



---

# Különböző skálázású táji adatok és a parlagok növényzete közti kapcsolat

---

*Csecserits Anikó, Rédei Tamás, Kröel-Dulay György, Szabó Rebeka,  
Szitár Katalin*

## 1. Bevezetés

Magyarországon becslések szerint 300 000 – 350 000 ha parlag keletkezett az elmúlt 50 év folyamán, ezen belül a Dunai Alföldön kb. 80 000 ha friss parlagot és 34 000 ha különböző természetességű másodlagos gyepekké regenerálódott parlagot találtak a MÉTA felmérés során, 2003–2004 között (Molnár et al 2007). Jelenleg a nem naprakész földnyilvántartás miatt nincs ennél megbízhatóbb adatunk a parlagok kiterjedéséről, pedig a szántóföldi művelés felhagyása, azaz parlagok keletkezése és az egyik legfontosabb ma is zajló tájváltozási folyamat. A felhagyott szántók, szőlők spontán módon átalakulhatnak természetközeli gyepekké, erdőkké vagy ezek keverékké, de nagyon gyakori, hogy erdészeti ültetvényeket telepítenek rájuk. Általában a parlagok, azon belül a parlagokon kialakuló növényzet megítélése kettős: egyrészt „gazos”, „gyomos” területnek tartják, amely mindenképp valamiféle kezelést igényel, ugyanakkor megjelenik már az a szemlélet is, amely a nem művelt területekre úgy tekint, mint a természetes növényzet regenerálódásának helyére (Hunziker 1995, Benjamin et al 2007). Mindkét megközelítésben van igazság, hiszen a parlagokon számos nem őshonos, özöngyom jellegű faj találja meg az életfeltételeit (Botta-Dukát et al 2008, Csecserits 2009); ugyanakkor arra is találunk akár Magyarországon, akár a világ más régióiban példát, hogy a felhagyott területeken fajgazdag, az eredetihez hasonló vegetáció alakul ki (pl. Baráth 1963, Prach, Pysek 2001, Csecserits, Rédei 2001, Hölzel et al 2002, Somodi et al. 2004, Ruprecht 2006, Malatinszky et al 2008). Fontos ismernünk tehát, hogy a parlagokon kialakuló vegetáció összetételét mi befolyásolja, mert így meglapozottabban lehet dönteni egy-egy parlagterület további kezeléséről, a kezelés szükségességéről is.

A spontán másodlagos szukcesszió folyamatát már régóta vizsgálják felhagyott szántókon mind Észak-Amerikában, mind Európában (összefoglaló: van Andel et al 1993, McCook 1994, Virágh 2000), így a mérsékelt övi parlagszukcesszió általános folyamata viszonylag ismernek tekinthető. A kezdeti fázisra az egyéves fajok tömeges előfordulása jellemző, de már az első években megjelennek az évelő lágyszárúak és a fászárú fajok is, melyek viszonylag gyorsan, 5–10 év alatt dominánssá

válhatnak (Grime 1979, Myster, Pickett 1988). Bár a legtöbb mérsékelt övben végzett parlagszukcesszió-kutatás eredménye alkalmazható hazánkban is, fontos különbség, hogy Magyarország egy része nem a mérsékelt övi lombhullató erdő-övben fekszik, hanem az erdőössztyepp zónában (Zólyomi 1989), így a szukcesszió végállapota sem feltétlenül zárt erdő. A szukcesszió során a kialakuló növényzet faji összetétele sok tényezőtől függ (Prach és Rehouksová 2006). Ilyen tényezők lehetnek: a felhagyás előtti utolsó vetemény (Myster, Pickett 1990, 1994, Keever 1979), a felhagyás óta eltelt idő, a parlag kiterjedése és a táji környezet (Zobel 1997, Poschlod, Bonn 1998). E tényezők közül a táji környezet szerepét még viszonylag kevesen vizsgálták (Cook et al 2005), és egyelőre hazánkban sem állnak rendelkezésre átfogó vizsgálati adatok. Több nyugat-európai vizsgálat is kimutatta, hogy az eredeti, egykori vegetációhoz képest fajszegény és a jelenlegi környezeti feltételek alapján várható, azaz potenciális vegetációtól eltérő növényzet kialakulásának gyakran a környező táj összetétele és az eredeti vegetáció fajainak a táj összetételéből következő propagulum-limitáltsága az oka (Primack, Miao 1992, Tilman 1997, Stampfli, Zeiter 1999, Hobbs et al 2006).

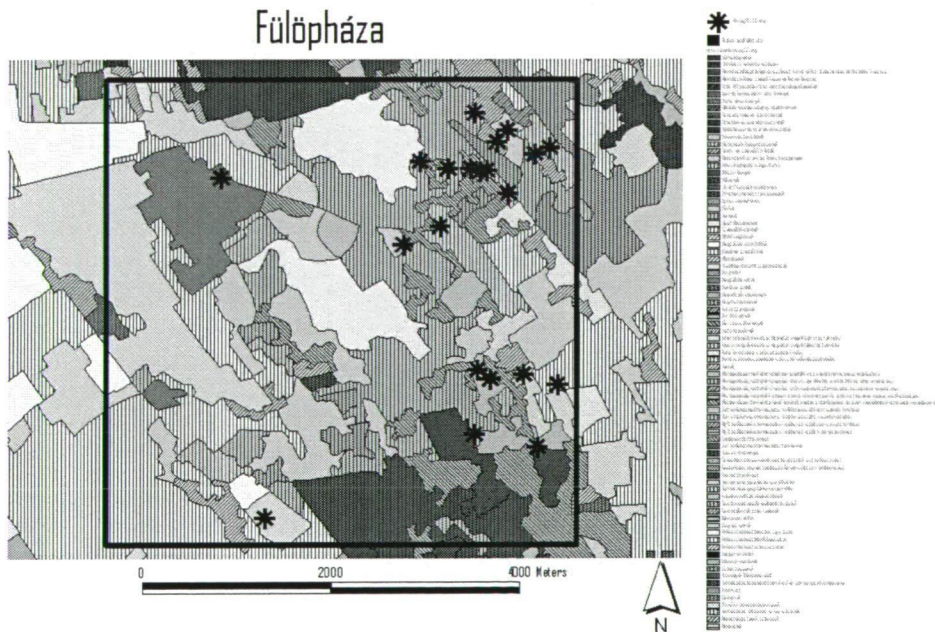
Szerencsére Magyarországon bőven van lehetőség arra, hogy megismerjük az erdőössztyepp zónában lévő parlagokon kialakuló spontán vegetációt, mivel ezeken a területeken sokszor nincs, vagy csak kismértékű az emberi beavatkozás (pl. enyhe legeltetés). Továbbá a táji környezet is elég változatos lehet akár egy régió belül is, mint amilyen például a Kiskunság. Itt nagyjából azonos környezeti feltételek mellett lehet találni döntően (1) mezőgazdasági hasznosítás által dominált, (2) döntően erdészeti ültetvények uralta, valamint (3) nagy kiterjedésű természetközeli élőhelyekkel jellemezhető tájakat is.

