

A tájhasználat hatása homoki gyepek madárközösségeire

Somay László¹, Batáry Péter^{2,3} és Boros Emil⁴

¹*MTA-ÖBKI, Növényökológiai Osztály
2163 Vácrátót, Alkotmány utca 2-4. E-mail: somayl@botanika.hu*

²*Georg-August University, Agroecology
37073 Göttingen, Waldweg 26.*

³*MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport
1083 Budapest, Ludovika tér 2.*

⁴*Naturglob Környezetvédelmi Szolgáltató és Kereskedelmi Kft.
6000 Kecskemét, Patak utca 6.*

Összefoglaló: Napjainkra a Kiskunságra jellemző hagyományos tájhasználat jelentősen megváltozott. Vizsgálatunkban arra kerestük a választ, hogy a különböző tájhasználati módok illetve azok megváltozása hogyan hat a homoki gyepek madárközösségeire. A madárfelmérést 2007 tavaszán végeztük kétszeri pontszámlálás módszerével. Háttérváltozóként a gyep típusát, a cserjeborítást, a kezelést valamint a környező gyepek kiterjedését vettük figyelembe. Adataink 12 db 5 × 5 km-es mintaterületről, összesen 97 számolási pontról származnak. A madárfajokat attól függően, hogy földön fészkelnek vagy sem, gyepi (specialista) illetve nem-gyepi (generalista) madarakra osztottuk. Az adatokat lineáris kevert modellekben elemeztük. Összesen 45 madárfajt regisztráltunk, ebből 13 bizonyult gyepi és 32 nem-gyepi fajnak. Kimutattuk, hogy a parlagok mind a fajsámot, mind az abundanciát tekintve alulmaradnak a gyepekkel szemben. A kezelésnek (extenzív legeltetés vagy kaszálás) nem találtuk kimutatható hatását. A cserjeborításnak kiemelten fontos szerepe van, mivel sok nem-gyepi faj is megjelenik a cserjésedő gyepeken. Ezzel szemben a gyepi madarak kiszorulnak az erősen cserjésedő gyepekből. A környező gyepek kiterjedését nem találtuk limitáló tényezőnek, még a gyepi madarak esetében sem. Vizsgálatunk alapján elmondható, hogy a madarak szempontjából a még meglévő gyepek megőrzése kiemelten fontos, még akkor is, ha azok viszonylag kisméretűek és elszigeteltek.

Kulcsszavak: madárközösség, pontszámlálás, Kiskunság, homoki gyepek, parlagok, cserjésedés, legeltetés

Bevezetés

A 20. század második felében a mezőgazdaság intenzívebbé válása (gépesítés, vegyszerezés, stb.) az agrárterületek biodiverzitásának csökkenéséhez vezetett (Tscharrntke *et al.* 2005). A megváltozott földhasználat magában foglalta a komplex, természetes ökoszisztémák átalakítását egyszerűbb, kezelt ökoszisztémákká. A biodiverzitás emellett a mezőgazdaság által közvetve érintett területeken is csökken. A terjeszkedő mezőgazdaság miatt a megmaradt természetes élőhelyek is feldarabolódtak, fragmentálódtak, a hozzájuk kötődő populációk izolálódtak, egyedszámuk lecsökkent.

Az utóbbi időben számos mezőgazdasági területhez kötődő madárfaj esetében mutattak ki jelentős állománycsökkenést elsősorban Nyugat-Európában (Donald *et al.* 2001, Gregory *et al.* 2005), de újabban Csehországban is (Reif *et al.* 2008). Hazánkban is egyre több vizsgálat készül különböző extenzíven és intenzíven használt mezőgazdasági területek madárközösségeiről (Báldi *et al.* 2004, Batáry *et al.* 2007a,b, Kovács *et al.* 2007, Verhulst *et al.* 2004), melyek alapvetően az extenzív gazdálkodás pozitív hatását mutatták ki.

