

Homoki gyepek regenerációjának hosszú távú sikeressége felhagyott szántókon: kezdeti restaurációs beavatkozások és a táji környezet hatásai

Sáradi Nóra^{1*}, Yesenia Belén Llumiquinga², Bruna Paolinelli Reis², Török Katalin³, Szitár Katalin⁴, Csákvári Edina³ és Halassy Melinda³

¹*Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Növénytermesztési-tudományok Intézet, 2100, Gödöllő, Páter Károly u. 1.*

²*Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C*

³*Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.*

⁴*Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, Lendület Táj és Természetvédelmi Ökológiai Kutatócsoport, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.*

*E-mail: saradi.nora@ecolres.hu

Összefoglaló: Kutásunkban három kezeléstípus hatását vizsgáltuk kiskunsági homoki gyepek felhagyott szántókon történő helyreállításában, 16 évvel a beavatkozások megkezdése után. Elemeztük a kezelések edényes növények fajgazdagságára, borítására, valamint a honos célfajok és az özön-növények relatív borítására gyakorolt hatását. A kezelések két különböző korú felhagyott szántón folytak 2002 és 2008 között. A két terület táji környezetének élőhely-összetételét és inváziós fertő-zöttségét is összevetettük. Hosszú távú eredményeink alapján a magvetés bizonyult a leghatásosabb módszernek a homoki gyepek helyreállításában. A kaszálást és a szénforrás-adagolást a vetést kiegészítő beavatkozásokként javasoljuk. Az elemzett mutatók többsége helyspecifikus fejlődést mutatott, ami összefügghet a felhagyott szántók korával és táji adottságaival. Eredményeink alapján a homoki gyepek helyreállítása felhagyott szántókon kisebb magbeveteli egységekkel is megvalósítható.

Kulcsszavak: gyeprestauráció, özönnövények, szántó-restauráció, homokpusztagyep, hosszú távú monitorozás

Bevezetés

Az előrejelzések szerint Európában 2015 és 2030 között a mezőgazdasági területek mintegy 11%-át fogják kivonni a művelésből (Perpiña *et al.* 2018). Közép- és

Kelet-Európában a szocialista rendszerek bukása egyértelműen felgyorsította a földterületek felhagyásának mértékét, amikor az állami tulajdonban álló mezőgazdasági szövetkezetek összeomlottak (Valkó *et al.* 2016a, Mihók *et al.* 2017). A mezőgazdasági tevékenység megszűnése teret enged a spontán vegetációfejlődésnek.

A felhagyott szántóterületek vegetációdinamikáját és a kialakuló növényközösséget a korábbi művelési módok, a vegetáció, a talaj és a többi abiotikus jellemző, valamint a táji kapcsolatok együttesen határozzák meg (Cramer *et al.* 2008). A felhagyott szántók sajátos, átmeneti ökoszisztémát jelentenek (Clark 2017), melyek általában hosszú távon is különböznek maradnak az elsődleges gyepterületektől (Csathó 2011, Csecserits *et al.* 2011). A felhagyott szántók lehetőséget teremtenek az őshonos fajok újbóli megtelepedésére, ami csökkentheti a táji fragmentációt, ugyanakkor az inváziós fajok megtelepedésének esélye is fennáll (Csecserits *et al.* 2011).

A spontán regeneráció sikerét a fajok terjedési képességével, megtelepedési és túlélési adottságaikkal kapcsolatos tényezők korlátozzák az adott környezeti tényezők függvényében (Cramer és Hobbs 2007). A talajban felhalmozódó tápanyagfelesleg az egyik legkritikusabb környezeti tényező a felhagyott szántók regenerációjában, mivel hozzájárul a kompetíciós viszonyok átrendezéséhez és az özönnövények elterjedéséhez is (Davis *et al.* 2000). Az özönnövények terjedésén és a magas tápanyagforrás melletti erős kompetíción túlmenően a propagulumlimitáció korlátozza a spontán regenerációt (Török *et al.* 2018, Halassy *et al.* 2019). A honos fajok magjainak jelenléte nagymértékben függ a felhagyás időpontjától, a terület méretétől (Cramer *et al.* 2008), továbbá a művelési idő hosszától, mivel a magbank és a felszíni növényzet a hosszú ideig tartó művelés alatt elszegényedik (Bakker és Berendse 1999). A gyepekben előforduló fajok többsége nem képez állandó magbankot, ellenben a szántóföldek magbankja nagy mennyiségben tartalmaz gyommagvakat (Csontos *et al.* 2016, Valkó *et al.* 2021). A felhagyott szántók vegetációfejlődése során tehát a magbankból való regeneráció helyett elsődleges a célfajok kívülről történő betérése, ami csak ott lehetséges, ahol a természetes növényzet maradványai még mindig jelen vannak a tájban (Török *et al.* 2018). Ugyanakkor, a táji környezet veszélyeztetheti a spontán regenerációt, amennyiben jelentős a tájban az inváziós fertőzöttség (Csecserits *et al.* 2016).

Aktív restaurációs beavatkozásokkal ezek a korlátok többnyire leküzdhetők, és a gyepek biodiverzitása helyreállítható (Cramer *et al.* 2008). Magvetéssel bevitethető a magbankból hiányzó, vagy a táji akadályok miatt a területre be nem jutó propagulumok (Török *et al.* 2010, Kövendi-Jakó *et al.* 2019). A talaj tápanyagtartalma csökkenthető pl. a feltalaj eltávolításával vagy szénforrás bevitelével (Perry *et al.* 2010, Halassy *et al.* 2021). A szénforrás-adagolás lényege, hogy stimulálja

a talajlakó mikroorganizmusok aktivitását, melyek eközben a talajban felvehető nitrogént is megkötik, így időlegesen kevesebb lesz a növények által felvehető nitrogén a talajban (Török *et al.* 2000, 2014). Kaszálással növelhető a faji diverzitás, mivel új fajok megtelepedésére alkalmas mikroélőhelyeket hoz létre a gyepszőnyegben (Kelemen *et al.* 2014), Ugyanakkor a táji környezet jelentősen befolyásolhatja a restaurációs beavatkozások sikerét, mind pozitív irányban a cél-fajok spontán betelepődése révén, mind negatív irányban, amennyiben az inváziós fajok megjelenése várható.