A táji környezet összetételének és szerkezetének fontos szerepét számos állatcsoporton végzett vizsgálat kimutatta már (Báldi et al 2004, Devictor, Jiguet 2007, Erdős 2007), amely vizsgálatokban a Corine Land Cover 50 (CLC50) térképet használták alapadatként. A CLC 50 térkép 1988–1989 közt készült SPOT-4 műholdfelvételek fotóinterpretációja alapján készült; az ország teljes területét lefedi és mintegy 79, az egész országra vonatkozó földhasználati osztályt (felszínborítási típust) tartalmaz (Büttner et al 2002). A térképek területi felbontása 4 ha, így elsősorban nagyobb léptékű, durvább elemzésekre alkalmasak. Ez a térkép azonban számos élőlény folthasználatához képest durva léptékű és valószínűleg a természetközeli élőhelyek esetében nem elég részletes kategória-rendszerrel bír. Kérdésünk volt, hogy egy általános összefüggés vizsgálata esetén más eredményt kapunk-e, ha az 1:50 000 felbontású CLC50-et vagy egy saját fejlesztésű, ennél részletesebb élőhelytérképet használunk. (Kiskun-LTER, Rédei et al. 2008). A Kiskun-LTER mintaterület-hálózat élőhelytérképei 2005-ben készült légifotók (forrás: FÖMI) és terepi ismeretek alapján készültek és 34, kiskunsági viszonyokra alkalmazott élőhelykategóriát különítettünk el benne. A térkép készítésekor 5 m széles vonalas objektum

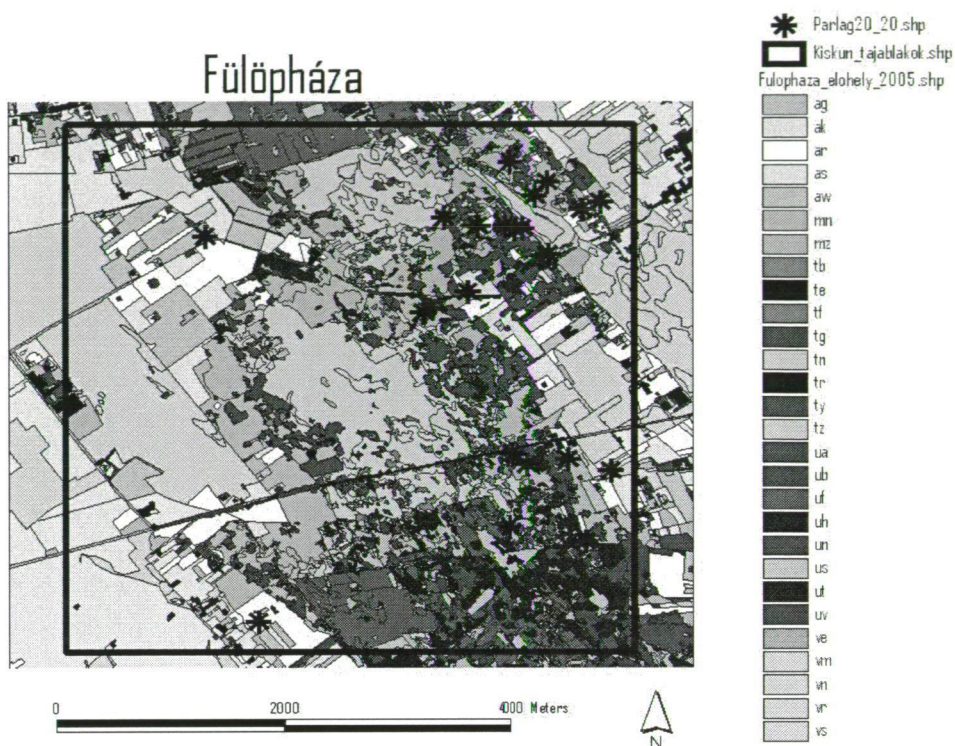


vagy 0,25 ha (50x50 m) nagyságú folt volt a legkisebb elkülönített egység. Az élőhelytérkép kategóriái a következő nagyobb csoportokba voltak sorolva: mesterséges, agrár, féltermészetes, természetes és vizes élőhelyek (Rédei et al 2008). A vizsgálat egyik célja az volt, hogy megállapítsuk, hogyan határozza meg a parlagok körüli jelenlegi tájhasználat és a tájban még jelen levő fajkészlet a Duna–Tisza közti Homokhátság száraz, meszes talajú parlagjain kialakuló növényzet fajkészletét.

A parlagok növényzetét és a szukcesszió sikerét leggyakrabban az átlagos fajszámmal szokták jellemezni, de ez a mérőszám sokszor nem ad jó képet a növényzet tényleges állapotáról (Bartha 2001). A természetvédelem és más területhasználók számára is fontosabb információ, hogy az adott parlagon mennyire természetközeli a növényzet. Ezt a jelen munkánkban két mérőszámmal, a jellegzetes fajok és a neofiton fajok számával írjuk le. A vizsgálat egyik célja a 3 lehetséges mérőszám (teljes fajszám, jellegzetes fajok, neofiton fajok) felhasználhatóságának bemutatása. A vizsgálat másik célja pedig az volt, hogy megállapítsuk, hogyan határozza meg a parlagok körüli jelenlegi tájhasználat és az ennek következtében a tájban még jelen levő fajkészlet a Duna-Tisza közti Homokhátság száraz, meszes talajú parlagjain kialakuló növényzet fajkészletét. A tájhasználatot két adatbázis alapján jellemeztük: CLC50 és a Kiskun-LTER 2005-ös élőhelytérképei (KLT2005). Egy mintaterület CLC 50 térképét az 1. ábra, KLT2005 térképét a 2. ábra mutatja be.



1. ábra. Corine élőhelytérkép a fülöpházi 5x5 km-es mintaterületen.



2. ábra. Saját élőhelytérkép a fülöpházi 5x5 km-es mintatreületen.

Az itt bemutatott vizsgálat kérdései tehát a következők voltak:

1. Van-e különbség a parlagok és a szántók, illetve természetközeli gyepek és erdők közt a teljes fajszám, a jellegzetes fajok száma/borítása és a neofita fajok száma/borítása tekintetében a Kiskunság száraz homoki területén?
2. A parlagokat leíró 3 mérőszám közül van-e olyan, amely függ a parlagok körüli táji környezet összetételétől?
3. A táji környezetet leíró két adatbázis (CLC50 és KLT2005) közül melyik szolgáltatja a jobb modellt a táji környezet hatásának leírására?

