

HOMOKI ERDŐSSZTYEPPMOZAIKOK KITERJEDÉSÉNEK ÉS VÁLTOZATOSSÁGÁNAK HATÁSA A FAJGAZDAGSÁGRA

RÉDEI Tamás^{1,2}, CSECSERITS Anikó^{1,2}, BARABÁS Sándor^{1,3}, LHOTSKY Barbara^{1,2}
és BOTTA-DUKÁT Zoltán^{1,2}

¹MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4. E-mail: redei.tamas@okologia.mta.hu
²MTA Ökológiai Kutatóközpont, GINOP Fenntartható Ökoszisztémák Csoport,
8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3.

³Szent István Egyetem, Kertészettudományi Kar; Növénytani Tanszék
és Soroksári Botanikus Kert, 1118 Budapest, Villányi út 29–43.

Az alföldi erdőssztyeppélőhelyek területének csökkenése, az állományok fragmentálódása komolyan veszélyezteti a régió biodiverzitásának fennmaradását. A Kiskunsági-homokháton még található viszonylag nagy kiterjedésű erdőssztyeppmozaikok. A táborfalvai lőtér egyike a legnagyobb kiterjedésűeknek. Kutatásunkban arra keresünk választ, hogy elegendőek-e a fennmaradt állományok a régió természetes fajkészletének megőrzéséhez, és a rezervátumok kiterjedésén kívül milyen tényezők befolyásolják még a fajok fennmaradási esélyeit.

Összehasonlító elemzést végeztünk a Kiskunsági-homokhát 16, különböző intenzitással használt erdőssztyeppterülete, köztük a táborfalvai lőtér vegetációján. A mintaterület-hálózat minden tagján élőhely-térképezést végeztünk, és élőhelyenként rétegzett cönológiai felvételekkel mintáztuk meg a növényzetet. A fajokat őshonosságuk, zavarásra adott válaszaik és élőhely-preferenciájuk alapján csoportosítottuk. A mintaterületeket a fennmaradt erdőssztyeppélőhelyek kiterjedése mellett azok Rao-diverzitásával jellemeztük.

Eredményeink azt mutatják, hogy a természetszerű vegetáció kiterjedése és élőhely-diverzitása együttesen határozzák meg a természetvédelem számára értékes, őshonos és zavarásérzékeny fajok fennmaradási esélyeit, de ezek a tényezők nem hatnak a neofita és zavarástűrő fajok jelenlétére. A néhány tucat hektárnyi élőhely-maradványok már nem képesek eltartani a fajokat, és mindenképpen szükséges a mozaik erdőkomponenseinek jelenléte is. A természetvédelem számára ajánljuk a kiskunsági-homokháti védett területek fragmentáltságának csökkentése mellett az erdőssztyepperdők regenerálódásának segítségét.

Kulcsszavak: élőhely-változatosság, fajgazdagság, homoki erdőssztyepp, Rao-diverzitás, táji lépték, zavarás

BEVEZETÉS

A Kárpát-medence alföldi területeinek potenciális vegetációja az erdőssztyepp (ZÓLYOMI 1974, MAGYARI és mtsai 2010). Homoktalajokon ez nyílt és zárt homoki gyepek, nyáras-borókások, valamint homoki tölgyesek komplexeként jelenik meg. A többi alföldi élőhelyhez képest ez a komplex még viszonylag nagy kiterjedésben fordul elő, bár kiterjedése jelentősen lecsökkent az elmúlt századok emberi tájhasználatára következtében (BIRÓ és mtsai 2011, 2013). Számos kutatás bizonyítja, hogy a természetes élőhelyek zsugorodása és fragmentálódása veszélyezteti a hozzájuk kötődő fajkészlet fennmaradását (FOLEY és mtsai 2005, CRISTOFOLI és mtsai 2010, COUSINS és mtsai 2007). Sok esetben a kihalás nem azonnal következik be, különösen hosszabb életű, helyhez kötött fajok esetében csak rövidebb-hosszabb késleltetéssel észlelhető (TILMAN és mtsai 1994, KUUSSAARI és mtsai 2009, RÉDEI és mtsai 2014). Az élőhelyek kiterjedése mellett fontos tényező a változatosságuk is. Sok változatos élőhely együttes előfordulása jelentősen növeli a területen fennmaradni képes fajok számát (YOSHIOKA és mtsai 2017).

A táborfalvai lőtér nagy kiterjedésű, fajgazdag erdőssztyeppterület. Története során folyamatosan fennmaradtak az eredeti erdőssztyeppélőhelyek egészen napjainkig (CSECSEKITS és mtsai 2018). Jelenleg is számos védett erdőssztyeppnövény (és -állat) élőhelye (CSÓKA 2018).

Jelen kutatásunkban egyrészt vizsgáljuk, hogy a lőtérnek a többi hasonló területhez viszonyítva mekkora jelentősége van a homoki erdőssztyeppélőhelyek és -fajok megőrzésében. Hogy erről képet kapjunk, elemezzük azt, hogy természetszerű élőhelyek kiterjedése és változatossága hogyan hat az egyes homoki erdőssztyeppterületek növényi fajdiverzitására. Eredményeink segíthetnek e fontos élőhelyek megőrzésében és restaurálásában.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgált régió

Kutatásunkat a Kiskunsági-homokhát területén végeztük. A régióban a klimatikus és edafikus hatások eredményeként a mélyebben fekvő területeken található lápos, mocsaras vagy szikes élőhelyek, valamint a magasabb térszínen homoki erdőssztyepp-vegetáció mozaikja jellemző (ZÓLYOMI 1974). Bár az eredeti vegetáció jelentős részben eltűnt az emberi tájhasználat következtében (BIRÓ és mtsai 2011), más alföldi területekhez képest viszonylag nagy kiterjedésben maradtak még meg természetszerű élőhelyek. A XX. század második felében felgyorsult a korábban szántóföldként vagy szőlő-gyümölcsösként művelt területek felhagyása. Az így

keletkezett parlagterületeken egyrészt megindult a száraz gyepek visszatelepedése, (CSECSERITS és RÉDEI 2001) másrészt jelentős részükön létesítettek – sokszor nem őshonos fafajokból álló – faültetvényeket (BIRÓ és mtsai 2011). Ezek a faültetvények sokszor a növényi invázió fontos forrásai (CSECSERITS és mtsai 2016).