Jelen kutatás célja, hogy a kezdeti magvetés, kaszálás és szénforrás-adagolás hosszú távú hatását értékeljük homoki gyepek felhagyott szántókon történő helyreállításában, 16 évvel az első beavatkozások után, ill. értékeljük a területek közti különbségeket a táji környezet eltérései alapján. A következő kérdéseket vetettük fel:

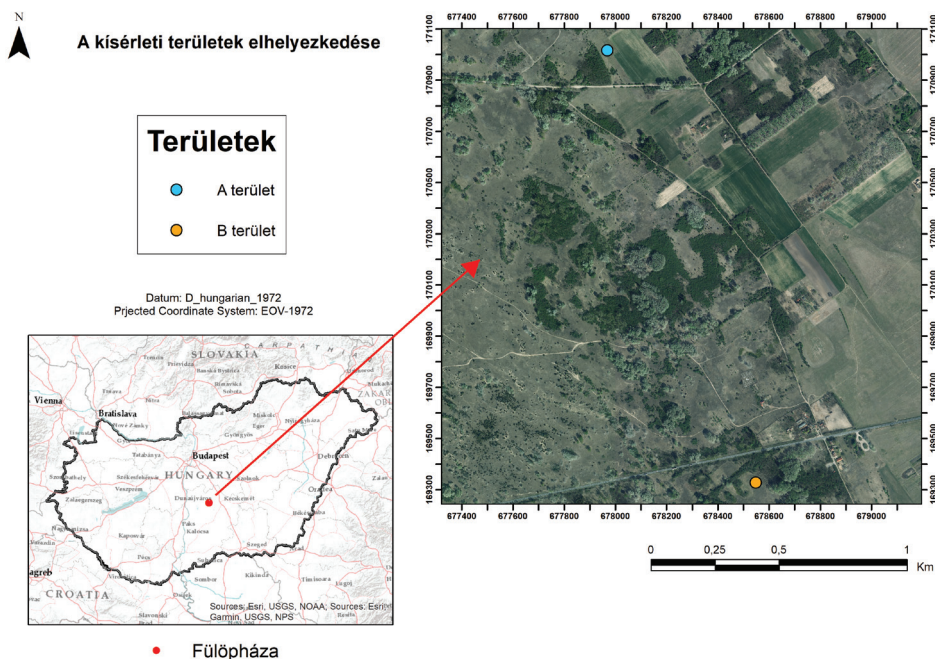
- Hogyan befolyásolja a kezdeti magvetés, kaszálás és szénforrás adagolása hosszú távon a terület fajgazdagságát, az edényes növények borítását, valamint a cél- és inváziós fajok relatív borítását?

- Milyen eltérések vannak a kísérleti területek táji jellemzői (élőhely-összetétel és inváziós fertőzöttség) között és ezek hogyan befolyásolják a gyepregeneráció sikerességét?

Anyag és módszer

A kísérleti terület a Kiskunsági Nemzeti Park Fülöpházi-buckavidékén található (1. ábra). Az élőhely-helyreállítási kísérletek eredetileg három felhagyott szántón folytak, viszont az egyik terület (a legfiatalabb felhagyás) 2008-tól ismét művelésbe lett vonva, ezért hosszú távon nem volt értékelhető. A másik két szántóterület légifotók alapján az 1990-es évek végén, illetve az 1980-as években kerülhetett felhagyásra. A közepes korú felhagyás 105 m, az idősebb 110 m tengerszint feletti magasságon helyezkedik el. A közepes korú felhagyás talaja iszapos durvahomok és finom szemcséjű homok, továbbá homokos agyag- és iszapréteget találtunk 120–170 cm mélyen. Az idősebb felhagyás talaja durva homok és homok, 260 és 270 cm között konkréciókkal. A két terület egyéb talajváltozói hasonlóak voltak (Halassy *et al.* 2016, Llumiquinga *et al.* 2021). A továbbiakban a közepes korú felhagyást „A” területnek, az idősebb felhagyást „B” területnek fogjuk nevezni.

2002 szeptemberében előkezelésként egy-egy 400 m²-es területet beszántottak a felhagyott szántókon a felszíni vegetáció eltávolítása érdekében. A szántott területeken belül 8 × 8 db 1 m²-es parcellát jelöltünk ki a kezeléseknél, közöttük 1 méteres hézagokkal. Egy soron belül nyolcféle kezelési típust rendeltünk vélet-



1. ábra. A kísérleti területek elhelyezkedése a Kiskunsági Nemzeti Park Fülöpházi-buckavidék területén. A két színes kör a két felhagyott szántóterületet jelöli a légifotón.

lenszerűen a nyolc parcellához, a nyolc oszlop ezek véletlenszerűen elrendezett ismétlései. A kísérleti elrendezés mindkét terület esetében azonos volt. Az alkalmazott kezelések: kezelés nélküli kontrol (Ko), Vetés (V), Kaszálás (K), Szénforrás-adagolás (Sz), valamint ezek kombinációi (VK, VSz, KSz, VKSz). A vetett parcellákban összesen öt homoki fajt vetettünk el a kísérlet elején, 2002 szeptemberében: *Festuca vaginata* Waldst. et Kit. ex Willd., 1809 (1,55 g/m²), *Stipa borysthena* Klokov ex Prokudin, 1951 (1,05 g/m²), *Koeleria glauca* (Spreng.) DC., 1813 (1,00 g/m²), *Dianthus serotinus* Waldst. & Kit., 1804 és *Euphorbia segueriana* Neck., 1770 (a két faj együtt 0,20 g/m²). A 2003-as erős aszály alatt a *S. borysthena* magoncok kipusztultak, emiatt a fajt 2003 szeptemberében ismétlően elvetettük (1,31 g/m²). Kaszálást az első évben kétszer (június, szeptember eleje), majd 2004 és 2008 között évente egyszer (szeptember eleje) alkalmaztunk. A parcellaméret miatt sarlót használtunk, a kaszálékot pedig eltávolítottuk a parcellákról. A szénforrás-adagolás háromhetente történt április és október között 2003-tól 2008-ig. Egy-egy alkalommal 45 g/m² cukrot használtunk fel parcellánként. Az elemzésekben a fő kezeléseket elemeztük külön-külön. A kísérleti módszerekkel kapcsolatban bővebb leírás található Halassy *et al.* 2016 és 2019 közleményeiben.