## 2. Anyag és módszer

### Mintavétel

A Duna – Tisza közén 16 db, egyenként 25 km<sup>2</sup> területű mintanégyszetet jelöltünk ki a NKFP 6–0013/2005 számú kutatási program keretében, amelyek repre-



zentálják a tájhasználat módjának és intenzitásának regionális változatosságát (Rédei et al 2008). Ez a mintaterület-hálózat része a hosszú távú tájökológiai kutatás céljából létesült Kiskun-LTER hálózatnak (Kovács-Láng et al 2008). A mintanegyzetekben lehetőség szerint egyenletesen elosztva minden fontosabb száraz homoki élőhelyen 20x20m-es növényzeti felvételt készítettünk, összesen 605 db-ot. Ezek közül a jelen vizsgálatban a parlagokon készített 161 felvételt használtuk az elemzés céljára. A parlagokat a rendelkezésre álló légifotók alapján, a felhagyás lehetséges ideje szerint 3 korcsoportba soroltuk (1: 1–7 éve felhagyott, 2: 8–20 éve felhagyott, 3: 21–40 éve felhagyott). A parlag aktuális növényzeti borítottsága, a parlag növényzetének szukcessziós állapota alapján pedig 3 típust különítettünk el: fiatal szukcessziós állapotú parlag (AR – agrár ruderalis), zárt másodlagos gyeppel borított parlag (MZ – másodlagos zárt) és nyílt másodlagos gyeppel borított parlag (MN – másodlagos nyílt). Fiatal parlagnak tekintettünk egy területet, ha a növényzet összborításának több, mint 60%-át egyéves fajok alkották; zárt másodlagos gyepek tekintettünk egy területet, ha a területen a növényzet összborítása nagyobb volt, mint 50% és a borításnak több, mint 60%-át évelő fajok alkották; és nyílt másodlagos gyepek, ha a terület növényzet összborítása kisebb volt, mint 50%, de ennek a növényzeti borításnak több, mint 40%-át évelők alkották.

### Növényzeti változók

A parlagok szukcessziójának megítélésékor 5 változót használtunk: az egyes felvételekben talált teljes fajszámot, a jellegzetes fajok számát és relatív borítását, valamint a neofiton, azaz 1500 után behurcolt növényfajok (Botta-Dukát et al. 2004) fajszámát és borítását. A jellegzetes fajok definíciójához ugyanezen mintavétel keretében készített 166 természetes homoki élőhelyen készült felvételt használtunk: azokat a fajokat tekintettük jellegzetes fajnak, melyek a legalább 10 természetes élőhelyen készült felvételen 1%-os borítást értek el és biztosan nem neofiton faj. 50 db ilyen fajt találtunk, melyek közül az első 5 leggyakoribb a következő fajok voltak: *Populus alba*, *Festuca vaginata*, *Carex liparicarpos*, *Stipa borysthenica*, *Poa pratensis agg.* A különböző korú parlagok és szántók, illetve természetközeli gyepek és erdők jelenlegi növényzetét ez alapján az 5 növényzeti változó alapján Kruskal-Wallis teszttel hasonlítottuk össze (Sokal-Rohlf 1981, Statsoft 2005). A táji környezettel való kapcsolat vizsgálatok a teljes fajszámot, valamint a jellegzetes és neofiton fajok fajszámát használtuk.

### Táji környezetet leíró változók

A parlagfelvételek körüli táji környezet minőségét két forrás alapján becsültük: a Corine Felszínborítási térkép (CLC50) és a mintanegyzetekben általunk készített élőhelytérkép (Rédei et al 2008) alapján. Az elemzés során a különböző CLC 50 felszínborítási típusokat 4 kategóriába vontuk össze, alapvetően a kategóriák termé-

szetességét figyelembe véve (1. táblázat). A Kiskun-LTER mintaterület-hálózat számára készült élőhelytérképek esetén az élőhelytérkép kategóriáit a következő nagyobb csoportokba vontuk össze: természetes erdő, természetes gyepek, másodlagos gyepek, ruderalis terület és egyéb élőhelyek (2. táblázat).

ArcGIS Toolbox (ESRI 2007) segítségével minden felvételi pont körül meghatároztuk az összevont élőhelytípusok kiterjedését, a felvételi pont körüli 50–100–150–200–250–300–350–400–450–500m sugarú körben. A modellépítés során alkalmazott távolságot a McFadden pszeudo- $R^2$  (Scott 1997) maximális értéke alapján kiválasztottuk ki. A McFadden pszeudo- $R^2$  a modell illeszkedésének jóságát méri, értelmezése hasonló az  $R^2$ -hez (determinációs koefficiens), vagyis a modell által magyarázott variancia arányát méri, de nem csak normális eloszlás esetén alkalmazható, ezért választottuk.

1. táblázat. A CLC50 alapján készített, a vizsgálat során felhasznált élőhelykategóriák.

Osszevont élőhely-kategória	Corine LC 50 kód
Agrár	2111, 2112, 2221, 2421, 22111, 22112, 24221, 24222
Ültetvény	3111, 3115, 3125, 3139, 3241
Természetközeli élőhely	2311, 2312, 3211, 3212, 3243, 3331
Vegyes	2431, 2432, 2433, 2435,

2. táblázat. A Kiskun LTER élőhelytérkép alapján készített, a vizsgálat során felhasznált élőhelykategóriák

Osszevont élőhely-kategória	<i>Élőhelytérkép kategóriái</i>
<i>Természetközeli gyepek</i>	<i>Nyílt gyepek, zárt gyepek</i>
<i>Természetközeli erdők</i>	<i>Zárt tölgyes, pusztai tölgyes, zárt nyaras, nyaras-borókás, fehérryás, spontán cserjések</i>
<i>Másodlagos gyepek</i>	<i>Nyílt másodlagos gyepek, zárt másodlagos gyepek</i>
<i>Agrár</i>	<i>Szántó, szőlő, fiatal parlag</i>

## Modellépítés

A parlagok növényzetét leíró változókra általánosított lineáris modellt illesztettünk, ahol a prediktorok a parlag kora, típusa és az egyes fő tájhasználati típusok százalékos aránya volt az előzetesen megállapított legmegfelelőbb távolságon belül. A prediktorok hozzájárulását a modellhez a teljes modell és az egyes prediktorok kihagyásával nyerhető modellek összehasonlításával vizsgáltuk meg. A modellépítést elvégeztük mind a CLC50, mind a Kiskun-LTER mintaterület-hálózat számára készített élőhelytérkép alapján nyert táji változókra. Végül a két térkép alapján felépített, ugyanazon változókra vonatkozó modelleket Akaike információs kritérium