Munkánk során a magasabban fekvő, potenciálisan erdőssztyepp-vegetációjú területekre koncentráltunk, ahol a talaj futóhomok és humuszos homok (AGROTOPO 1994). Az erdőket gyöngyvirágos és pusztai tölgyesek, valamint különböző záródású nyáras-borókások képviselik, amelyeket a térszíntől és a talaj humusztartalmától függően nyílt és zárt homokpusztagyepnek tagolnak. A Kiskunsági-homokháton északról dél felé és nyugatról keleti irányban haladva nő a fátlan élőhelyek aránya, csökken az erdei és erdőszegélyekhez kötődő fajok aránya (KOVÁCS-LÁNG és mtsai 2000, FEKETE és mtsai 2010).

A kutatás során részletesebben vizsgált Táborfalvai Lő- és Gyakorlótér a Kiskunsági-homokhát közepén helyezkedik el. Talaja nagyrészt humuszos homok, helyenként, főleg magasabb térszínen futóhomok foltokkal (AGROTOPO 1994). Az első katonai térképezés idején gyepek uralták, de előfordult néhány kisebb zárt erdőfolt is, amelyek közül egy napjainkig fennmaradt (CSECSERITS és mtsai 2018).

Mintavétel

Az adatfeldolgozás során a Kiskun-LTER adatbázis adatait használtuk (RÉDEI és mtsai 2011, 2014). A terepi mintavételezés 2006–2007-ben történt. 16, a tájhasználati intenzitása változatosságát reprezentáló 5 km × 5 km-es mintanégyszetben, négyszetenként 3 ismétlésben készítettünk 20 m × 20 m-es nem preferenciálisan kihelyezett cönológiai felvételeket a természetes erdőssztyepp-vegetáció élőhelyein, parlagokon, hazai fafajú és tájidegen ültetvényeken, valamint mezőgazdasági területeken (CSECSERITS és mtsai 2011), rögzítve a kijelölt területen előforduló edényes növényfajokat és tömegességüket százalékos skálán. A megmintázott természetszerű élőhelyek a következők voltak: gyöngyvirágos tölgyesek, pusztai tölgyesek, zárt hazai nyárasok, nyáras-borókások, nyílt homokpusztagyep és homoki sztyepprétek. Minden mintanégyszetnek a 2005-ös légifelvétel-sorozat interpretálása alapján elkészítettük az aktuális élőhelytérképét. Az így készült 601 felvétel és a térképek szolgálták az adatfeldolgozás alapjául.

Adatfeldolgozás

Honosságuk alapján a fajokat őshonos, neofiton és kultúrnövény kategóriákba, a zavaráshoz (mint a biomassa rendszeres eltávolításához) való viszonyuk

alapján zavarást kerülő, zavarást tűró és zavarást igénylő kategóriákba soroltuk. Az őshonos és zavaráskerülő fajokon belül élőhely-preferenciájuk alapján erdei és gyepi fajokat különítettünk el BORHIDI (1995) és SIMON (2000) munkájának felhasználásával, a fajok viselkedését a Kiskunság léptékében értelmezve. Leíró ábrákkal hasonlítottuk össze az egyes tájablakokban az erdőssztyeppterületek kiterjedését, valamint a mintaterületek fajgazdagságát és fajösszetételét. Szintén ábrázoltuk a táborfalvai lőtér térségében készült 36 felvétel fajösszetételét. Az ábrákon kiemeltük az őshonos és zavaráskerülő, a természetvédelem számára értékes fajokat, valamint a neofiton és zavarástűrőket, amelyek a jelenlegi és potenciális özönnövények.

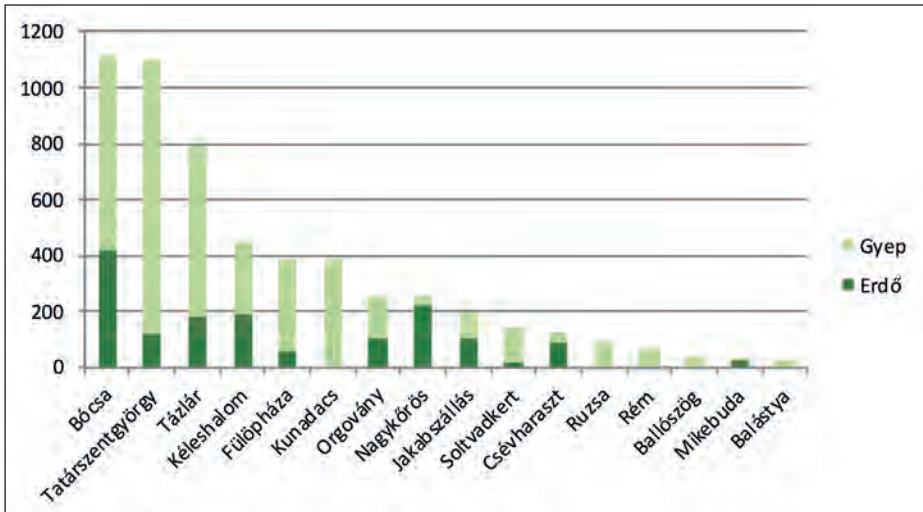
Az élőhely-diverzitást a Rao-diverzitással mértük (BOTTA-DUKÁT 2005), így figyelembe tudtuk venni az élőhelyek kiterjedése mellett azok fajösszetétel-beli hasonlóságát is. Az élőhelyek közti hasonlóság méréséhez minden élőhelypárra fajonként kiszámoltuk a Phi koefficienssel mért fidelitást (CHYTRÝ és mtsai 2002), majd a fidelitásértékek átlagát használtuk, mint az élőhelyek hasonlóságát. A számítás alapja az adott élőhelyen készült felvételek teljes fajlistája volt, ehhez fajokat az élőhelyenkénti előfordulásaik számának az adott élőhelyen készült összes felvételben talált előfordulásai számával súlyoztuk. A diverzitásértékeket „equivalent numbers” mértékegységben fejeztük ki, így a kapott érték azt mutatja, hogy hány egyformán gyakori és egymástól maximálisan különböző élőhely esetén lenne ugyanekkora a táji diverzitás.