Ahhoz, hogy a jelenlegi tájszerkezet kialakulását megértsük, elengedhetetlen a táj történetének ismerete. Szerencsés módon a Kiskunság utolsó 250 éves történetét elég jól ismerjük (Bíró 2003, Bíró & Molnár, 1998). A 18. században a homokhátsági tájkép meghatározó elemei még a nagykiterjedésű, fátlan, a túllegeltetés miatt gyér növényzetű buckások voltak. A homok nagy területeken mozgásnak indult, emiatt egyre jobban szorgalmazták a megkötését. A 19. század második felében egyre nagyobb területek kerültek mezőgazdasági művelés alá, a népesség növekedésével a tanyasi gazdálkodás vált meghatározóvá. A szilaj szürkemarha-tartást felváltotta a kisparaszti juhlegeltetés, a gyepek lassan zártabbak lettek. A homokfásítás újabb lendületet vett, nagy területeken sikeresen telepítették az akácot. Az 1950-es években a tanyavilág felszámolásának szorgalmazása miatt fokozatosan visszaszorult a kisparaszti gazdálkodás, és sok helyen a nagyüzemi gazdálkodás vált meghatározóvá. A futóhomokos területek fásítása újabb lendületet kapott, ekkor már elsősorban fekete- és erdei fenyővel (*Pinus nigra*, *P. sylvestris*). A hátság lecsapolása és csatornázása miatt sok korábbi vizes terület kiszáradt. A megmaradt nagyobb kiterjedésű buckások zömét katonai lőtérként és gyakorlóterületként használták. Az utóbbi húsz évben csökkent a csapadék évi átlaga, a talajvízszint süllyedése a 1980-as években vált kritikussá. A szárazodással csökkent a táj változatossága, a homokhátság szikes tavai sorra kiszáradtak, a buckaközök üdebb vegetációja eltűnt,

illetve átalakult. A buckások fogyása, fragmentálódása lassan, de tovább folytatódott, mindemellett sok szántó és szőlőterületet hagytak fel, főként a szárazabb részeken. A legelő állatállomány száma erősen lecsökkent. Az özönnövények – mint például a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) – terjedése a fragmentált tájban az egyik legnagyobb természetvédelmi problémává vált (Mihály & Botta-Dukát, 2004).

Vizsgálatunk célja az volt, hogy megtudjuk, a tájhasználat és annak változása milyen hatással van a homoki gyepek madárállományaira. Ezt négy, általunk fontosnak gondolt tényező vizsgálatán keresztül közelítettük meg. Lokális léptékben vizsgáltuk a gyepek típusának (természetközeli illetve másodlagos), cserjésedésének (cserjeborítás), kezelésének (legeltetés, kaszálás) valamint táji léptékben a környező gyepek kiterjedésének hatását madarakon, illetve azok két ökológiai csoportján (specialisták, generalisták). A korábbi, fent említett hazai vizsgálatokhoz képest a jelen vizsgálat újdonsága, hogy számos különböző tájléptékű változó hatását vizsgálja együttesen különböző gyeptípusokon előforduló specialista és generalista madarakon regionális léptékben (az egész homokhátságon).

Módszerek

A kutatás az MTA-ÖBKI „Természetes és mesterséges ökoszisztémák kölcsönhatásai: a biodiverzitás, az ökoszisztéma funkciók és a tájhasználat értékelése az Alföldre” című Jedlik pályázatához kapcsolódott, melynek mintaterületei voltak jelen felmérés vizsgálati helyszínei is. Az említett mintaterület-hálózat kijelölésének alapja, hogy egy természetes táj -- mesterséges táj arány gradiens mentén 4 kategória szerepeljen: maximális (több mint 20%), sok (12-20%), kevés (5-10%), minimális (legalább 1%) természetes táj. A Kiskunságban a mesterséges tájat két eset képviseli, egyrészt amikor az agrárterületek dominálnak, másrészt, amikor az erdősítések, ültetvények dominálnak. Így valójában egy kétirányú gradiensről van szó, melynek természetes táj -- agrár táj és természetes táj -- erdősített táj irányai vannak. A grádiensek mentén levő négy kategóriába kategóriánként 2 mintaterület tartozik, kivéve a maximális arányú természeti táj esetében, ahol a Kiskunság három, ilyen szempontból legjelentősebb területe ki lett kijelölve. A konkrét mintaterületeknek a kiválasztott szűrési feltételek mindegyikének egyidejűleg megfelelő 5 × 5 km-es tájrészletek lettek kijelölve. Az egész mintaterület-hálózat összesen 16 darab, általunk tájablaknak nevezett területegységből áll. Mivel jelen vizsgálatunkban csak a gyepeket

vizsgáltuk, amelyek több esetben e tájablakok szélén helyezkedtek el, úgy gondoljuk, hogy a fent leírt gradiens nem reprezentatív a gyepekre. Ebből a megfontolásból a gradiens hatását nem vizsgáltuk a madarakon, azt csak mint random faktor vettük figyelembe a később leírt modellekben.