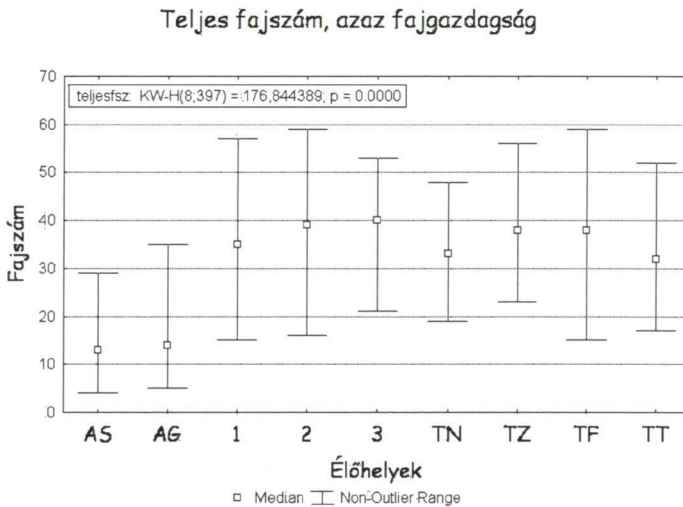


(AIC) szám alapján hasonlítottuk össze (Crawley 2007, Reiczigel et al 2008). Az AIC modellek jóságának megítélésére használt, egyre jobban elterjedő ún. információs kritérium, mely a modell likelihood értékét és a paraméterek, azaz prediktorok számát veszi vigyelembe. Minél kisebb az AIC értéke, annál jobbnak tekinthető a modell (Reiczigel et al. 2007).

### 3. Eredmények

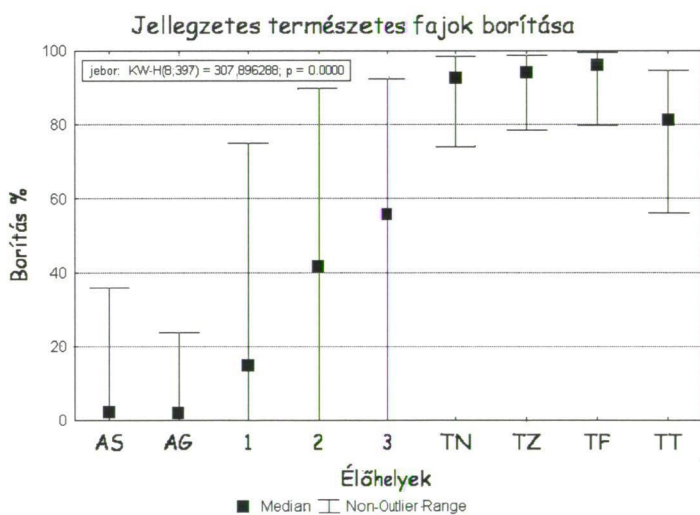
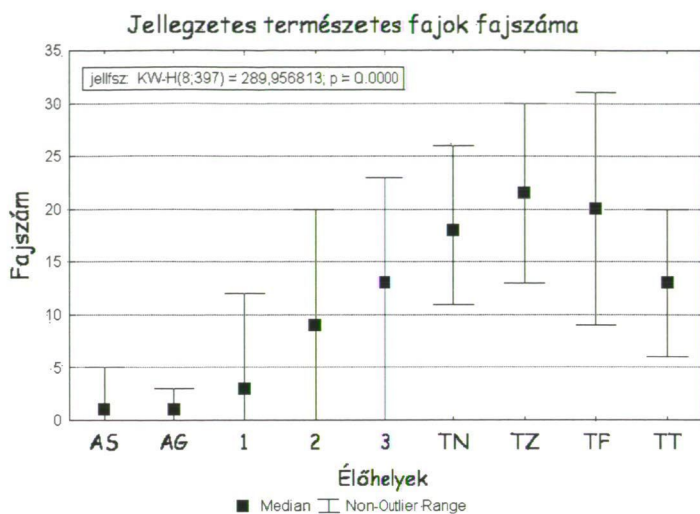
#### A parlagok fajkészlete más élőhelyekhez képest

A parlagok három típusának teljes fajszámát összehasonlítottuk a szántón, szőlőben valamint természetes élőhelyeken készült felvételek fajszámával és azt találtuk, hogy mindhárom parlagtípus fajszáma szignifikánsan nagyobb a két agrár élőhely felvételeiben talált átlagos fajszámnál, de nem különbözik a természetes élőhelyek átlagos fajszámától (3. ábra).



3. ábra. Teljes fajszám parlagokon, művelt területeken és természetes élőhelyeken.  
 AS: szántó, AG: szőlő-gyümölcsös, 1, 2, 3: parlagok korcsoportja, TN: természetes nyílt gyepek,  
 TZ: természetes zárt gyepek, TF: természetes nyaras, TT: természetes homoki tölgyes.

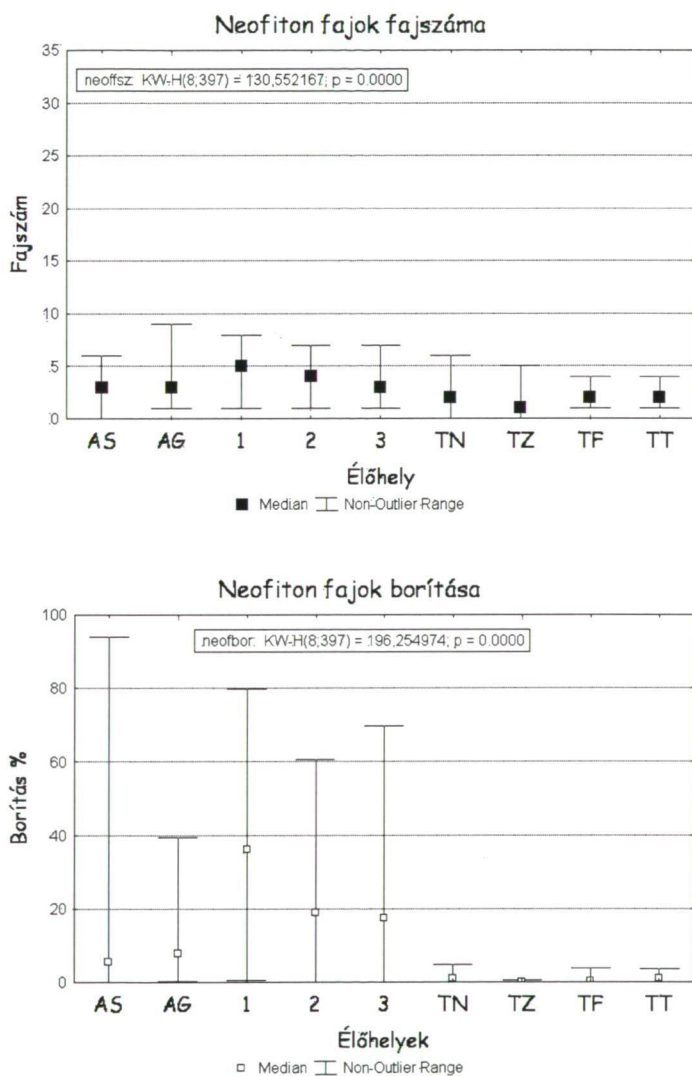
A jellegzetes fajok fajszáma és borítása parlagokon viszont már nemcsak az agrár élőhelyekétől tér el – nagyobb annál –, hanem a természetes élőhelyektől is – kisebb (4. ábra).