Az adatokra általánosított additív modelleket illesztettünk (CRAWLEY 2007), Poisson-eloszlást és logaritmus link-függvényt használva. A függő változók az adott 25 km²-es mintanegyzetnek a felvételekben talált teljes flórájában az egyes fajcsoportokba tartozó fajok száma (őshonos és zavaráskerülő, valamint neofiton és zavarástűrő), a független változók a természetszerű élőhelyek kiterjedése és az élőhely-diverzitás voltak. Az illesztéseket R környezetben (R CORE TEAM 2013), az mgcv csomagot használva végeztük (WOOD 2011).

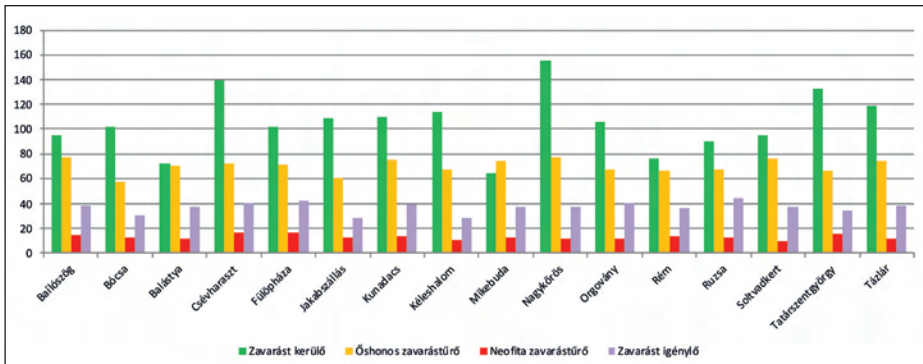
EREDMÉNYEK

A 16 mintaterület természetszerű élőhelyeinek területére, élőhely-diverzitására és a felvételek alapján talált növényi fajszámra vonatkozó adatokat az 1. táblázatban foglaljuk össze. A tatárszentgyörgy–táborfalvai mintanegyzetben az erdőssztyeppélőhelyek kiterjedése 1111 ha a 2500 ha összterületből, ami a második legmagasabb erdőssztyepp-kiterjedés a 16 mintanegyzetben (1. ábra).

A tatárszentgyörgyi mintanegyzetben végzett cönológiai felvételekben összesen 250 növényfajt találtunk, amelyből 133 zavaráskerülő és őshonos faj, amiből 129 kötődik az erdőssztyeppélőhelyekhez. Ugyanitt 16 zavarástűrő és

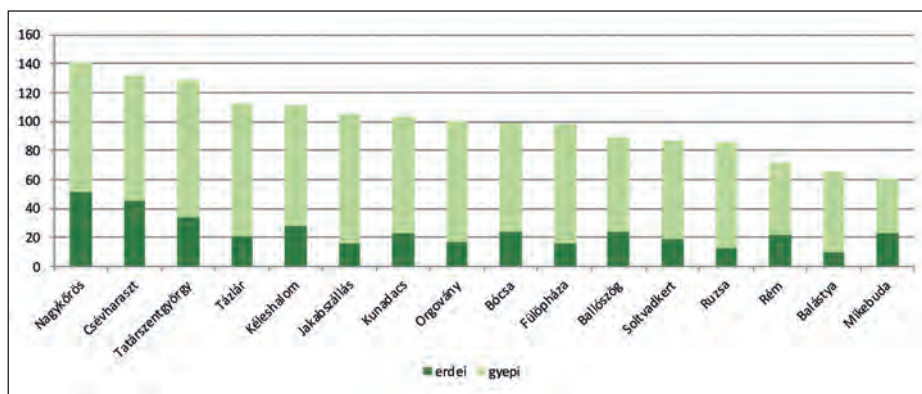


1. ábra. A természetszerű erdőssztyepp-vegetáció kiterjedése (ha), valamint az erdő és a gyep aránya a 16 mintanégyzetben a 2005-ös légi fotó interpretálásával készült élőhelytérkép alapján