Az edényes növényfajok százalékos borítását valamennyi 1 m²-es parcellában megbecsültük a nyár eleji és nyár végi aszpektusban (2019. június 4–7. és augusztus 26–28.). A korábbi elemzésekhez hasonlóan fajonként az évi maximális borítással számoltunk (Halassy *et al.* 2016). A fajgazdagságot a parcellánkénti fajszámmal fejeztük ki. Az edényes fajok borítását a faji szinten becsült borítási értékek összegével fejeztük ki. Mivel a növények több rétegben is növekedtek, és az évi maximális borítási értékkel számoltunk, ezért a teljes borítás esetenként meghaladhatta a 100%-ot. A célfajok a korábbi kutatások (Csecserits *et al.* 2011, Halassy *et al.* 2016) alapján kerültek meghatározásra, és a csoportot tovább bontottuk vetett és nem vetett fajokra. Az özönnövények elemzésekor a neofita, vagyis 1492 után érkezett fajokat vettük figyelembe, melyek Balogh *et al.* (2004) munkája alapján kerültek meghatározásra. Egyéves, valamint élőlény életforma-csoport szerint külön is elemeztük őket. Végül az öt vetett fajt és a domináns neofitákat egyenként is vizsgáltuk. A célfajok és özönfajok esetében a parcellánkénti relatív borítással számoltunk.

A táji környezet élőhelyi jellemzésére egy 500 m-es puffterületet jelöltünk ki a kísérleti területek középpontja körül. A puffterületen belül hét élőhelytípust különítettünk el Csecserits *et al.* (2011) élőhelytérképe alapján: agrárélőhelyek (A), másodlagos gyepek (MGy) (felhagyott szántókon kialakuló gyepek), erdészeti ültetvények (Ü), elsődleges (természetközeli) gyepek (TGy), természetközeli erdők (TE), vizes élőhelyek (V) és épített területek (É). Az élőhelytérképeket frissítettük a legfrissebb ortofotók (2019) alapján. A táji környezet inváziós fertőzöttségét transzekt módszerrel vizsgáltuk 2020 szeptemberében. Ehhez a kísérleti területek középpontjából 100 méter hosszúságú transzektet feszítettünk ki a nyolc égtáj (É, ÉK, K, DK, D, DNY, NY, ÉNY) felé, majd a transzekt mentén 1 m × 1 m-es érintkező kvadrátokban rögzítettük az előforduló özönfajok egyedszámát. Az egyes élőhelytípusok területének kiszámítását és a domináns inváziós fajok tömegességének térképi ábrázolását QGIS szoftverrel végeztük.

A kezelések (magvetés, kaszálás és szénforrás-adagolás) és a terület, valamint az egyes kezelések területtel való interakciójának fajgazdagságra gyakorolt hatását általánosított lineáris modellekkel (GLM) teszteltük Poisson-eloszlás alkalmazása mellett. Az edényes növények borítása és a cél- és özönfajok relatív borítása esetén kétutas ANOVA-t használtunk. A szignifikáns interakcióval rendelkező eseteknél *post hoc* Tukey tesztet végeztünk. Ha csak a területnek vagy a kezelésnek volt szignifikáns hatása, akkor az adott tényezőre egyutas ANOVA-t alkalmaztunk. A nem vetett célfajok és az özönnövények relatív borításához négyzetgyök transzformációt alkalmaztunk. Az özönnövények transzekt mentén abundanciáját negatív binomiális GLM segítségével számoltuk (Zuur *et al.* 2009). A statisztikai

elemzéseket az R 3.6.0 verziójában az „nlme” kiegészítő csomaggal végeztük (R Core Team 2019, Pinheiro *et al.* 2017).

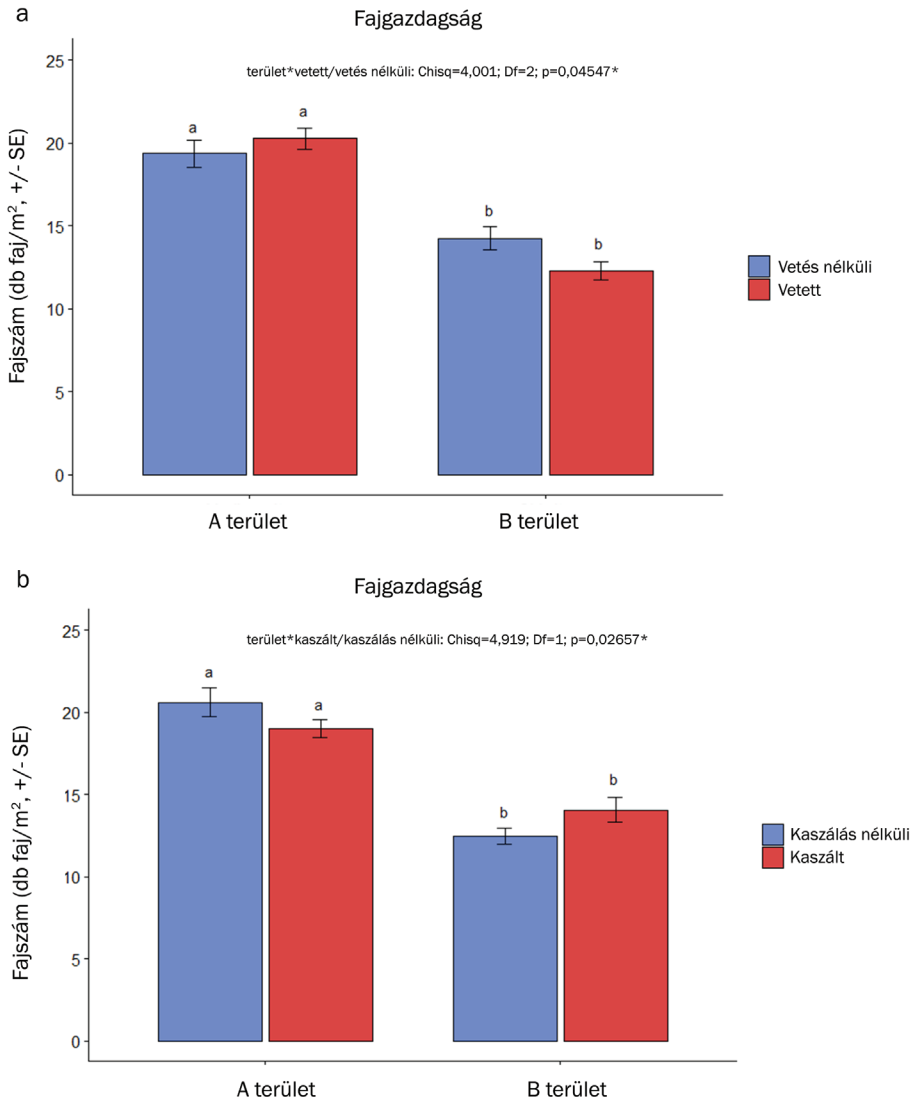
Eredmények

A vizsgálat során összesen 84 fajt azonosítottunk, ezek közül 36-ot célfajként, hatot pedig özönnövényként soroltunk be. Magasabb kvadrátonkénti átlagos fajszámot figyeltünk meg az „A” területen (20 faj), mint a „B” területen (14 faj). Szignifikáns hatása volt a terület–magvetés és a terület–kaszálás kölcsönhatásának, azonban a *post hoc* statisztikai teszt alapján a fajgazdagság csak a területek között különbözött (2. ábra).

