 6: 323-332.
- Török, P., **Deák, B.**, Vida, E., Lontay, L., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2008) Tájléptékű gyeprekonstrukció löszös és szikes fűmagkeverékekkel a Hortobágyi Nemzeti Park (Egyek-Pusztakócs) területén. *Botanikai Közlemények* 95: 101-113.
- Vida, E., Török, P., **Deák, B.**, Tóthmérész, B. (2008) Gyeppek létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. *Botanikai Közlemények* 95: 115-125.
- Deák, B.**, Tóthmérész, B. (2007) A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírőlapos csetkákás társulásában. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 179-186.
- Deák, B.**, Tóthmérész, B. (2006) Kaszálás hatása a növényzetre a Nyírőlapos (Hortobágy) három növénytársulásában. In: Molnár, E. (szerk.) *Kutatás, oktatás, értékkeremtés. Vácrátót*, pp. 169-180.

Tudományos ismeretterjesztés

- Valkó, O., **Deák, B.**, Kapocsi, I., Tóthmérész, B., Török, P. (2012) Gyeprekonstrukció egykori szántóterületeken – esettanulmányok a Hortobágyi Nemzeti Parkból. *Pusztá* (in press).

Idegen nyelvű könyvfejezet

- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., **Deák, B.**, Miglécz, T., Kapocsi, I., Tóthmérész, B. (2012) Litter and green biomass in a traditionally managed alkali landscape in Hungary (Hortobágy). In: *Dry Grasslands of Europe: Grazing and Ecosystem Services* (in press).
- Török, P., Kapocsi, I., **Deák, B.** (2011) Conservation and management of alkali grassland biodiversity in Central-Europe. In: Zhang WJ (ed.) *Grasslands: Types, Biodiversity and Impacts*. New York, Nova Science Publishers Inc., pp. 1-10. (in press)

Deák, B., Tóthmérész, B. (2012) Ordo: Beckmannion eruciformis Soó 1933.
In: *Tiscia*, Szeged, University of Szeged (*in press*)

Magyar nyelvű könyvfejezet

Deák, B., Török, P., Vida, E., Valkó, O., Miglécz, T., Déri, E., Lontay, L., Lengyel, Sz, Tóthmérész, B. (2008) Tájéleptékű gyeprekonstrukció eredményei az Egyek-Pusztakócsi LIFE-program területén. In: Orosz, Z., Szabó, V., Molnár, G., Fazekas, I. (szerk.) IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia: 1. Környezettudomány és környezeti nevelés, környezetkémia, környezetfizika, környezetföldrajz és földtan. Debrecen, pp. 310-315.

Nemzetközi konferenciák

Deák, B., Schroiff, A., Mücke, W., Zlinszky, A., Heilmeier, H. (2012): The ChangeHabitats2 Project Why do we need ALS data? Workshop of Point clouds from ALS and Aerial Images for Vegetation Analysis, Bécs, 2012. szeptember 24-25. (előadás)

Tóthmérész, B., Török, P., **Deák, B.**, Valkó, O. (2012) What can be adapted from North-American grassland burning to european grassland conservation? 8th European Conference on Ecological Restoration, České Budějovice, 2012. szeptember 9-14. (poszter)

Deák B., Török P., Valkó O., Miglécz T., Kelemen A., Tóth K., Tóthmérész B. (2012) The role of soil seed banks in the recovery of loess grassland vegetation. 9th European Dry Grassland Meeting, Prespa, 2012. május 19-25. (poszter)

Kelemen A., Török P., Valkó O., Miglécz T., **Deák B.**, Tóth K., Tóthmérész B. (2012) Underlying mechanisms that shape biomass – plant species richness relationship in an alkali landscape along a long productivity gradient. 9th European Dry Grassland Meeting, Prespa, 2012. május 19-25. (poszter)

Valkó O., Török P., **Deák B.**, Kelemen A., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2012) The effects of grazing on species composition of grasslands along a moisture gradient. 9th European Dry Grassland Meeting, Prespa, 2012. május 19-25. (előadás)