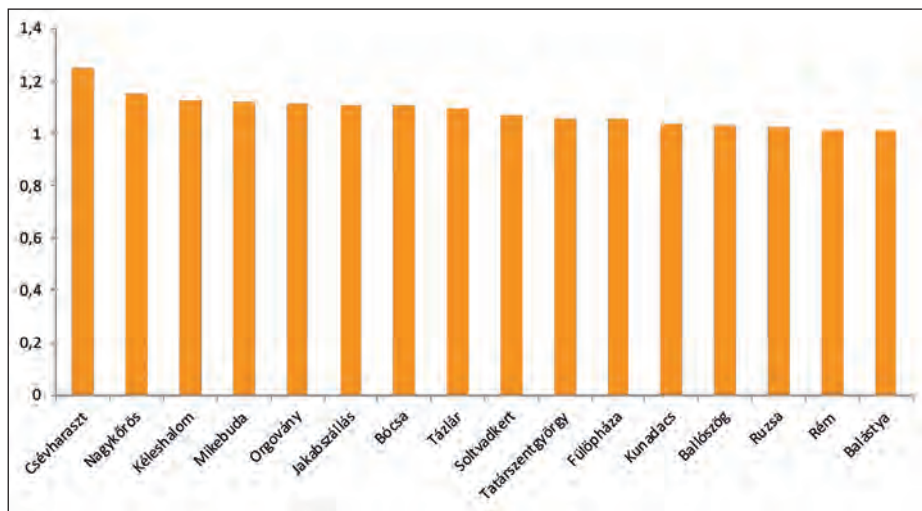


2. ábra. A mintanégyzetek növényi fajkészletének összetétele a felvételek alapján. A fajokat a zavarásra adott válaszuk alapján csoportosítottuk, a zavarástűrők közül kiemeltük a neofitonokat

neofiton, azaz inváziós faj került elő. A nagykőrösi és csévharaszi mintanégyzet után itt találtuk a legtöbb őshonos és zavaráskezdő fajt. A neofitonok száma alapján nem találtunk nagy különbséget a mintanégyzetek között (2. ábra). A tataárszentgyörgyi négyzetben találtuk a legtöbb őshonos gyepi növényfajt (95), míg az őshonos erdei fajokból a 3. legtöbbet (34) tartalmazta ez a mintaterület (3. ábra). Az erdei fajok számában nagy különbség van a mintaterületek közt, ötszörös a különbség a legszegényebb és a leggazdagabb között, míg a gyepi növényfajok száma egyenletesebb az egyes mintaterületekben, a



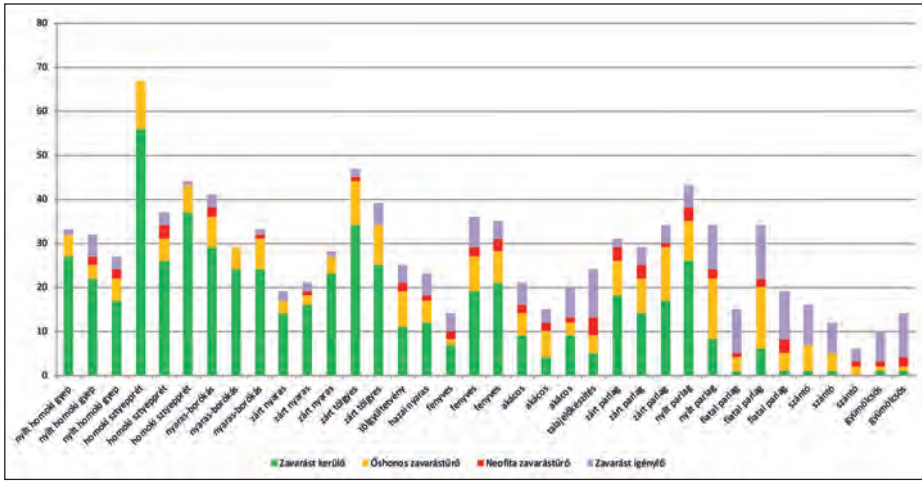
3. ábra. Az őshonos és zavaráskerülő (tehát a természetszerű élőhelyekhez kötődő) fajok száma, valamint élőhely-preferencia szerinti megoszlása a mintanégyszetekben



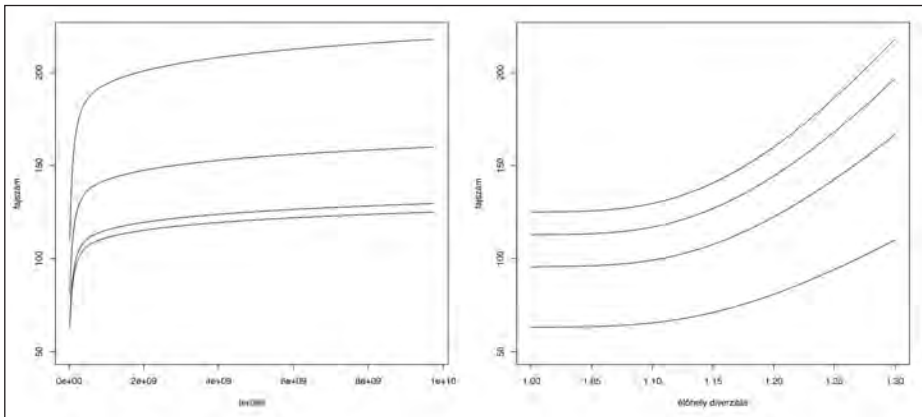
4. ábra. A 16 mintanégyszet a természetes élőhelyek Rao-diverzitása alapján sorba rendezve

3 legalacsonyabb is eléri a legmagasabb felét (3. ábra). Az élőhelyek Rao-diverzitása szempontjából a táborfalvai lőtér a középmezőnyben foglal helyet (4. ábra).