Az edényes növények borítása szignifikánsan ($F=20,430$ $p<0,001$) magasabb volt az „A” területen (112%), mint a „B” területen (96%), továbbá szignifikánsan ($F=3,992$ $p<0,05$) magasabb a kaszált parcellákban (108%) mint a nem kaszált parcellákban (100,5%).

A területnek szignifikáns hatása volt a célfajok relatív borítására, kivéve a *F. vaginata*-t, ami mindkét területen domináns volt (1. táblázat). A „B” területen magasabb volt a célfajok, a nem vetett célfajok és a *S. borysthenica* relatív borítása, és alacsonyabb volt a *D. serotinus* és az *E. segetaria* relatív borítása az „A” területhez képest (1. táblázat). A három kezeléstípus közül csak a vetésnek volt szignifikáns hatása a vetett fajokra. A *S. borysthenica* magasabb borítást (18,5%) ért el a vetett parcellákban, mint a nem vetettekben (8,5%). Míg a *K. glauca* esetében pont ellenkezőleg, szignifikánsan magasabb borítást (3%) mutatott a nem vetett parcellákban, mint a vetettekben (2%). A vetés jelentős hatással volt a vetett fajok borítására a területtel való kölcsönhatásban is. A vetett fajok legmagasabb borítását (73%) a „B” terület vetett parcelláiban találtuk, a legalacsonyabb borítását (62,5%) pedig ugyanitt a nem vetett parcellákban (3. ábra). Az „A” terület parcellái köztes értékeket mutattak.

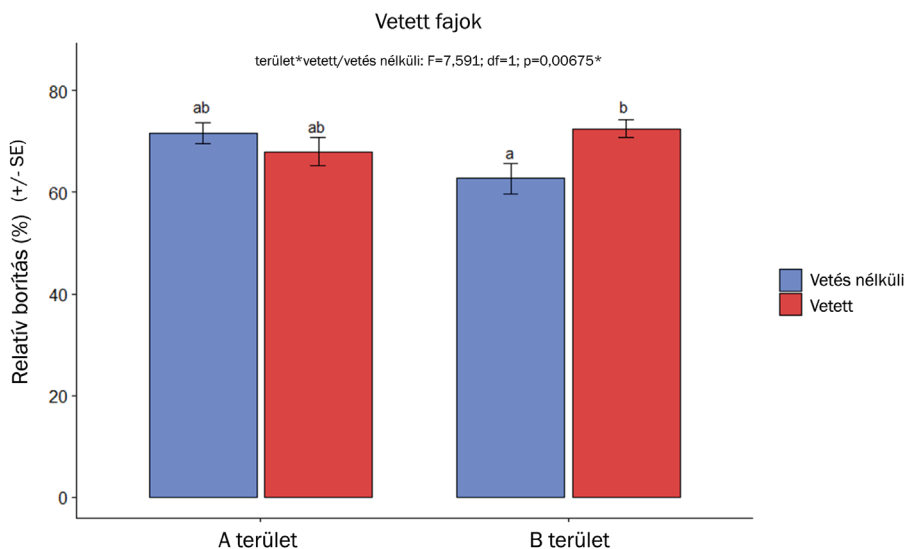
A terület szignifikáns hatást gyakorolt az özönnövényekre is (1. táblázat). Valamennyi özönfaj-kategória, így az egyéves, évelő és összes özönfaj együttes relatív borítása is nagyobb volt az „A” területen, mint a „B” területen (1. táblázat). A kezelések közül csak a magvetésnek volt hatása az özönnövények relatív borítására, ezen belül is az egyéves fajokra. A relatív borítás szignifikánsan alacsonyabb ($F=5,324$ $p<0,05$) volt a vetett parcellákon (1,90%) mint a nem vetettekben (3,87%), elsősorban az egyéves neofiták szignifikánsan alacsonyabb ($F=10,86$ $p<0,01$) relatív borítása miatt (0,93% a vetett és 2,28% a nem vetett parcellákon). Szignifikáns terület–vetés kölcsönhatás volt megfigyelhető az *Ambrosia artemisiifolia* L., 1753



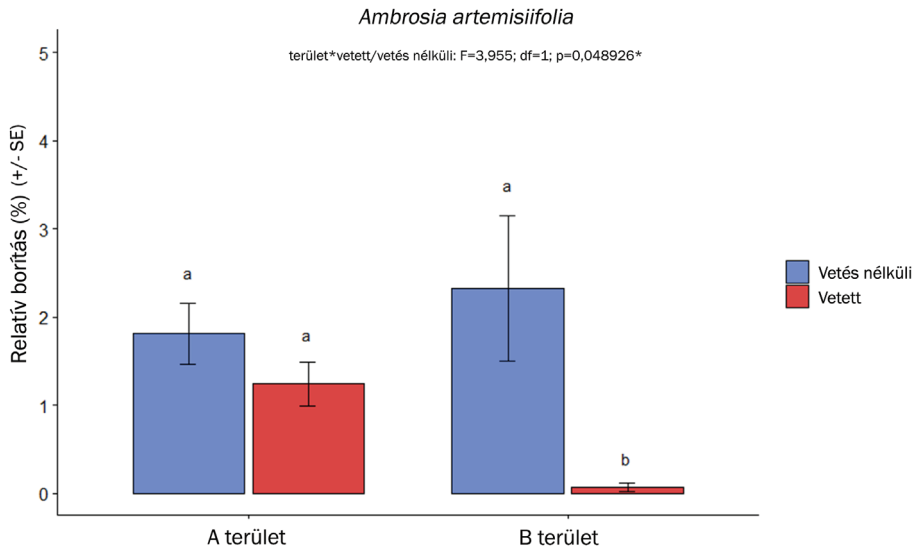
2. ábra. Fajgazdagság (a) a vetett és a vetés nélküli parcellákon, továbbá (b) a kaszált és kaszálatlan parcellákon az „A” és „B” terület esetében 2019-ben. A szignifikáns különbségeket ($p < 0,05$) eltérő kisbetűkkel jelöltük.