A tájablakok gyepeit a területek 2005-ös légifotói és a CORINE Land Cover 2000 (Büttner *et al.* 2002) felhasználásával azonosítottuk. A gyepeken a leendő számlálási pontokat légifotók segítségével, illetve előzetes terepi bejárások alapján jelöltük ki. A kijelölés kritériumaiként szerepelt, hogy a 100 m sugarú kör teljes területe gyepre essen, ezért legalább 200×200 m méretű gyepeket választottunk. Gyepnek tekintettük mind a természetközeli állományokat, mind a másodlagos, legalább öt éves parlagokat is. Fontos feltétel volt, hogy a gyepeken levő cserjék (boróka, galagonya stb.) aránya ne legyen nagyobb 30%-nál, egyrészt, hogy még a gyepes vegetáció domináljon, másrészt, hogy biztosítva legyen a számlálási pont átláthatósága. A lehetőségek szerint igyekeztünk a pontokat úgy megválasztani, hogy minél jobban szét legyenek szórva a tájban, ne kerüljenek egymás közvetlen közelébe. Minden tájablakban próbáltunk több gyepet kiválasztani (kisebbit és nagyobbat, illetve természetközeli és parlagot egyaránt), s összesen legalább öt felmérési pontot kijelölni. A feltételeknek megfelelő minőségű és számú gyepet a 16-ból mindössze 12 tájablakban (Balástya, Bócsa, Jakabszállás, Kéleshalom, Kunadacs, Nagykörös, Orgovány, Rém, Ruzsa, Soltvadkert, Tatárszentgyörgy és Tázlár) találtunk. A többi négy, erősen agrár vagy ültetvény dominanciával rendelkező tájablakot kénytelenek voltunk kizárni a vizsgálatból.

A madárfelmérést 2007 tavaszán végeztük kétszeri pontszámlálás módszerével (Báldi *et al.* 1997, Szép & Nagy 2002). A madárfajokat attól függően, hogy földön fészkelnek vagy sem, gyephez kötődő (specialista) ill. gyephez nem kötődő (generalista, vagy legalábbis nem gyep specialista) madarakra osztottuk. Az általában csapatos füstifecske és seregély észleléseket összevontuk, és egy egyed észleléseként kezeltük (Batáry *et al.* 2007a). Abundancia alatt az egyedszámot értettük fajonként és felmérési pontonként. A végső, elemzéshez használt madárabundancia becslések alapadatait a két felmérés maximuma képezte fajonként és pontonként.

Háttérváltozóként a gyep típusát (természetközeli gyep illetve parlag), a cserjeborítást (100 m sugarú körön belül), a kezelést (legeltetett vagy kaszált illetve nem kezelt) illetve a környező gyepek arányát (500 m sugarú körön belül) vettük figyelembe. A gyepek típusát és a környező tájban való részesedésüket élőhelytérképekről, illetve légifotókról határoztuk meg az ArcGIS 9.2 szoftver (ESRI 2006) segítségével. A 100 m sugarú körön belü-

li cserjeborítást légifotók alapján becsültük meg. A területen folyó kezelés (legeltetés, kaszálás) meglétét, típusát terepi tapasztalatok alapján állapítottuk meg.

A fent részletezett négy magyarázó változó (valamint a gyep típus és a cserjeborítás interakció) hatását lineáris kevert modellekben vizsgáltuk az összfajszámon és az összabundancián, valamint a gyepi és nem-gyepi madarak fajszámán és abundanciáján. A hierarchikusan egymásba ágyazott mintavételből adódóan a következő random változókat használtuk a térbeli autokorreláció kiküszöbölésére: ablaktípus (természetes, agrár vagy ültetvény) / természetesség (max., sok, kevés vagy min.) / ablak / gyep. A cserjésedés nagyon balra ferde eloszlást mutatott a madárfelvételi pontok között (azaz a legtöbb esetben kicsi volt), ezért a modellekben négyzetgyök transzformált értékeit használtuk (a százalékos adatokon megszokott arc-sinus transzformáció ezen a ferdeségen nem változtatott). A függő változókat a modell reziduálisának normalitása érdekében az elemzések előtt logaritmizáltuk (ln). A statisztikai elemzéseket az R (2.8.0 verzió; R Development Core Team 2008) szoftver nlme (3.1 verzió; Pinheiro *et al.* 2007) csomagjával végeztük.