A tatárszentgyörgyi területen belül az őshonos és zavaráskerülő növényfajok a várakozásnak megfelelően a természetes élőhelyeken fordultak elő nagy számban (5. ábra). Ezek közül a zárt gyepek és a tölgyesek bizonyultak leggazdagabbnak. A másodlagos élőhelyek közül az idősebb parlagokon és a telepített fenyvesekben telepedtek meg legnagyobb számban őshonos erdőssztyeppfajok. A neofiton zavarástűrők a parlagokon és az idegenhonos ültetvényeken



5. ábra. A 36 tatársztyeppgyörgyi felvétel fajösszetétele a fajok zavarásra adott válasza szerint ábrázolva. A zavarástűrők közül a neofitonokat, amelyek a jelenlegi és potenciális özönfajok, pirossal emeltük ki



6. ábra. A fajszám függése a természetes élőhelyek kiterjedésétől és a természetes élőhelyek Rao-diverzitásától. A szemléltetéshez mindkét független változó esetében a másik különböző rögzített értékei mellett ábrázoltuk a fajszámot

fordulnak elő nagy fajszámban, de helyenként a természetes élőhelyeken is többen megtelepedtek (5. ábra).

A természetszerű élőhelyek fajkészlete alapján számolt páronkénti különbözőséget a 2. táblázat foglalja össze, ennek alapján a mintanégyzetek erdősztyeppélőhelyeire számolt Rao-diverzitás-értékek az 1. táblázatban találhatóak. Az erdősztyeppélőhelyek mintanégyzeteken belüli kiterjedése és élőhely-diverzitása a mintanégyzetek őshonos és zavaráskerülő fajok számában tapasztalt

1. táblázat. A 16 mintanegyzet alapadatai a 2005-ös légi fotó interpretálásával készült élőhelytérkép alapján. Eszly = erdőssztyepp, Term = természetserű (őshonos és zavaráskertű). Fajsám: felvételek összesítése alapján a mintanegyzetben talált növényfajok száma. Őh-zk = őshonos és zavarástűrő, Nf-zl = neofiton és zavarástűrő

	Eszly	Term.	gyep	Term.	erdő	Eszly	Rao	Teljes	Őh-zk	Őh-zk	Őh-zk	Nf-zl
	terület (ha)	terület (ha)	terület (ha)	habitatív.	fajsám	fajsám	fajsám	fajsám	gyepi	erdői	fajsám	
Balásya	28,61	28,38	0,22	1,009	192	66	56	10	18			
Ballószög	43,79	42,26	1,53	1,027	226	89	65	24	23			
Bócsa	1111,11	693,42	417,69	1,104	204	99	75	24	22			
Csevharaszt	125,18	34,52	90,66	1,249	271	132	87	45	26			
Fütlőpháza	388,16	331,71	56,44	1,056	235	98	82	16	28			
Jakabszállás	199,43	97,51	101,92	1,107	211	105	89	16	20			
Kéleshalom	446,36	256,70	189,66	1,128	214	111	83	28	17			
Kunadacs	385,09	385,09	0,00	1,039	240	103	80	23	22			
Mikebuda	33,64	4,99	28,65	1,118	191	60	37	23	18			
Nagykőrös	250,53	28,23	222,29	1,155	283	141	90	51	24			
Orgovány	253,56	148,18	105,38	1,112	228	100	83	17	19			
Rém	63,30	61,62	1,69	1,009	193	72	50	22	23			
Ruzsa	87,91	85,60	2,31	1,023	215	86	73	13	20			
Soltvadkert	142,71	125,90	16,81	1,071	222	87	68	19	19			
Tatárszentgyörgy	1096,78	974,57	122,21	1,058	250	129	95	34	23			
Tazlár	793,36	614,97	178,39	1,091	245	112	91	21	20			

2. táblázat. Az erdőssztyeppélőhelyek páronkénti különbözősége fajösszetételük és a fajok előfordulásának száma alapján, fajonként számolt, phi koefficienssel megadott, majd az élőhelypárookra átlagolt fidelitással jellemezve. TB = nyáras-borókás cserjés, TG = gyöngyvirágos tölgyes, TN = évelő nyílt homokpusztagyep, TP = pusztai tölgyes, TZ = záródó homoki sztyepprét, TY = zárt nyáras

Élőhely	TB	TG	TN	TP	TZ	TY
TB	0.0000000	0.41201223	0.16323267	0.37366334	0.16667144	0.0728953
TG	0.4120122	0.00000000	0.48276049	0.07660567	0.41784256	0.4146096
TN	0.1632327	0.48276049	0.00000000	0.46154401	0.08510922	0.2013057
TP	0.3736633	0.07660567	0.46154401	0.00000000	0.39087674	0.3699043
TZ	0.1666714	0.41784256	0.08510922	0.39087674	0.00000000	0.2009845
TY	0.0728953	0.41460956	0.20130568	0.36990431	0.20098448	0.0000000

varianciája 76,4%-át magyarázta. Mindkét vizsgált független változó, a természeteszerű élőhelyek kiterjedése ($p \leq 0,0001$) és Rao-diverzitása ($p = 0,005$) is szignifikánsan hat az őshonos és zavaráskerülő fajok számára, hatásuk összeadódik, valamint egyik sem lineáris. A függvények lefutása a másik változó különböző rögzített értékei mellett a 6. ábrán látható. A neofiton zavarástűrők fajszáma a fenti két változó hatása nem bizonyult szignifikánsnak.