1. táblázat. A célfajok és az özönnövények relatív borítása (%) a két területen, 2019-ben és azok statisztikai különbsége ANOVA alapján. Csillaggal jelöltük azokat az indikátorokat, melyek szignifikáns interakciót mutattak a kezelések között is *post hoc* Tukey teszt alapján. Ezeket részletesen az ábrákon mutatjuk be.

	„A” terület	„B” terület	F-érték	p-érték
Célfajok	85%	92%	12,83	p<0,001
Nem vetett fajok	15%	24%	17,21	p<0,001
Összes vetett faj	70%	68%	0,738	p=0,392*
<i>Festuca vaginata</i>	46%	44%	0,294	p=0,589
<i>Stipa borysthena</i>	10%	17%	7,960	p<0,001*
<i>Koeleria glauca</i>	3,5%	2,7%	0,611	p=0,436*
<i>Dianthus serotinus</i>	6,2%	3,1%	6,129	p<0,05
<i>Euphorbia segueriana</i>	3,4%	0,0%	62,95	p<0,001
Özönnövények	4,5%	1,2%	23,54	p<0,001
Egyéves özönfajok	2,0%	1,2%	14,16	p<0,001
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	1,5%	1,2%	8,329	p<0,01*
<i>Conyza canadensis</i>	0,5%	0,0%	13,70	p<0,001*
Évelő özönfajok	2,5%	0,0%	84,88	p<0,001
<i>Oenothera biennis</i>	0,9%	0,0%	33,02	p<0,001
<i>Asclepias syriaca</i>	1,7%	0,0%	61,93	p<0,001



3. ábra. A vetett fajok relatív borítása a vetett és a vetés nélküli parcellákon az „A” és „B” terület esetében, 2019-ben. A szignifikáns különbségeket ($p<0,05$) eltérő kisbetűkkel jelöltük.



4. ábra. Az *Ambrosia artemisiifolia* relatív borítása a vetett és vetés nélküli parcellákon az „A” és „B” terület esetén, 2019-ben. A szignifikáns különbségeket ($p < 0,05$) eltérő kisbetűvel jelöltük.

esetén, mely szerint a „B” terület vetett parcelláiban szignifikánsan alacsonyabb volt a faj relatív borítása (0,07%), mint a nem vetett parcellákon (2,32%) (4. ábra).

A táji környezetben a legfőbb élőhelyi különbség, hogy az „A” terület közepében a mai napig aktív mezőgazdasági tevékenység folyik, és a természetközeli gyepek és erdők aránya kisebb a „B” területhez képest (2. táblázat). Az ültetvények, másodlagos gyepterületek és beépített területek (főleg kisebb tanyák és utak) hasonló mértékben voltak jelen mindkét felhagyott szántó közelében.

A táji környezetben a legnagyobb egyedszámmal előforduló neofita fajok az *A. artemisiifolia*, *Asclepias syriaca* L., 1753, *Conyza canadensis* (L.) Cronquist, 1943, *Ribes aureum* Pursh, 1814 és a *Robinia pseudoacacia* L., 1753 voltak. A térképi ábrázoláson jól látható, hogy mindkét kísérleti terület környezete nagymértékben fertőzött az *A. artemisiifolia* és a *Conyza canadensis* fajokkal (5. és 6. ábra). A közönséges selyemkóró az „A” terület környezetében volt tömegesebb, míg a fehér akác és az aranyribiszke a „B” terület környezetében volt jellemző. Az özönfajok tömegessége szignifikánsan eltért a két terület esetében, az egyes égtáji irányok és a középponttól vett távolság alapján (3. táblázat). A két felhagyás közül az „A” terület táji környezetében szignifikánsan nagyobb volt az özönfajok tömegessége minden vizsgált változóra (3. táblázat). Az északi és keleti irányú transzektek mentén volt megfigyelhető a legtöbb inváziós faj. Mindkét felhagyás esetében a 9–10. kvadráttól kezdődően kezdett el emelkedni az özönnövények egyedszáma, vagyis csak a kísérleti területen kívül.

2. táblázat. Táji kompozíció a kísérleti területek 500 méteres környezetében. Természetközeli erdők (TE), elsődleges (természetközeli) gyepek (TGy), másodlagos gyepek (MGy), vizes élőhelyek (V), agrár élőhelyek (A), erdészeti ültetvények (Ü), továbbá épített területek (É).

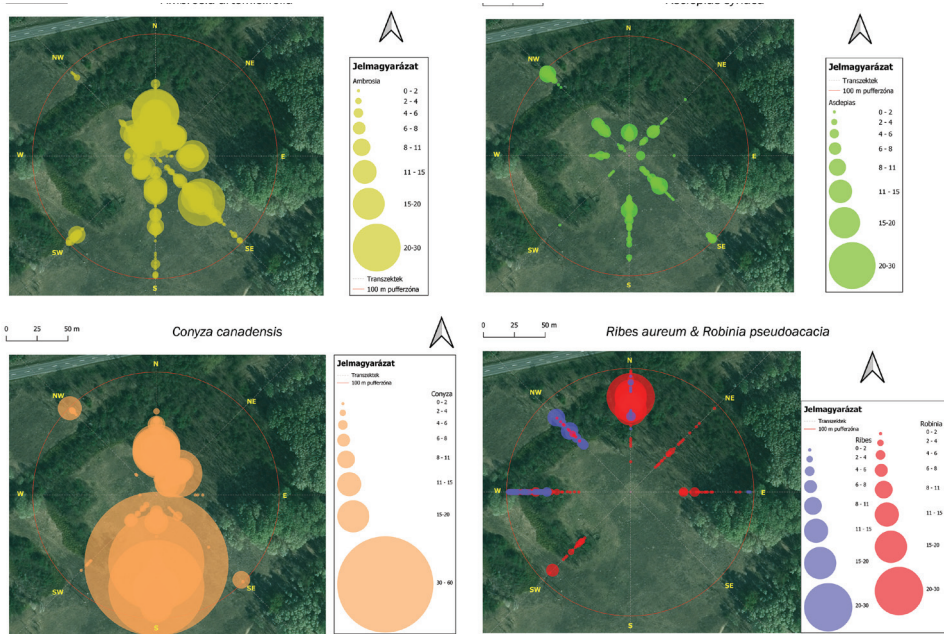
	Élőhelyek kiterjedése (%)						
	TE	TGy	MGy	V	A	Ü	É
”A” terület	1,5	2,1	46,4	0	13,1	34,6	2,4
”B” terület	10,8	9,4	43,1	1,5	0	30,4	4,8

3. táblázat. Az özönnövények tömegessége (egyedszám/m²) a két felhagyott szántó táji környezetében és azok statisztikai különbsége negatív binomiális GLM alapján.