- Valkó, O., **Deák, B.**, Kapocsi, I., Tóthmérész, B., Török, P. (2012) Gyepek kontrollált égetése, mint természetvédelmi kezelés – Alkalmazási lehetőségek és korlátok. Kolozsvári Biológus Napok, Kolozsvár, 2012. március 30-31. (előadás)
- Török, P., **Deák, B.**, Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2011) Techniques and costs of grassland restoration on former croplands. 8th European Dry Grassland Meeting, Uman, 2011. június 13-17. (előadás)
- Török, P., Vida, E., Valkó, O., **Deák, B.**, Migléc, T., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2010) Grassland restoration with sowing of low-diversity seed mixtures in former sunflower and cereal fields. The 7th European Dry Grassland Meeting, Smolenice, 2010. május 28-31. (előadás)
- Deák, B.**, Lesku, B., Molnár, A., Magura, T., Sándor, I., Olajos, P. (2010) Results and conclusions of the “Complex rehabilitation of habitats at Central-Bereg-plain” LIFE-Nature programme. Wetlands a Live, Varsó, 2010. január 31-február 2. (előadás)
- Deák, B.**, Magura, T., Lesku, B., Molnár, A., Olajos, P. (2010) Landscape scale habitat restoration of wetlands in the Central-Bereg-plain region (North-eastern Hungary). Natural and Artificial Ecosystems in the Somes-Cris-Mures-Tisza River Basin, Arad, 2010. május 7-8. (előadás)
- Deák, B.**, Magura, T., Lesku, B., Molnár, A., Olajos, P. (2010) Full scale habitat restoration of wetlands in the Central-Bereg-plain region (North-eastern Hungary). Natural and Artificial Ecosystems in the Somes-Cris-Mures-Tisza River Basin Arad, 2010. május 7-8. (poszter)
- Török, P., Vida, E., Valkó, O., **Deák, B.**, Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2009) Conserving grassland biodiversity by restoration: low-diversity seed mixtures, weed control, rapid changes, and landscape effects. 2nd European Conference of Conservation Biology, Prága, 2009. szeptember 1-5. (előadás)
- Vida, E., **Deák, B.**, Kapocsi, I., Török, P., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2009) Restoration of alcalic and steppe grasslands in arable fields with low diversity seed mixtures. 2nd ECCB Prága, 2009. szeptember 1-5. (poszter)
- Lengyel, Sz., Déri, E., **Deák, B.**, Horváth, R., Magura, T., Tóthmérész, B. (2008) Grassland restoration and management to increase landscape

- biodiversity, 22nd Annual Meeting, Society for Conservation Biology, Chattanooga, Tennessee, USA, 2008. július 13-17. (poszter)
- Tóthmérés, B., **Deák, B.**, Török, P., Vida, E., Lengyel, Sz. (2008) Restoration of loess and alkali grasslands on former alfalfa fields. - EURECO-GFOE, Lipcse, 2008. szeptember 15-19. (poszter)
- Déri, E., Lengyel, Sz., **Deák, B.**, Tóthmérés, B. (2007) Quicker-than-expected positive changes after grassland restoration in Hortobágy, Hungary; 21st Annual Meeting, Society of Conservation Biology, Port Elizabeth, 2007. július 1-5. (poszter)
- Déri, E., Lengyel, Sz., **Deák, B.**, Horváth, R., Tóthmérés, B. (2006) Habitat mosaic structure and patch characteristics influence biodiversity in an alkaline wet-dry grassland gradient in Hungary, 1st ECCB Eger, 2006. augusztus 22-26. (előadás)
- Deák, B.**, Tóthmérés, B. (2006) The effect of mowing on a wet meadow of Nyírólapos (East-Hungary, Hortobágy National Park), 1st ECCB Eger, 2006. augusztus 22-26. (poszter)

Hazai konferenciák

- Tóthmérés, B., Valkó, O., **Deák, B.**, Kapocsi, I., Török, P. (2012) Gyeppek kontrollált égetésének alkalmazása természetvédelmi kezelésként: lehetőségek és korlátok. IX. Magyar Ökológus Kongresszus, Keszthely, 2012. szeptember 5-7. (poszter)
- Deák, B.**, Magura, T., Lesku, B., Molnár, A., Olajos, P. (2011) Tájléptékű élőhely-rekonstrukciós munkálatok eredményei a Közép-beregi síkon. VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Debrecen, 2011. november 3-6. (előadás)
- Kelemen, A., Migléc, T., Valkó, O., **Deák, B.**, Tóth, K., Török, P., Lukács, B. A., Tóthmérés, B. (2011) Extenzíven kezelt lucernások spontán gyepesedési folyamatai. VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Debrecen, 2011. november 3-6. (poszter)
- Lukács, B. A., Radócz, Sz., Kelemen, A., Valkó, O., Migléc, T., **Deák, B.**, Tóth, K., Simon, E., Baranyai, E., Tóthmérés, B., Török, P. (2011) Vegetáció-átmenetek dinamikája szikes élőhely-komplexumokban, eltérő csapadékjárású években. (poszter) VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Debrecen, 2011. november 3-6. (poszter)