4. ábra. Jellegzetes fajok száma és borítása parlagokon, művelt területeken és természetes élőhelyeken. AS: szántó, AG: szőlő-gyümölcsös, 1, 2, 3: parlagok korcsoportja, TN: természetes nyílt gyeplő, TZ: természetes zárt gyeplő, TF: természetes nyaras, TT: természetes homoki tölgyes.



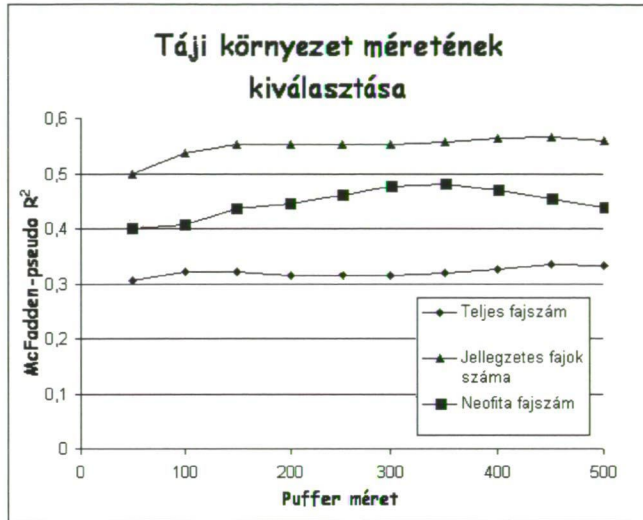
Hasonló eltérést tapasztaltunk, csak épp fordított irányút a neofiton fajok fajsza-  
 száma és borítása esetén is (5. ábra).



5. ábra. Neofiton fajok száma és borítása parlagokon, művelt területeken és természetes élőhelyeken. AS: szántó, AG: szőlő-gyümölcsös, 1, 2, 3: parlagok korcsoportja, TN: természetes nyílt gyepek, TZ: természetes zárt gyepek, TF: nyaras, TT: természetes homoki tölgyes

### Parlagok és táji környezetük

A CLC 50 térképből származtatott táji változók használatakor a teljes fajszám esetén a 450m, a jellegzetes fajok száma esetén a 450 m, míg a neofiton fajok száma esetén a 350 m bizonyult a legjobb távolságnak (6. ábra).



6. ábra. McFadden-pseudo  $R^2$  értéke a Corine landcover térképből származtatott táji változók és a vizsgált 3 növényzeti változó közti kapcsolatot leíró modellekben.

A modellszelekció alapján a parlagok teljes fajszáma csak a parlag típusától és korától függ: fiatal parlagon kevesebb a növényfaj. A jellegzetes fajok száma viszont a parlag típusa és korcsoportja mellett a az agrár élőhelyek és erdészeti ültetvények kiterjedésétől függ: ahol több az ilyen élőhely a parlag közelében, ott kevesebb faj található a parlagfelvételekben (3. táblázat). A neofiton fajok száma csak a parlagok korcsoportjától függött, attól is csak kis mértékben ( $p=0,05989$ ), idősebb parlagokon kevesebb neofiton faj található.

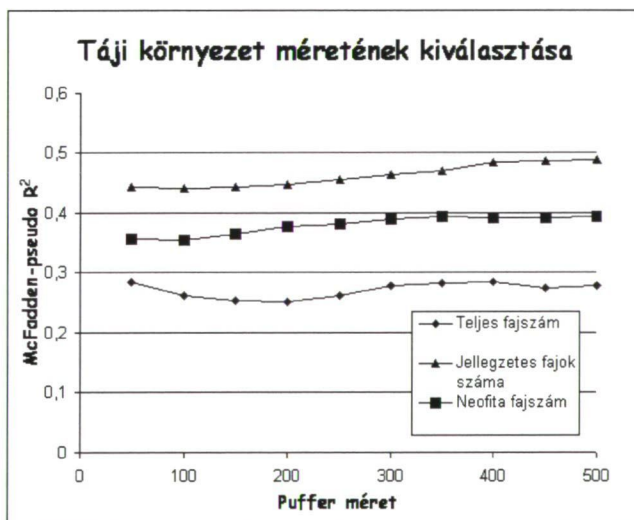
3. táblázat. GLM modell eredménye.

Modell	Szignifikáns Prediktorok	Prediktorok száma	AIC-
(a) Válasz változó: teljes fajszám			1076
CLC50	Típus: $p=1,29 \cdot 10^{-7}$ ; korcsop*típus: $p=0,0497$	15	1048
KLT2005	Típus: $p=3,37 \cdot 10^{-6}$ ; Tgyep400*korcsop: $p=0,03823$ ; korcsop*típus: $p=0,01341$ ; Tgyep400*típus: $p=0,02189$	15	



Modell	Szignifikáns Prediktorok	Prediktorok száma	AIC-
(b) Válasz változó: jellegzetes fajszám			
CLC50	AgrarT450:p=0,00113, ültT450:p=0,01161; korcsop p_2,85*10 <sup>-5</sup> ; korcsop*típus:p=0,00335	15	884
KLT2005	Tgyep:p=0,00026; korcsop:p=2,48*10 <sup>-7</sup> ; típus:p=1,55*10 <sup>-8</sup> ; Tmás500*korcsop:p=0,0019; Tgyep500*típus:p=0,0461	15	888
(c) Válasz változó: neofiton fajszám			
CLC50	Korcsop: p=0,05989	15	543
KLT2005	Korcsop: p=0,0027	15	533

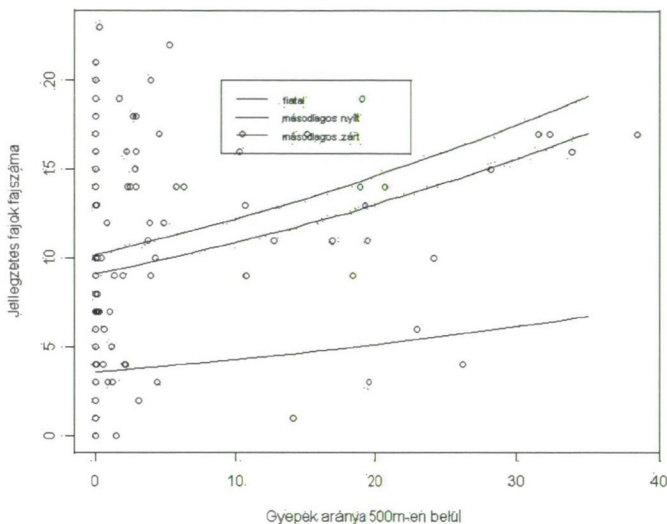
A Kiskun-LTER (KLT2005) térképből származtatott táji változók használatakor a távolságselekción alapján a teljes fajszám esetén a 400m, a jellegzetes fajok száma esetén az 500 m, míg a neofiton fajok száma esetén a 350 m bizonyult a legjobbnak (7. ábra).