ÉRTÉKELÉS

A vizsgált területek teljes fajszáma és ezen belül a tatárszentgyörgyi sem különbözik nagymértékben egymástól, egy viszonylag állandó zavarástűrőkből és zavarást igénylőkből (antropogén) álló flóra mindenütt jelen van. Ezzel szemben a tatárszentgyörgyi mintaterület a fennmaradt nagy kiterjedésű erdőssztyeppélőhely mellett természetes erdőssztyeppemekben is gazdagnak bizonyult a többihez képest. Fajösszetételére jellemző az erdei fajok viszonylag nagy száma. Feltűnő, hogy éppen a legfajgazdagabb 3 mintanegyzetben kiemelkedő az erdei specialista növények jelenléte. Ellenben legfajszegényebb 3 mintanegyzet esetében már a gyepek is lényegesen szegényebbek. Ezek a tények magyarázzák a természetes élőhelyek kiterjedésének és habitatdiverzitásának a természetes erdőssztyeppfajok számára gyakorolt hatását. A Rao-diverzitás, amely az élőhelyek kiterjedése mellett azok egymáshoz való hasonlóságát is figyelembe vette, jól bevált az élőhelyi változatosság leírására. Kiterjedésük miatt csak a legfragmentáltabb, 100 ha kiterjedés alatti természetes erdőssztyeppmaradványok fajszegények, tehát ezek már a gyepi flórát sem képesek hosszabb távon fenntartani. Ellenben gyepek ott is képesek fenntartani diverzitásukat, ahol a megfelelő kiterjedésű erdőssztyeppmozaikban az erdők dominálnak, mint például Csévharaszt és Nagykőrös mintaterület esetében. Az élőhely-diverzitás fajszáma

gyakorolt hatását, a függvény lefutását az erdős élőhelyek növekvő kiterjedése és változatossága magyarázza a mozaikon belül. Kiemelkedő értéket ott ér el a természetese erdössztyeppfajok száma, ahol tölgyesek, nyáras-borókások, valamint nyílt és zárt homoki gyepek együtt fordulnak elő, ami esetünkben a közepes élőhelydiverzitás-értékek felett éri el a kellő mértéket.

Eredményeink arra utalnak, hogy a nagyobb kiterjedésű homoki erdössztyeppmaradványaink legalábbis rövid távon képesek lehetnek a természetes fajkészlet megőrzésére. Részletesebb hosszú távú elemzésünkkel összevetve – amelyben úgy találtuk, hogy ahol a gyepek fragmentálódása már a XIX. században megkezdődött, ott megfigyelhető fajkészletük szegényedése (RÉDEI és mtsai 2014) – már kevésbé megnyugtató a helyzet. Még rosszabb a néhány hektáros izolált állományok helyzete, amelyek lényegesen szegényebbnek bizonyultak. A meglevő nagyobb kiterjedésű, fajgazdag állományok jövőbeni fragmentálódása hatására fentiek alapján kihalhat a gyepi specialista fajok egy része (eljellegtelenedhetnek).

Az erdössztyeppélőhelyek változatossága meghatározónak bizonyult a fajgazdagság szempontjából. A teljes fajkészlet ott képes túlélni, ahol a gyepek és az erdők is nagy változatosságban vannak jelen. Megfelelő élőhelydiverzitás esetén viszonylag kis kiterjedésű fragmentumok is (mint pl. Csévharaszt mintanegyzetben belül) kiemelkedően fajgazdagok lehetnek. A fennmaradt gyöngyvirágos és pusztai tölgyes maradványok jelenléte nagyszámú erdei és erdösszegélyi növényfaj fennmaradását tette lehetővé. Természetesen nem tekinthetünk el a finom klimatikus gradiens mentén kialakult florisztikai gradiens hatásától sem, az erdei és erdössztyeppfajok számának csökkenése déli és keleti irányban (FEKETE és mtsai 2010) felerősíti a táj mintázatából származó hatásokat.

A neofitonokra vonatkozó eredményeink azt mutatják, hogy még a nagy kiterjedésű természetszerű védett területek sem képesek kizárni az özönfajok többségét, ezek visszaszorítására a forrásként szolgáló korábban bolygatott, jelenleg másodlagos szukcesszió helyszínéül szolgáló parlagok és főleg a tájidegen ültetvények területét kell kontrollálni (CSECSEKITS és mtsai 2011, 2016).

A vizsgálatok legfontosabb tanulsága az erdössztyeppkomplex együttes megővésének fontossága. Bár a védett fajok nagy része a nyílt homoki gyepekhez kötődik, a nagy kiterjedésű fátlan homokbuckások, mint a például a kunadacsi lőtér vagy a fülöpházi buckás, csak az eredeti növényi diverzitás egy részét képesek megőrizni. Sajnos jelen vizsgálatkor nem álltak rendelkezésünkre kellő mennyiségben elemezhető zoológiai adatok, de feltehetően azok esetében is jelentősen magasabb a természetes fajok száma, ha a homoki erdössztyeppkomplex minden élőhelye kellő kiterjedésben képviselteti magát a tájban.

A fentiek alapján javasolható, hogy a homoki erdössztyeppterületek élőhelyeinek védelme és restaurálása során kapjon jelentős prioritást a fás élőhelyek,

ezen belül ahol a klimatikus és talajviszonyok engedik, a pusztai és gyöngyvirágos tölgyes állományok, megőrzése, illetve – ahol lehet – telepítése (VERŐ 2011, TÖRÖK és mtsai 2017).

A táborfalvai lőtér és környéke kiemelkedő jelentőségű a Kiskunsági-homokhát eredeti növényi biodiverzitásának megőrzése szempontjából. A fennmaradt gyöngyvirágos és pusztai tölgyes állományok hosszú távú megőrzése elengedhetetlen, eltűnésükkel a homoki erdőssztyepp elveszítheti fajkészletének jelentős részét, az erdei specialistákon felül számos, az erdőszegélyhez és védettebb buckaközi termőhelyekhez kötődő gyepi faj kipusztulása prognosztizálható.