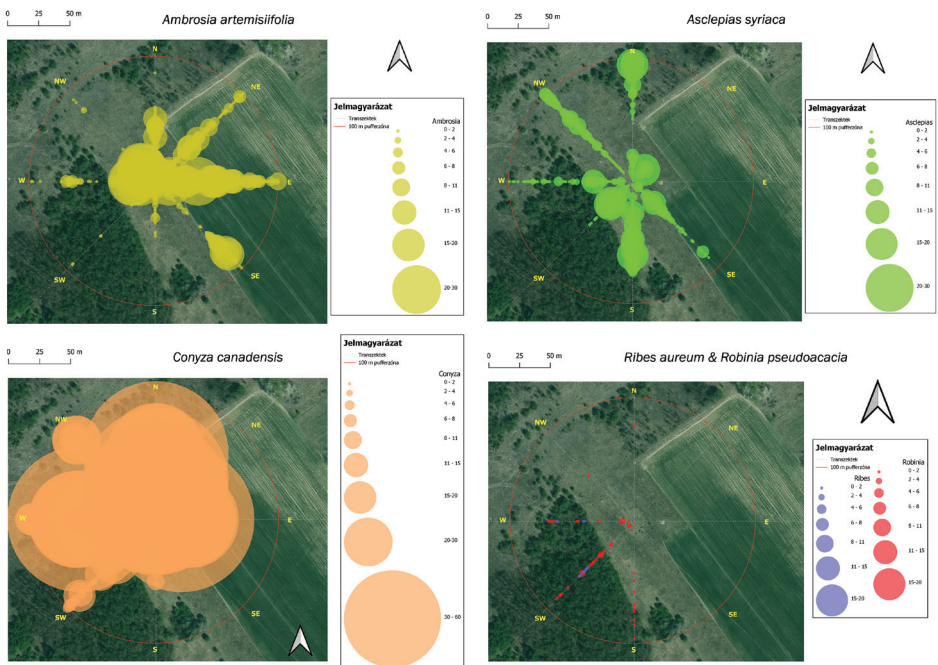
	” A ” terület	” B ” terület	Terület		Irányultság		Távolság	
			Chisq	p-érték	Chisq	p-érték	Chisq	p-érték
Özönnövények	17,2	6,5	392,31	p<0,001	121,86	p<0,001	437,43	p<0,001
Egyéves özönfajok	7,6	2,5	395,54	p<0,001	138,90	p<0,001	361,18	p<0,001
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	2,6	1,3	179,18	p<0,01	185,70	p<0,01	458,74	p<0,01
<i>Conyza canadensis</i>	3,9	1,1	142,80	p<0,001	187,00	p<0,001	235,08	p<0,001
Évelő özönfajok	9,3	3,3	496,02	p<0,001	169,96	p<0,001	476,10	p<0,001
<i>Asclepias syriaca</i>	1,7	0,9	103,10	p<0,001	171,19	p<0,001	307,25	p<0,001

Diszkusszió

Az alkalmazott kezelések közül a vetésnek volt a legnagyobb hosszú távú hatása, melynek még 16 évvel az első kezelések után is megmutatkoztak a jelei, főleg a *S. borysthenica* magasabb és az egyéves *A. artemisiifolia* alacsonyabb borításában. Ezek az eredmények összhangban állnak a korábban észleltekkkel (Halassy *et al.* 2016). Hosszú távon azonban a vetett és nem vetett parcellák közötti egyes különbségek eltűntek, pl. a fajgazdagság, az edényes növények borítása és a célfajok relatív borítása esetében. A fajok dominancia-sorrendje is változott az idő múlásával. 2008-ban a *D. serotinus* volt a domináns faj, ami akár 69%-os borítást is elért a vetett és kaszált parcellákban. A kaszálás elmaradásával borítása jelentősen lecsökkent, helyét az erősebb kompetitor *F. vaginata* és a *S. borysthenica* vette át.



5. ábra. Az „A” terület környezetében rögzített özönnövények egyedszáma. Az adatokat 2020 szeptemberében rögzítettük és QGIS programmal ábráztuk.



6. ábra. A „B” terület környezetében rögzített domináns özönnövények egyedszáma. Az adatokat 2020 szeptemberében rögzítettük és QGIS programmal ábráztuk.

A domináns fűfajok némileg visszaszorították a vetett szubordináns fajokat (pl. *K. glauca*), de nem szorították ki teljesen ezeket, és a spontán betelepült fajok is 15-20%-os relatív borítást tudtak elérni (Llumiuinga *et al.* 2021). Bár referencia-adataink ebben a kísérletben nem voltak, összességében a 2019-re elért állapot jobb, mint a korábbi restaurációs beavatkozások során, ahol magvetést nem alkalmaztunk (Halassy *et al.* 2021, Reis *et al.* 2021). Ennek alapján javasoljuk a diverz, domináns füveket és néhány szubordinált fajt is tartalmazó keverék vetését nyílt homoki gyepek felhagyott szántókon történő restaurációjára.

Fontos megjegyezni, hogy a korai vetés lényeges szerepet játszott az özön-növények terjedésének visszaszorításában, még hosszú távon is. Ez főként az *A. artemisiifolia* elnyomását jelentette, ami fontos eredmény, hiszen az ürömlevelű parlagfű erősen allergén pollenje miatt súlyos egészségügyi gondokat okoz szerte Európában, és jelenléte elsősorban a talaj zavarásával függ össze (Kröel-Dulay *et al.* 2019). Hosszú távon a vetett fajok a szomszédos parcellákra is átterjedtek, ami a célfajok dominanciájához vezetett mindkét területen a vetett és nem vetett parcellákon egyaránt. Ez alapján, amennyiben a rendelkezésre álló magforrások korlátozottak, nagyobb területek restaurációja esetén a sávokban történő vetés is jó eredményekre vezethet hosszabb távon.

A kaszálás, ami a második legfontosabb kezeléstípus volt rövid távon (Halassy *et al.* 2016, 2019) hosszú távon csak kisebb hatást gyakorolt. A kaszálást gyakran használják domináns fajok kontrollálására, hogy a gyepszönyeget megnyitva növeljék a fajdiverzitást (Maron és Jefferies 2001). Esetünkben rövid távon alacsonyabb borítást értünk el a kaszálás hatására (Halassy *et al.* 2016), de hosszú távon a kaszálás ellenkező hatást váltott ki, ami miatt a fajgazdagság várt növekedése elmaradt. Ez azt jelenti, hogy a nyílt homokgyepek esetén a területkezelés során az első években rendszeres, a későbbi években nem túl gyakori (pl. négy-ötévente történő) kaszálás alkalmazandó a fajgazdagság megtartásához (Kelemen *et al.* 2014).