7. ábra. McFadden-pseudoR2 értéke a Kiskun\_LTER térképből származtatott táji változók és a vizsgált 3 növényzeti változó közti kapcsolatot leíró modellekben.

A modellszelekció alapján a parlagok teljes fajszáma a parlag típusától, valamint korcsoportjától függ: fiatal parlagon kevesebb a növényfaj. A természetközeli gyepeknek is volt pozitív hatása, bár az elsőfajú hiba viszonylag nagy. A jellegzetes fajok száma a parlag típusa és korcsoportja mellett a természetközeli gyepek kiterjedésétől

is függ (8. ábra). A neofiton fajok száma csak a parlagok korcsoportjától függött, de viszonylag erősebben, mint a CLC50 térkép esetén ( $p=0,002791$ ): idősebb parlagokon kevesebb neofiton faj található (3. táblázat).



8. ábra. A jellegzetes fajok számának predikciója a GLM model alapján.

Összehasonlítva a két térképből származtatott táji változókkal készített modellek AIC szintjét, nagyon kis eltérést találunk (teljes fajsza CLC50 AIC: 1076, KLT AIC: 1048, jellegzetes fajok száma CLC50 AIC: 884, KLT AIC: 888, neofiton fajok száma: CLC50 AIC: 543, KLT AIC: 533).

## 4. Megvitatás

### Parlagokon kialakult növényzet

Számos vizsgálatához hasonlóan jelen vizsgálatunk is kimutatta, hogy a növényfajok betelepítése a parlagokra igen gyors folyamat, pár év alatt a területegységre jutó növényfajok száma megegyezik a természetes élőhelyeken tapasztalhatóval (Bazzaz 1975, Pickett 1982). Ugyanakkor ezek a fajok nem teljesen azonosak a természetközeli élőhelyek fajaival: mind a jellegzetes fajok száma és borítása, mind a neofiton fajok száma és borítása eltér. Ennek az eltérésnek többféle oka lehet: (1) a szukcessziós folyamat még nem fejeződött be, a növényközösség kialakulása még 50 év elteltével is zajlik (2) a jelenlegi parlagok abiotikus és biotikus környezete nem egyezik meg a természetközeli élőhelykével, ezért rajtuk új közösségek alakulnak ki



(Hobbs et al 2006) (3) a régebben felhagyott parlagok még más táji környezetben kezdtek el regenerálódni, emiatt különböznek a fiatalabb parlagoktól (Bartha S. szóbeli közlés, De Blois et al 2001, Novák et al 2009). Valószínűleg ez a három lehetséges ok egymástól nehezen szétválasztható, sőt inkább egymást erősíti. A parlagok további megítélésekor mindenképpen figyelembe kell venni, hogy a regeneráció környezeti feltételei folyamatosan változnak, elég csak a klímaváltozásra gondolni, ezért a regenerációval kapcsolatos elvárásainkat is ennek megfelelően kell kialakítani. Nem lehet ma már azt várni, hogy az egykori, ma már csak kis kiterjedésben meglévő természetközeli élőhelyek tökéletesen regenerálódjanak, azaz a parlagokon ezekkel teljesen megegyező fajkészletű és szerkezetű növényközösségek alakuljanak ki (Williams, Jackson 2007, Hobbs et al 2009). Ugyanígy nem lehet a regeneráció „sikertelenségének” tekinteni, ha a parlagokon néhány nem őshonos faj is beépül a közösségbe, amennyiben ennek ellenére e kialakuló növényzet fajgazdag és zömében őshonos fajok alkotják.

Mind a jellegzetes fajok száma és borítása, mind a neofiton fajok száma és borítása a parlagokon, összehasonlítva a kiindulási állapotot jelentő szántókkal, illetve a potenciális végállapotot jelentő természetes élőhelyekkel, jól mutatják a parlagok köztes helyzetét. Emiatt véleményünk szerint ezek a növényzeti változók bármelyike alkalmasabb jellemzője a parlagokon kialakuló növényközösségeknek, mint a teljes fajsám.

### **A táji környezet szerepe**

A parlagok és táji környezetük közti kapcsolat vizsgálatakor azt találtuk, hogy a parlagok jellegzetes fajok számán keresztül mért sikeres regenerációját legjobban a durva skálán mért koruk és a parlagok körüli 350 m-en belüli körben lévő természetes gyeptoltok kiterjedése határozza meg. A jellegzetes fajok, melyek természetvédelmi szempontból értékes és általában élőhely-specialista fajok nagyobb számban azokon a parlagokon jelentek meg, amelyek 350 m-es körzetében a nagyobb a természetközeli gyepek kiterjedése. Jelenleg az Alföldön a természetközeli erdők kiterjedése már olyan alacsony, hogy azt a CLC 50 nem is tudja elkülöníteni, a Kiskun-LTER élőhelyterképen is csak kis foltokban jelenik meg, és hatásuk a parlagregenerációra vizsgálatunk szerint nem kimutatható. Az egykori erdőssztyepp vegetációnak jelenleg csak a gyepp komponensen maradt meg nagyobb kiterjedésben, így természetes is, hogy a regeneráció is ezekről a területekről zajlik.

A neofiton fajok számát mind a CLC 50, mind a KLT alapján képzett táji változókat modell szerint csak a parlag korcsoportja határozza meg. Ennek több lehetséges magyarázata is van, melyek vagy a parlagok korától függő korlátozott betelepülést vagy eltérő kompetíciós viszonyokat vesznek figyelembe. (1) A neofiton fajok mindig kiszorulnak az idős parlagokról, táji környezettől függetlenül, azaz kompetitív kizárás történik, a szukcesszió késői stádiumában domináns fajok a neofiton fa-

joknál versenyképesebbek. Valószínűleg ez a neofiton fajok egy részére igaz lehet, leginkább a zavarást igénylő, egyéves fajokra. (2) A jelenlegi tájban mindenhol egyformán sok a neofitonok propagulum forrása (Novák et al 2009), de a betelepülésük csak fiatal parlagon nagymértékű, azaz az idős parlagok „ellenállnak a táji nyomásnak”. Ez a magyarázat, azaz a parlagok korától függő korlátozott betelepülés is főleg a zavarást igénylő, egyéves életformájú neofitonokra lehet igaz, mint amilyen például a parlagfű (Csecserits 2009). (3) Az idős parlagok regenerációjának kezdeti, sok fajbetelepődéssel jellemezhető szakasza még más táji környezetben zajlott, mint a mostani fiatal parlagoké, azaz 30–50 évvel ezelőtt kevesebb neofiton faj volt a kiskunsági tájban (Bartha szóbeli közlés). Ez magyarázhatja az élő neofiton fajok eltérő mértékű jelenlétét a különböző korú parlagokon, mint amilyen például az élő, klonális *Asclepias syriaca*.