Eredmények

Adataink 12 tájablakból, 97 számlálási pontról származnak. A számolási pontok 70%-a természetközeli elsődleges gyep, míg 30%-uk másodlagos gyep, parlag volt. A pontok 64%-án volt valamilyen mértékű cserjésedés 1-25% között. A pontok 500 m sugarú környezetében mindig volt valamennyi gyep 10-95% között, átlagosan 60%-nyi. A pontok 34%-a volt kezelve, extenzíven legeltetve vagy kaszálva.

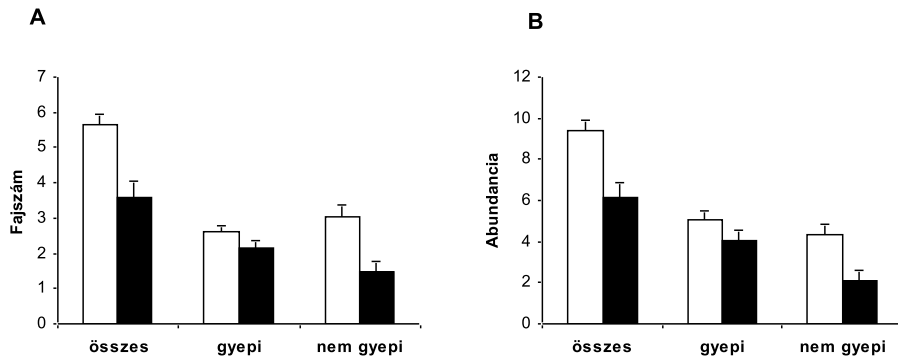
Összesen 45 madárfaj 813 egyedét regisztráltuk. A fajok közül 13 bizonyult gyepi és 32 nem-gyepi fajnak. Az egyes fajok besorolását, egyedszámát és előfordulásainak számát az online függelékben (1. függelék) tüntettük fel.

A lineáris kevert modellek eredményeit a 1. táblázatban foglaltuk össze. Az elemzések alapján elmondhatjuk, hogy az abundancia szignifikánsan, a fajszám már csak marginálisan volt szignifikánsan magasabb a természetközeli gyepeken, mint a parlagokon (1. ábra). A kezelés és a környező gyepek aránya nem volt kimutatható hatással sem a fajszámra, sem az abundanciára. Ezzel szemben a cserjeborítás pozitív hatással volt a fajszámra, de az abundanciára nem volt kimutatható hatása.

1. táblázat. A lineáris kevert modellek eredményei, melyekben a gyeptípus, a kezelés, a cserjeborítás és a gyepek környező 500 m-en belüli arányának, valamint a gyeptípus – cserjeborítás interakciónak a hatásait vizsgáltuk a madarak fajszeráján és abundanciáján (minden egyes sor külön modellt jelent). Miután a kezelés és a környező gyepek aránya egyik modellben sem volt szignifikáns, ezért azok F és p értékei nincsenek feltüntetve. A gyeptípus esetén a negatív irány azt jelenti, hogy a gyepen magasabb, míg a parlagon alacsonyabb az adott változó értéke. Az összes modell minden változója esetén a $df = 63$. A szignifikáns p értékek vastaggal vannak jelölve.

| | Gyeptípus | | | Cserjeborítás | | | Interakció | |
|-----------------------------------|-----------|--------------|-------|---------------|------------------|-------|------------|--------------|
| | F | p | irány | F | p | irány | F | p |
| Összfajszám | 3,142 | 0,081 | – | 7,903 | 0,007 | + | 0,140 | 0,709 |
| Össz-abundancia | 5,026 | 0,029 | – | 0,081 | 0,777 | | 0,003 | 0,957 |
| Gyepi madárfajok száma | 0,298 | 0,587 | | 15,498 | <0,001 | – | 6,179 | 0,016 |
| Gyepi madárfajok abundanciája | 0,091 | 0,764 | | 19,168 | <0,001 | – | 4,357 | <i>0,041</i> |
| Nem-gyepi madárfajok száma | 6,190 | 0,016 | – | 17,191 | <0,001 | + | 0,395 | 0,532 |
| Nem-gyepi madárfajok abundanciája | 5,388 | 0,024 | – | 13,981 | <0,001 | + | 1,152 | 0,287 |