Rövid távon a szénforrás-adagolás csökkentette az ásványi nitrogént a talajban, aminek a hatása megmutatkozott a mohák borításának csökkenésében, valamint a szabad talajfelszín növekedésében is (Halassy *et al.* 2016). Ezek a hatások azonban csak ideiglenesnek bizonyultak, ahogy korábbi vizsgálatok alapján erre számítani lehetett (Perry *et al.* 2010, Halassy *et al.* 2021), és hosszú távon eltűntek. Kisebb kiterjedésű friss felhagyások esetén ez a módszer is előnyösen alkalmazható, elsősorban az egyéves nitrogénigényes gyomok, akár özönfajok visszaszorítására is, vetéssel kiegészítve.

Eredményeink megerősítették a területspecifikus vegetációfejlődés tényét. A legtöbb vizsgált növényzeti mutató jelentős különbségeket mutatott a két terület között. Ezek az eredmények feltehetőleg összefüggésben vannak a felhagyások

óta eltelt idővel, ami a fajösszetétel legfontosabb meghatározója volt Csecserits *et al.* (2011) a régióban végzett tanulmánya alapján. Ugyanakkor ez a tényező nem különíthető el a táji hatástól (Prach *et al.* 2013), miszerint az egyes felhagyott területek fajösszetétele akár teljes mértékben a környező területek gyepparadványainak függvényében változhat. Esetünkben az idősebb felhagyás táji környezetében nagyobb arányban voltak jelen a maradványgyepek, melyek kiváló forrásai a célfajok propagulumainak. Ezzel szemben a közepes korú felhagyás esetében a művelt földek és ültetvények jelenléte az özönnövények terjedésének a kockázatát hozhatja magával (Csecserits *et al.* 2016). A transzekt-vizsgálat alátámasztotta, hogy a közepes korú felhagyás környezete fertőzöttebb volt özönfajokkal, elsősorban az ültetvények irányában.

Eredményeink alapján az alábbi kezelési módokat javasoljuk homoki gyepek regenerációjának felgyorsítására a felhagyott szántókon: A terjedési korlát sikeresen megszüntethető fajszegény, de fűfajokat és virágos növényeket egyaránt tartalmazó magkeverék korai vetésével. Továbbá, nincs szükség arra, hogy egész területeket bevessünk, amikor homoki gyepeket kívánunk helyreállítani felhagyott szántókon, hanem elég kisebb, néhány négyzetméteres ún. „vetési ablakokat” (Valkó *et al.* 2016b) elszórtan alkalmazni, mivel a vetett fajok képesek elterjedni a szomszédos területeken is. A célfajok terjedése és a gyepek diverzifikációja érdekében további beavatkozásokra lehet szükség (Bartha *et al.* 2003, Kelemen *et al.* 2014). A jelenlegi és korábbi (Halassy *et al.* 2016, 2019) kutatásaink alapján a kaszálás vagy a szénforrás-adagolás egyaránt alkalmas ún. „megtelepedési ablakok” létrehozására, amik segítik az új betelepedéseket. A beavatkozások tervezésénél azonban figyelembe kell venni a táji környezetet is, mivel amennyiben a tájban erős az inváziós nyomás, az új betelepődők elsősorban a nemkívánatos özönnövények lesznek (Reis *et al.* 2021).

Köszönetnyilvánítás – A kutatást a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal támogatta (NKFIH FK127996).

Irodalomjegyzék

- Bakker, J. P., Berendse, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 63–68. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01544-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01544-4)
- Balogh, L., Dancza, I., Király, G. (2004): A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke, és besorolásuk inváziós szempontból. In Mihály, B., Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon: Özönnövények*. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 61–92.

- Bartha, S., Meiners, S. J., Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L. (2003): Plant colonization windows in a mesic old field succession. *Applied Vegetation Science* 6: 205–212. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00581.x>
- Clark, A. (2017): *Old fields*. Oxford Bibliographies in Ecology. <https://doi.org/10.1093/obo/9780199830060-0188>
- Cramer, V. A., Hobbs, R. J., Standish, R. J. (2008): What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trend in Ecology and Evolution* 23: 104–112. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.005>
- Cramer, V. A., Hobbs, R. J. (eds.) (2007): *Old fields: Dynamics and Restoration of Abandoned Farmland*. Island Press, Washington, D.C., 334 p. <https://doi.org/10.5860/choice.45-4977>
- Csathó, A. I. (2011): Az elsődleges és másodlagos mezsgyék növényzetének összehasonlító vizsgálata a Battonyai Gránic és Csárda-dűlő példáján. *Tájékológiai Lapok* 9(2): 345–356.
- Csecserits, A., Botta-Dukát, Z., Kröel-Dulay, Gy., Lhotsky, B., Ónodi, G., Rédei, T., Szitár, K., Halassy, M. (2016): Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogeneous land-use Agriculture. *Ecosystems and Environment* 226: 88–89. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.024>
- Csecserits, A., Czúcz, B., Halassy, M., Kröel-Dulay, Gy., Rédei, T., Szabó, R., Szitár, K., Török, K. (2011): Regeneration of sandy old-field in the forest steppe region of Hungary. *Plant Biosystems* 145: 715–729. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.601340>
- Csontos, P., Kalapos, T., Tamás, J. (2016): Comparison of seed longevity for thirty forest, grassland and weed species of the Central European flora: Results of a seed burial experiment. *Polish Journal of Ecology* 64(3): 313–326. <https://doi.org/10.3161/15052249PJE2016.64.3.002>
- Davis, M.A., Grime, J. P., Thompson, K. (2000): Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528–534. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>
- Halassy, M., Botta-Dukát, Z., Csecserits, A., Szitár, K., Török, K. (2019): Trait-based approach confirms the importance of propagule limitation and assembly rules in old-field restoration: Propagule limitation and assembly rules in restoration. *Restoration Ecology* 27: 840–849. <https://doi.org/10.1111/rec.12929>
- Halassy, M., Kövendi-Jakó, A., Reis, B. P., Szitár, K., Seyidova, Z., Török, K. (2021): N immobilization treatment revisited: a retarded and temporary effect unfolded in old field restoration. *Applied Vegetation Science* 24: e12555. <https://doi.org/10.1111/avsc.12555>
- Halassy, M., Singh, A., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Szitár, K., Török, K. (2016): The application of a filter-based assembly model to develop best practices for Pannonian sand grassland restoration. *Journal of Applied Ecology* 53: 765–773. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12618>
- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Deák, B., Miglécz, T., Tóth, K., Ölvedi, T., Tóthmérész, B. (2014): Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: vegetation changes after cessation of mowing. *Biodiversity and Conservation* 23: 741–751. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0631-8>
- Kövendi-Jakó, A., Csecserits, A., Szitár, K., Halassy, M., Hülber, K., Wrbka, T., Török, K. (2019): Three years of vegetation development worth 30 years of secondary succession in urban-industrial grassland restoration. *Applied Vegetation Science* 22: 138–149. <https://doi.org/10.1111/avsc.12410>
- Kröel-Dulay, Gy., Csecserits, A., Szitár, K., Molnár, E., Szabó, R., Ónodi, G., Botta-Dukát, Z. (2019): The potential of common ragweed for further spread: invasibility of different habitats and the role of disturbances and propagule pressure. *Biological Invasions* 21: 137–149. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1811-3>
- Llumiñana, Y. B., Reis, B. P., Sáradi, N., Török, K., Szitár, K., Halassy, M. (2021): Long-term results of initial seeding, mowing and carbon amendment of the restoration of Pannonian sand grassland on old-fields. *Tuexenia* 41: 361–379. <https://doi.org/10.14471/2021.41.013>