### A Corine LC50 és a Kiskun-LTER élőhelytérkép összevetése

A CLC 50 és a KLT térkép alapján képzett táji változókat alkalmazó modelleket összehasonlítva nem látható jelentős különbség az AIC értéke alapján. Valószínűleg a vizsgálat során alkalmazott kategória-összevonások, amelyek a modellépítés során voltak szükségesek, tették „hasznalóvá” a két térképből képzett táji változókat. A regenerációt jellemző és táji környezetre érzékeny komponens, a jellegzetes fajok száma a természetközeli gyepek kiterjedésétől függött. A természetes gyepek pedig mind a CLC50, mind a KLT módszertanával jól elkülöníthetők. Jelen vizsgálatunk alapján – a várttal ellentétben – a másodlagos élőhelyeknek, mint amilyenek a parlagok, nem kimutatható a szerepe a parlagszükscesszióban. Ennek egyrészt az lehet az oka, hogy a kiterjedésük nem elég nagy, nem szolgálnak elég nagyszámú propagulummal, másrészt a hatásuk esetleg a most fiatal vagy jövőben felhagyandó területeken lesz érzékelhető. A további kutatásaink egyik iránya, hogy megvizsgáljuk részletesebben, mely fajokra, fajcsoportokra van hatása az egyes élőhelytípusok kiterjedése, illetve ugyanilyen szemléletű vizsgálat milyen eredményt ad más élőhelyek esetében.

## 5. Véggöveztetések (konklúzió)

Vizsgálatunk alapján elmondható, hogy nagyobb léptékű parlagregeneráció becslésére a Corine Landcover 50 is alkalmas lehet a Kiskunságban, mivel a regeneráció szempontjából fontos megmaradt természetközeli gyepeket jól reprezentálják. A parlagok további megítélésakor mindenképpen figyelembe kell venni, hogy fajgazdag, a természetes élőhelyek sok jellegzetes fajt tartalmazó növényközösség alakul ki rajtuk. Annak ellenére, hogy jelenlegi növényzetük nem azonos teljes mértékben az eredetivel, sőt valószínűsíthető, hogy nem is lesz azonos (Hobbs 2006, Williams,



Jackson 2007), a parlagok és a rajtuk zajló spontán szukcessziós folyamatok mindenképpen értéknek tekinthetők és beilleszthetők a jelenlegi tájhasználat-tervezésbe is. Jelenleg a Föld ökoszisztémáinak nagy része emberi hatás alatt áll (Vitousek et al 1997), így már az is értéknek tekinthető, ha egy területen csökken ez a befolyás, nem áll közvetlen emberi kezelés alatt. Valószínűleg több kapcsolódó szakterületen paradigmaváltásra van szükség, annak érdekében, hogy el tudják fogadni, egy nem vagy csak kismértékben, például legeltetéssel kezelt terület sem „elhanyagolt és rossz”.

### Köszönetnyilvánítás

A kutatást a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium „A parlagfű elleni hatékony védekezés kutatása” című 2008 és 2009 évi pályázata és a Jedlik Ányos Program (NKFP6–0013/2005) támogatása tette lehetővé. A terepi mintavételben részt vettek: Barabás Sándor, Halassy Melinda, Fehér Balázs, Lelleiné Kovács Eszter, Kucs Piroska, Ónodi Gábor, Pándi Ildikó, Veres Katalin, munkájukat ezúton is köszönjük.

### Irodalom

- BÁLDI A., NAGY K., HANYUS E. 2004: Madárfajok előfordulásának modellezése a Fontos Madár-élőhelyek és a CORINE Felszínborítás 50 000 alapján- előzetes eredmények. Természetvédelmi Közlemények 11: 439–447.
- BARÁTH Z. 1963: Növénytakaró vizsgálatok felhagyott szőlőkben. Földrajzi Értesítő 12: 341–356.
- BARTHA S. 2001: Életre keltett mintázatok. A JNP-modellekről. In: Oborny B. (szerk.): Teremtő sokféleség. Emlékezők Juhász-Nagy Pálra. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót.
- BAZZAZ F.A. 1975: Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* 56: 485–488.
- BENJAMIN K. B., OUCHARD A., DOMON G. 2007: Abandoned farmlands as components of rural landscapes: An analysis of perceptions and representations. *Lands. Urban Planning* 83: 228–244.
- BOTTA-DUKÁT Z., BALOGH L., SZIGETVÁRI CS., BAGI I., DANCZA I. & UDVARDY L. 2004. A növényi invázióhoz kapcsolódó fogalmak áttekintése, egyben javaslat a jövőben használandó fogalmakra és definícióikra. In: Mihály B. – Botta-Dukát Z. (szerk.) *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei* 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. p. 61–92.
- BOTTA-DUKÁT Z., MOLNÁR E., SZITÁR K. 2008. Invasion of alien plants in the sand vegetation of Kiskunság. In: Kovács-Láng E., Molnár E., Kröel-Dulay Gy., Barabás S. (szerk.): *The KISKUN LTER: Long term Ecological research in the Kiskunság, Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Vácrátót, pp. 35–36.
- BÜTTNER G., FERANEC J., JAFFRAIN G. 2002: Corine land cover update 2000. Technical guidelines. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.