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton is szeretnénk megköszönni Lelleiné Kovács Eszter és Tim Hoezle munkáját, akik jelentős részt vállaltak a térképek interpretálása és a GIS-adatbázis kialakítása során, valamint a Jedlik-pályázat résztvevőinek a terepmunkában nyújtott segítségével. A munkát az NKFP6/013/2005 és az OTKA-NKTH CNK80140 pályázat tette lehetővé. Az első szerzőt a fejezet megírása alatt a GINOP 2.3.3-15-2016-00019 támogatta.

IRODALOMJEGYZÉK

- AGROTOPO (1994): *Spatial soil information system. RISSAC HAS, Budapest.* – <http://www.mta-taki.hu/hu/osztalyok/kornyezetiinformatikai-osztaly/agrotopo> [Hozzáférés: 2011. szeptember 20].
- BIRÓ, M., CZÚCZ, B., HORVÁTH, F., RÉVÉSZ, A., CSATÁRI, B. és MOLNÁR, Zs. (2013): Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). – *Landscape ecology* **28**: 789–803. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9818-0>
- BIRÓ, M., HORVÁTH, F., RÉVÉSZ, A., MOLNÁR, Zs. és VAJDA, Z. (2011): Száraz homoki élőhelyek és átalakulásuk a Duna–Tisza közén a 18. századtól napjainkig. – In: VERŐ, Gy. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a Duna–Tisza közti homokhátságon. Rosalia* 6. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 383–421.
- BORHIDI, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. – *Acta Botanica Hungarica* **39**: 97–181.
- BOTTA-DUKÁT, Z. (2005): Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. – *Journal of Vegetation Science* **16**: 533–540. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x>
- CHYTRÝ, M., TICHÝ, L., HOLT, J. és BOTTA-DUKÁT, Z. (2002): Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. – *Journal of Vegetation Science* **13**: 79–90. [https://doi.org/10.1658/1100-9233\(2002\)013\[0079:dodsws\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1658/1100-9233(2002)013[0079:dodsws]2.0.co;2)
- COUSINS, S. A. O., OHLSON, H. és ERIKSSON, O. (2007): Effects of historical and present fragmentation on plant species diversity in semi-natural grasslands in Swedish rural landscapes. – *Landscape Ecology* **22**: 723–730. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9067-1>
- CRAWLEY, M. J. (2007): *The R Book.* – John Wiley & Sons, Chichester, 942 pp.

- CRISTOFOLI, S., MONTY, A. és MAHY, G. (2010): Historical landscape structure affects plant species richness in wet heathlands with complex landscape dynamics. – *Landscape and Urban Planning* **98**: 92–98. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.014>
- CSECSERITS, A. és RÉDEI, T. (2001): Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. – *Applied Vegetation Science* **4**: 63–74. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109x.2001.tb00235.x>
- CSECSERITS, A., CZÚCZ, B., HALASSY, M., KRÖEL-DULAY, GY., RÉDEI, T., SZABÓ, R., SZITÁR, K. és TÖRÖK, K. (2011): Regeneration of sandy old-fields in the forest-steppe region of Hungary. – *Plant Biosystems* **145**(3): 715–729. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.601340>
- CSECSERITS, A., BOTTA-DUKÁT, Z., KRÖEL-DULAY, GY., LHOTSKY, B., ÓNODI, G., RÉDEI, T., SZITÁR, K. és HALASSY, M. (2016): Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogeneous land-use. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **226**: 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.024>
- CSECSERITS, A., BARABÁS, S., KRÖEL-DULAY, GY., LUPTÁK, R., RÉDEI, T., SZITÁR, K., TÖRÖK, K., és PANDI, I. (2018): Gyepék és erdők területének változása a Táborfalvai Lő- és Gyakorlótér egy 5 × 5 km-es mintaterületén belül. – In: KORDA, M. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a Turjánvidék északi részén. Rosalia 10*. Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 119–130.
- CSÓKA, A. (2018): A Turjánvidék Natura 2000 terület déli részének természetvédelmi kezelése az európai uniós LIFE+ programjának támogatásával. – In: KORDA, M. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a Turjánvidék északi részén. Rosalia 10*. Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 11–16.
- FEKETE, G., SOMODI, I. és MOLNÁR, ZS. (2010): Is chorological symmetry observable within the forest steppe biome in Hungary? – A demonstrative analysis of floristic data. – *Community Ecology* **11**: 140–147. <https://doi.org/10.1556/comec.11.2010.2.2>
- FOLEY, J. A., DEFRIES, R., ASNER, G. P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S. R., CHAPIN, F. S., COE, M. T., DAILY, G. C., GIBBS, H. K., HELKOWSKI, J. H., HOLLOWAY, T., HOWARD, E. A., KUCHARIK, C. J., MONFREDA, C., PATZ, J. A., PRENTICE, I. C., RAMANKUTTY, N. és SNYDER, P. K. (2005): Global consequences of land use. – *Science* **309**: 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- KOVÁCS-LÁNG, E., KRÖEL-DULAY, GY., KERTÉSZ, M., FEKETE, G., BARTHA, S., MIKA, J., DOBI-WANTUCH, I., RÉDEI, T., RAJKAI, K. és HAHN, I. (2000): Changes in the composition of sand grasslands along a climatic gradient in Hungary and implications for climate change. – *Phytocoenologia* **30**: 385–407. <https://doi.org/10.1127/phyto/30/2000/385>
- KUUSSAARI, M., BOMMARCO, R., HEIKKINEN, R. K., HELM, A., KRAUSS, J., LINDBORG, R., ÖCKINGER, E., PÄRTEL, M., PINO, J., RODÀ, F., STEFANESCU, C., TEDER, T., ZOBEL, M. és STEFFAN-DEWENTER, I. (2009): Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. – *Trends in Ecology & Evolution* **24**: 564–571. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.04.011>
- MAGYARI, E. K., CHAPMAN, J. C., PASSMORE, D. G., ALLEN, J. R. M. HUNTLEY, J. P. és HUNTLEY, B. (2010): Holocene persistence of wooded steppe in the Great Hungarian Plain. – *Journal of Biogeography* **37**: 915–935.
- R CORE TEAM (2013): *R: A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing*. – <https://www.R-project.org/> [Hozzáférés: 2017. december 12.]
- RÉDEI, T., CSECSERITS, A., BARABÁS, S., HALASSY, M., KRÖEL-DULAY, GY., LELLEINÉ KOVÁCS, E., ÓNODI, G., PANDI, I., SOMAY, L., SZABÓ, R., SZITÁR, K. és TÖRÖK, K. (2011): Tájhasználat és biodiverzitás kapcsolatának regionális léptékű vizsgálata a Kiskunságban: a Kiskun_LTER mintaterület-hálózat bemutatása. – In: VERŐ, GY. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a Duna-Tisza közti homokhátságon. Rosalia 6*. Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 423–445.