- Maron, J. L., Jefferies, R. (2001): Restoring enriched grasslands: Effects of mowing on species richness, productivity, and nitrogen retention. *Ecological Applications* 11(4): 1088–1100. <https://doi.org/10.2307/3061014>
- Mihók, B., Biró, M., Molnár, Zs., Kovács, E., Bölöni, J., Erős, T., Standovár, T., Török, P., Csorba, G., Margóczy K., Báldi, A. (2017): Biodiversity on the waves of history: Conservation in a changing social and institutional environment in Hungary, a post-soviet EU member state. *Biological Conservation* 211: 67–75. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.05.005>
- Perpiña, C., Kavalov, B., Diogo, V., Jacobs, C., Batista, F. E., Lavalle, C. (2018): *Agricultural Land Abandonment in the EU within 2015-2030*. No JRC113718, JRC Working Papers, Joint Research Centre (Seville site), <https://EconPapers.repec.org/RePEc:ipt:iptwpa:jrc113718>.
- Perry, L. G., Blumenthal, D. M., Monaco, T. A., Pashcke, M. W., Redente, E. F. (2010): Immobilization nitrogen to control plant invasion. *Oecologia* 163: 13–24. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1580-x>
- Pinhoiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., Heisterkamp, S., Van Willigen, B. (n.d.) (2017): Package ‘nlme’. Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. Version 3–1. <https://cran.r-project.org/web/packages/nlme>
- Prach, K., Jongepierová, I., Rehounková, K. (2013): Large-scale restoration of dry grasslands on erarable land using a regional seed mixture: Establishment of target species. *Restoration Ecology* 21: 33–39. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00872.x>
- R Core Team (2019): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>
- Reis, B. P., Kövendi-Jakó, A., Szitár, K., Török, K., Halassy, M. (2021): Long-term effect of mowing on the restoration of Pannonian sand grassland to replace invasive black locust plantation. *Restoration Ecology* 29(S1): e13152. <https://doi.org/10.1111/rec.13152>
- Török, K., Szili-Kovács, T., Halassy, M., Tóth, T., Hayek, Z., Paschke, M. W., Wardell, L. J. (2000): Immobilization of soil nitrogen as a possible method for the restoration of sandy grassland. *Applied Vegetation Science* 3: 7–14. <https://doi.org/10.2307/1478913>
- Török, K., Szitár, K., Halassy, M., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Baráth, N., Paschke, M. W. (2014): Long-term outcome of nitrogen immobilization to restore endemic sand grassland in Hungary. *Journal of Applied Ecology* 51: 756–765. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12220>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.024>
- Török, P., Helm, A., Kiehl, K., Buisson, E., Valkó, O. (2018): Beyond the species pool: modification of species dispersal, establishment, and assembly by habitat restoration. *Restoration Ecology* 26: S65–S72. <https://doi.org/10.1111/rec.12825>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kelemen, A., Miglécz, T., Tóth, K., Tóthmérész, B. (2016a): Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? Case studies from Hungary. *Ecosystem Health and Sustainability* 2: e01208. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1208>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kirmer, A., Tishew, S., Kelemen, A., Tóth, K., Miglécz, T., Radócz, Sz., Sonkoly, J., Tóth, E., Kiss, R., Kapocsi, I., Tóthmérész, B. (2016b): High-diversity sowing in establishment gaps: a promising new tool for enhancing grassland biodiversity. *Tuexenia* 36: 359–378. <https://doi.org/10.14471/2016.36.020>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Tóth, K., Kiss, R., Kelemen, A., Miglécz, T., Sonkoly, J., Tóthmérész, B. (2021): Dynamics in vegetation and seed bank composition highlight the importance of post-restoration management in sown grasslands. *Restoration Ecology* 29(S1): e13192. <https://doi.org/10.1111/rec.13192>
- Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A., Smith, G. M. (2009): *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York, 580 p.

Long-term success of sand grassland regeneration on abandoned croplands: the impact of initial restoration interventions and the surrounding landscape

Nóra Sáradi^{1*}, Yesenia Belén Llumiyinga², Bruna Paolinelli Reis², Katalin Török³, Katalin Szitár³, Edina Csákvári³ & Melinda Halassy³

¹*Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Crop Production, H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary*

²*Eötvös Loránd University, Department of Plant Systematics, Ecology and Theoretical Biology, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C, Hungary*

³*Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany, H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary*

*E-mail: saradi.nora@ecolres.hu

We evaluated the efficacy of three treatment methods in the restoration of sandy grasslands on abandoned fields, 16 years after the initial interventions, in Kiskunság, Central Hungary. We used species richness, vascular plant cover, and the relative cover of target and invasive plant species as indicators. The treatments were conducted on two fields abandoned at different times, between 2002 and 2008. We also investigated the habitat composition and invasion level of the surrounding landscapes. In the long run, seeding proved to be the most effective method for the restoration of sandy grasslands on abandoned fields. Mowing and carbon amendment are recommended as supplementary treatments. Most of the analyzed indicators showed site-specific development, which may be related to the characteristics of the surrounding landscape. Based on our results, we suggest that the restoration of old fields can be triggered by using small seed introduction units.

Keywords: grassland restoration, invasive plants, abandoned fields, sand steppe, long-term monitoring