A specialista és generalista, vagyis a gyepi és nem-gyepi fajok tekintetében, már árnyaltabb a kép. Azt mondhatjuk, hogy a gyepi fajok számát és abundanciáját tekintve nem volt különbség a természetes gyepek és a parlagok között (1. ábra), viszont mindkettőre negatív hatással volt a cserjésedés. Mindemelllett a gyeptípus és cserjeborítás közti szignifikáns interakció azt jelzi, hogy a gyepi fajok fajszerájára és abundanciájára a növekvő cserjeborítás a természetközeli gyepeken volt negatív hatással (2. ábra). A nem-gyepi madaraknál kimutathatóan kisebb volt mind a fajszeráj, mind az abundancia a parlagokon (1. ábra). A cserjésedés azonban mindkettőre pozitív hatással volt (2. ábra). A környező gyepek aránya és a kezelés hatása a specialista-generalista fajok megkülönböztetése után sem volt kimutatható.



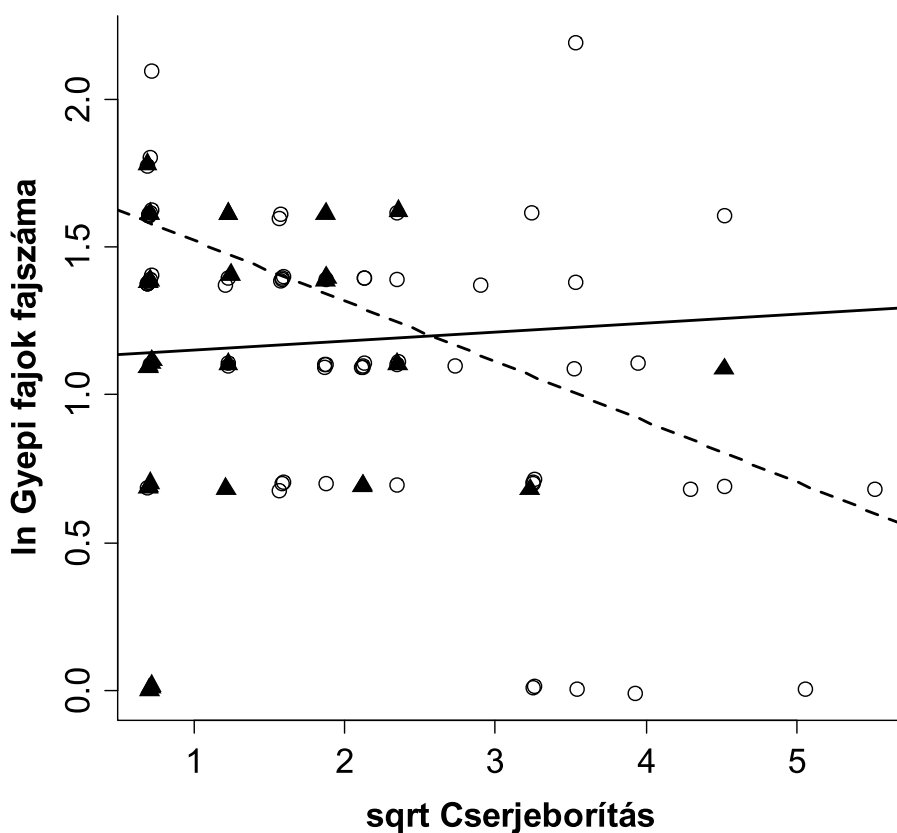
1. ábra Az összes, a gyepi és a nem-gyepi madárfajok fajszáma (A) és abundanciája (B) a természetközeli gyepeken (fehér) és a parlagokon (fekete). Az ábrákon a hibavonalak az átlagtól való eltérést jelölik.

Értékelés

Az eredményeink tükrében elmondhatjuk, hogy a természetközeli gyepek madárközösségei diverzebbek, magasabb fajszámmal és abundanciával rendelkeznek, mint a parlagoké. Itt szükséges megjegyeznünk, hogy bár a gyepi fajok esetén nem volt szignifikáns különbség a gyepek és a parlagok között, a természetközeli homokpusztagyeppek a cserjédes hatására jóval diverzebb faunával bírnak, mint a kevésbé cserjés, egyszerűbb vegetációs szerkezetű és domborzatú parlagok. Ez alapján elmondhatjuk, hogy a cserjésedés révén komplexebbé váló vegetáció több faj eltartására képes, mint a cserjétlen, bár a nem-gyepi, nyílt élőhelyet preferáló fajokra (pl. mezei pacsirta) ez kifejezetten negatív hatású. Számos Észak-Amerikai tanulmány hasonlóképpen kimutatta, hogy a szigorúan gyepspecialista fajokra a cserjésedés negatív hatású (pl. Grant *et al.* 2004, Rosenstock & Van Riper 2001).