- RÉDEI, T., SZITÁR, K., CZÚCZ, B., BARABÁS, S., LELLEI-KOVÁCS, E., PÁNDI, I., SOMAY, L. és CSECSE-
RITS, A. (2014): Weak evidence of long-term extinction debt in Pannonian dry sand grass-
lands. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* **182**: 137–143. [https://doi.org/10.1016/j.
agee.2013.07.016](https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.07.016)
- SIMON, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok – Virágos növények.* –
Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 845 pp.
- TILMAN, D., MAY, R. M., LEHMAN, C. L. és NOWAK, M. A. (1994): Habitat destruction and the
extinction debt. – *Nature* **371**: 65–66. <https://doi.org/10.1038/371065a0>
- TÖRÖK, K., CSECSE-
RITS, A., SOMODI, I., KÖVENDI-JAKÓ, A., HALÁSZ, K., RÉDEI, T. és HALASSY, M.,
(2017): Restoration prioritization for industrial area applying multiple potential natural
vegetation modeling. – *Restoration Ecology* early view, <https://doi.org/10.1111/rec.12584>
- VERŐ, GY. (2011): LIFE-Nature program a „Nagykőrösi pusztai tölgyesek” Natura 2000 terüle-
ten 2006–2011. – In: VERŐ, GY. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a Duna–Tisza közti
homokhátságon. Rosalia 6.* Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 13–35.
- WOOD, S. N. (2011): Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estima-
tion of semiparametric generalized linear models. – *Journal of the Royal Statistical Society
(B)* **73**(1): 3–36. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x>
- YOSHIOKA, A., FUKASAWA, K., MISHIMA, Y., SASAKI, K. és KADOYA, T. (2017): Ecological dissimi-
larity among land-use/land-cover types improves a heterogeneity index for predicting
biodiversity in agricultural landscapes. – *Ambio* **46**(8): 894–906. [https://doi.org/10.1007/
s13280-017-0925-7](https://doi.org/10.1007/s13280-017-0925-7)
- ZÓLYOMI, B. (1974): *Natürliche Vegetation. Natural Vegetation. Végétation Naturelle. Estestven-
naja Rastitelnost. (Ungarischer Teil).* – In: NIKLFELD, H. (szerk.): *Atlas der Donauländer
No. 171.* Österreichisches Ost und Südosteuropa Institut, Wien.

THE EFFECT OF SIZE AND HABITAT DIVERSITY OF SAND FOREST STEPPE MOSAICS ON PLANT SPECIES RICHNESS

Tamás RÉDEI^{1,2}, Anikó CSECSEKITS^{1,2}, Sándor BARABÁS^{1,3}, Barbara LHOTSKY^{1,2}
and Zoltán BOTTA-DUKÁT^{1,2}

¹*Institute of Ecology and Botany, Ecological Research Centre, Hungarian Academy of Sciences, H-2163 Vácraátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary. E-mail: redei.tamas@okologia.mta.hu*

²*GINOP Sustainable Ecosystems Group of the Ecological Research Centre, HAS, H-8237 Tihany, Klebelsberg Kuno u. 3, Hungary*

³*Department of Botany and Soroksár Botanical Garden, Faculty of Horticulture, Szent István University, H-1118 Budapest, Villányi út 29–43, Hungary*

The fragmentation and the decreasing overall size of lowland steppic habitats are serious threats to regional biodiversity. The largest remaining stretches of steppic woods can be found in the Homokhátság (Kiskunság), the Táborfalva Shooting Range being one of them. Our study was aimed to find out whether the remaining stands are adequate in sustaining the natural gene pool within the region and whether there are other important factors apart from the existence and size of these reserves that would affect the viability of species.

A comparative analysis of 16 patches of steppic woods with different levels of use was carried out. The habitats in each sampled patch of the network including the vegetation of the Táborfalva Shooting Range were mapped via a layered coenological survey in each habitat. Species were grouped according to their native range, reaction to disturbance and habitat preference. The sampled patches were characterized by the size of the remnant steppic wood and with the Rao-diversity indicator.

Our results showed that the extent of seminatural vegetation and habitat diversity together determine the chances of survival regarding valuable, native species, which are sensitive to disturbance. However, the above factors have no impact regarding the presence of neophytes and disturbance-tolerant species. The few-dozen-hectare mosaics cannot support viable populations of valuable species any longer and the presence of woodland components are necessary. Our recommendation is that nature conservation should decrease the level of fragmentation of protected areas in the Homokhátság and facilitate the regeneration of steppic woods.

Key words: disturbance, habitat diversity, landscape scale, Rao-diversity, species richness, steppe woods on sand