- Miglécz, T., Tóth, K., Valkó, O., Kelemen, A., Radócz, Sz., Lukács, B. A., Ölvédi, T. B., **Deák, B.**, Tóthmérész, B., Török, P. (2011) Lokális propagulum-készlet szerepe löszgyepek helyreállításában. VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Debrecen, 2011. november 3-6. (poszter)
- Valkó, O., Török, P., **Deák, B.**, Kelemen, A., Miglécz, T., Ölvédi, T., Tóth, K., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2011) Az Egyek-Pusztakócs LIFE program botanikai eredményei. VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Debrecen, 2011. november 3-6. (előadás)
- Valkó, O., Török, P., **Deák, B.**, Kelemen, A., Miglécz, T., Ölvédi, T., Tóth, K., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2011) Alkalmazható-e szántóterületek gyepesítése a gyomok visszaszorítására? VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Debrecen, 2011. november 3-6. (poszter)
- Deák, B.**, Valkó, O., Vida, E., Kelemen, A., Miglécz, T., Török, P., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2009) Gyepesítés alacsony diverzitású magkeverékek vetésével korábbi lucernások helyén. 8. Magyar Ökológus Konferencia, Szeged, 2009. augusztus 26-28. (előadás)
- Olajos, P., Molnár, A., Lesku, B., **Deák, B.** (2009) „A Közép-Beregi sík komplex élőhely-rehabilitációja” LIFE program eredményei (2005-2008). Gyepesítés alacsony diverzitású magkeverékek vetésével korábbi lucernások helyén. 8. Magyar Ökológus Konferencia, Szeged, 2009. augusztus 26-28. (poszter)
- Deák, B.**, Kapocsi, I., Török, P., Lontay, L., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2008) Gyeprekonstrukciós munkálatok az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén. V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Nyíregyháza, 2008. november 6-9. (előadás)
- Deák, B.**, Török, P., Vida, E., Valkó, O., Miglécz, T., Déri, E., Lontay, L., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2008) Tájéleptékű gyeprekonstrukció eredményei az Egyek-Pusztakócsi LIFE területen, IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia, Debrecen, 2008. március 28-29. (előadás)
- Déri, E., Lengyel, Sz., Lontay, L., **Deák, B.**, Török, P., Magura, T., Horváth, R., Kisfali, M., Ruff, G., Tóthmérész, B. (2008) Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az Egyek-Pusztakócsi LIFE-Nature program eredményei. V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Nyíregyháza, 2008. november 6-9. (előadás)

- Vida, 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 Vegetációkutatás a Kárpát-medencében. Gödöllő, 2008. február 29-március 2. (előadás)
- Vida, E., Miglécz, T., **Deák, B.**, Török, P., Valkó, O., Kelemen, A., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2008) Gyepek létesítése lucernások helyén sziki és löszgyepi vázfajokat tartalmazó magkeverékekkel Egyek-Pusztakócson (HNP) V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Nyíregyháza, 2008. november 6-9. (előadás)
- Deák, B.**, Török, P., Déri, E., Lontay, L., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2007) Szántók visszagyepesítése: a szekunder szukcesszió alternatív útjai hasonló közösségi mintázatokat eredményezhetnek. IV MTBK Műhelytalálkozó, Tokaj, 2007. március 29-31. (előadás)
- Deák, B.**, Tóthmérész, B. (2006) Legeltetés hatása a fajszámra és növényzeti struktúrára egy hortobágyi löszgyepben. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest, 2006. szeptember 4-6. (poszter)
- Déri, E., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B., **Deák, B.** (2006) Az élőhelyi és tájszintű heterogenitás szerepe a biológiai sokféleség fenntartásában egy hortobágyi élőhelykomplexum példáján. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest, 2006. szeptember 4-6. (előadás)
- Deák, B.**, Tóthmérész, B. (2005) A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírólapos csetkákás társulásában. III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, 2005. november 3-6. (poszter)
- Deák, B.**, Tóthmérész, B., Molnár, V. A. (2003) Kaszálás hatása nedves szikes növénytársulásokra a Hortobágyon. 6. Magyar Ökológus Konferencia, Gödöllő, 2003. augusztus 27-29. (poszter)
- Deák, B.** (2002) Természetvédelmi kezelések (legeltetés és kaszálás) hatásai nedves szikes növénytársulásokra. MBT előadókülés "Fiatal kutatók a hazai konzervációbiológiában" (előadás)
- Deák, B.**, Tóthmérész, B., Molnár, V. A. (2002) Természetvédelmi kezelések (legeltetés és kaszálás) hatásai nedves szikes növénytársulásokra. KÖSZI, Debrecen, 2002. október 24-25. (poszter)
- Csabai, Z., Móra, A., Horváth, R., Müller, Z., Dévai, Gy., Földesi, R., Király, A., Varju, T., **Deák, B.** (2000) A szegélyhatás vizsgálata alföldi vízterek mocsárinövényzet- és hínárállományaiban. V. Ökológus Kongresszus, Debrecen, 2000. október 25-27. (poszter)