- COOK W.M., YAO J., FOSTER B.L., HOLT R.D. & PATRICK L.B. 2005: Secondary succession in an experimentally fragmented landscape: community pattern across space and time. *Ecology* 86(5): 1267–1279.
- CRAWLEY M.J. 2007: *The R Book*. John Wiley & Sons.
- CSECSERITS A. & RÉDEI T. 2001: Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. *Appl. Veg. Sci.* 4: 63–74.
- CSECSERITS A., KRÖEL-DULAY GY., BOTTA-DUKÁT Z., RÉDEI T., SZABÓ R., SZITÁR K., CZÚCZ B. 2009: Hol él a parlagfű? A parlagfű élőhelyi preferenciái az Alföldön és a várható további terjedési irányai. VI. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kötete, Budapest 2009. november 12–13.
- CSECSERITS A., SZABÓ R., HALASSY M. & RÉDEI T. 2007: Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. *Community Ecology* 8(2): 195–207.
- DE BLOIS S., DOMON G. & BOUCHARD A. 2001: Environmental, historical and contextual determinants of vegetation cover: a landscape perspective. *Landscape Ecology* 16: 421–436.
- DEVICTOR V., JIGUET F. 2007: Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120: 179–184.
- ERDŐS S., SZÉP T., BÁLDI A., NAGY K. 2007: Mezőgazdasági területek felszínborításának és tájszerkezetének hatása három madárfaj gyakoriságára *Tájökológiai Lapok* 5 (1): 161–172.
- ESRI. 2007. ArcGIS 9.2. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- GRIME J.P. 1979: *Plant strategies and vegetation processes*. Chichester: Wiley.
- HALASSY M. 2004: Crossing the edge: Colonisation dynamics of fallow land in the sandy regions of Hungary. In: *Proceedings of the 16<sup>th</sup> International Conference of the Society for Ecological Restoration*, Victoria, Canada. pp. 1–10. (CD).
- HOBBS J., ARICO S., ARONSON J., BARON J. S., BRIDGEWATER P., CRAMER V. A., EPSTEIN P. R., EWEL J.J., KLINK C. A., LUGO A. E., NORTON D., OJIMA D., RICHARDSON D. M., SANDERSON E. W., VALLADARES F., VILR M., ZAMORA R., ZOBEL M. 2006: Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15 :1–7.
- HOBBS R.J., HIGGS E. HARRIS J. 2009: Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 24 (11): 599–605.
- HÖTZEL N., HAUB C., INGELFINGER M.P., OTTE A. & PILIPENKO V. 2002: The return of the steppe – large-scale restoration of degraded land in southern Russia during the post-Soviet era. *J. of Nature Conservation* 10: 75–85.
- HUNZIKER M. 1995: The spontaneous reforestation in abandoned agricultural lands: perception and aesthetic assessment by locals and tourists. *Landsc. Urban Planning*. 31: 399–410.
- KEEVER C. 1979: Mechanism of plant succession on old fields of Lancaster County, Pennsylvania. *Bull. Torrey Bot. Club* 106: 299–308.
- KOVÁCS-LÁNG E., MOLNÁR E., KRÖEL-DULAY GY. BARABÁS S. (szerk.): *The KISKUN LTER: Long term Ecological research in the Kiskunság, Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Vácrtót 2008.
- MALATINSZKY Á., SILLER I., PENKSZA K. 2008: Abandoned loessy grape yards as refuges of rare steppe plant species. *Cereal Research Communications* 36(Suppl.): 1139–1142.
- MCCOOK L. J. 1994: Understanding ecological community succession. Causal models and theories, review. *Plant Ecology* 110: 115–147.
- MIHÁLY B. & BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.) 2004: *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.

- MOLNÁR ZS., BARTHA S., SEREGÉLYES T., ILLYÉS E., BOTTA-DUKÁT Z., TÍMÁR G., HORVÁTH F., RÉVÉSZ A., KUN A., BÖLÖNI J., BIRÓ M., BODONCZI L., DEÁK J. Á., FOGARASI P., HORVÁTH A., ISÉPY I., KARAS L., KECSKÉS F., MOLNÁR CS., ORTMANN-NÉ AJKAI A. & RÉV SZ. 2007: A grid-based, satellite-image supported multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA), *Folia Geobotanica* 42: 225–247.
- MYSTER R.W. & PICKETT S.T.A. 1988: Individualistic patterns of annuals and biennials in early successional oldfields. *Vegetatio* 78: 53–60.
- MYSTER R.W. & PICKETT S.T.A. 1990: Initial Conditions, History and Successional pathways in ten contrasting old fields. *The American Midland Naturalist* 124: 231–238.
- MYSTER R.W. & PICKETT S.T.A. 1994: A comparison of rate of succession over 18 yr. in 10 contrasting old fields. *Ecology* 75: 387–392.
- NOVÁK R., DANCZA I., SZENTÉY L., KARAMÁN J. 2009: Magyarország szántóföldjeinek gyomnövényzete. Ötödik országos szántóföldi gyomfelvételezés (2007–2008). FVM, Budapest.
- PICKETT S.T.A. 1982: Population patterns through twenty years of oldfield succession. *Vegetatio* 49: 45–59.
- POSCHLOD P., BONN S. 1998: Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? *Acta Botanica Neerlandica* 47: 27–44
- PRACH, K. & PYŠEK, P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- PRACH, K., REHOUNKOVÁ J. 2006: Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns? *Preslia* 78: 469–480.
- PRIMACK, R.B. & MIAO, S.L. 1992: Dispersal can limit local plant distribution. *Conservation Biology*. 6: 513–519.
- RÉDEI T., KRÖEL-DULAY GY., BARABÁS S., LELLEI-KOVÁCS E., SZABÓ R., TÖRÖK K. 2008: A network of long-term ecological and socio-economic research sites to study the effects of land use change. In: Kovács-Láng E., Molnár E., Kröel-Dulay Gy. Barabás S. (szerk.): *The KISKUNLTER: Long term Ecological research in the Kiskunság, Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Vácrátót, pp. 15–19.
- REIZIGEL J., HARNOS A., SOLYMOSSI N. 2007: *Biostatisztika*. Pars kft., Nagykovácsi.
- RUPRECHT E. 2006: Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian old-fields. *Restoration Ecology* 14 (3): 473–480.
- SCOTT L. J. 1997: *Regression Models for Categorical and Limited Dependent Variables (Advanced Quantitative Techniques in the Social Sciences)*. Sage Publications. ISBN 0-8039-7374-8.. Pp. 104–106.
- SOKAL R.R. & ROHLF F.J. 1981: *Biometry. The Principles and Practize of Statistics in Biological Research*. 2<sup>nd</sup> ed. W. H. Freeman and Company, New York
- SOMODI I, VIRÁGH K, ASZALÓS R 2004: The effect of the abandonment of grazing on the mosaic of vegetation patches in a temperate grassland area in Hungary. *Ecological Complexity* 1, 177–189.
- STAMPFLI A. & ZEITER M. 1999: Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *J. Veg. Sci.* 10: 151–164.
- STATSOFT, INC. 2005: *STATISTICA* (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- TILMAN D. 1997: Community invasibility, recruitment limitation and grassland biodiversity. *Ecology* 78: 81–92.

- VAN ANDEL J., BAKKER J.P. & GROOTJANS A.P. 1993: Mechanisms of vegetation succession: A review of concepts and perspectives. *Acta Bot. Neerl.* 42(4): 413–433.
- VIRÁGH K, HORVÁTH A, BARTHA S, SOMODI I 2008: A multiscale methodological approach for monitoring the effectiveness of grassland management. *Community Ecology* 9, 237–246.
- VIRÁGH K. 2000: Vegetációdinamika és szukcesszió kutatás az utóbbi 15 évben. In: Virágh, K. és Kun A. (szerk.) *Vegetáció és dinamizmus – A 70 éves Fekete Gábort köszöntik tanítványai, barátai és munkatársai.* MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 53–78.
- VITOUSEK P.M., HAROLD A., LUBCHENKO M.J., MELILLO J.M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277 (5325): 494 – 499.
- WILLIAMS J.W., JACKSON S.T. 2007: Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Front Ecol and Environment* 5(9): 475–482.
- ZOBEL M. 1997: The relative role of species pools in determining plant species richness – an alternative explanation for species coexistence? *Trends Ecol. Evol.* 12: 266–269.
- ZÓLYOMI, B. 1989. Természetes növénytakaró. In: Pécsi, M. (szerk.) *Magyarország Nemzeti Atlasza.* Kartográfiai Vállalat, Budapest.