Az, hogy a kezelésnek nem találtuk kimutatható közvetlen hatását, az arra utalhat, hogy a vizsgált gyepek a lecsökkent állatállomány miatt csak nagyon extenzíven legeltetettek vagy kaszáltak, így a nem kezeltékhez képest nagy hatást eleve nem várhattunk. A legeltetés viszont közvetve is – a cserjésedésre gyakorolt negatív hatásával – fontos tényező lehet a madarak számára (Batáry *et al.* 2007b).

Az, hogy tájléptékben (500 m sugarú körben) nem találtuk hatását a gyepborításnak, részben annak köszönhető, hogy a vizsgált területeken



2. ábra A gyepi madárfajok fajsza (ln: logaritmus transzformált) a cserjeborítás függvényében (sqrt: négyzetgyök transzformált). ○: gyepes (szaggatott vonal jelöli a regressziós egyenest); ▲: parlagok (folytonos vonal jelöli a regressziós egyenest).

mindenhelyen átlagban $59,5 \pm 22,0$ % gyep volt, tehát ez nem volt limitáló tényező. Hasonló eredményt kaptak Batáry és mtsai (2007b) kiskunsági és hevesi legelők vizsgálatokor – a környező gyepborítás nem volt hatással sem általában a madarakra, sem azok vizsgált csoportjaira (gyepi vs. nemgyepi madarak). Ebből a szempontból tekintve az általunk vizsgált kisebb fragmentumok elszigeteltsége a hasonló gyepektől nincs fontos hatással a madarak fajszára és abundanciájára.

Az eredményeink tükrében úgy tűnik, hogy a gyepi madarak nem tesznek különbséget a természetközeli és másodlagos gyepesek között. Ilyen

szempontból a parlagok is megfelelő élőhelyet jelenthetnek számukra. A parlagokon csak néhány évtized után, a szukcesszió előrehaladtával alakulhat ki számottevő cserjeszint. Addig a nem-gyepi fajok szerepe itt alárendelt marad. A cserjésedő gyepekben egyre nagyobb szerepet kapnak a generalista fajok, míg a gyepi fajok száma lecsökken (pl. Chapman *et al.* 2004). Az erőteljes cserjésedés tehát nyilvánvalóan átalakítja az eredeti közösséget (Skowno & Bond 2003).

Felmerül a kérdés a cserjésedéssel kapcsolatban: a vizsgált területeken prezervációt (beavatkozás nélküli megőrzést, a folyamatok pl. szukcesszió fenntartását) vagy konzervációt (beavatkozással történő védelmet, az adott állapot rögzítését) folytassunk-e. Alapvetően úgy gondoljuk, hogy a komplex homokpusztai madárfauna megőrzése érdekében valahol e két út szelektív alkalmazásával kellene élni. A viszonylag fiatal, homogén parlagokon a bokrok megjelenése előnyös lehet a homokpusztákra jellemző madárfauna kialakulásában. Míg a jelentős mértékben elcserjésedett, és így a vizsgálathoz akár már ki sem választott területeken a cserjék ritkítása lenne szükséges. A legeltetés, kaszálás csökkenésével vagy elmaradásával felgyorsul a gyep cserjésedése, ami a pusztai madárfauna átalakulását eredményezheti, ezért a komplex tájhasználat részeként az extenzív legeltetésnek továbbra is kívánatos lenne megmaradnia.

A meglévő természetközeli állapotú gyep megőrzése (megóvása a beszántástól vagy faültetvénné alakítástól) a homokpusztai madárfajok szempontjából is kulcsfontosságú, még akkor is, ha azok viszonylag kis méretűek és elszigeteltek. Azon eredményünk szerint, hogy a parlagokon a gyepi fajoknak csak kismértékben volt kisebb a száma és abundanciája, mint a természetközeli gyepekben, fontos szerepe van a felhagyott szántóknak, parlagoknak is, amelyek néhány éven belül megfelelő élőhelyeivé válhatnak a gyephez kötődő madárfaunának. Azt azonban szükséges hangsúlyoznunk, hogy a parlagok, amelyek a homokbuckásra jellemző domborzati viszonyokat és az ahhoz kötődő speciális vegetációt a korábbi beszántás következtében elveszítették, feltehetőleg csak egy jóval szegényebb madárközösségnek nyújtanak otthont. Ennek vizsgálatára további (többváltozós) elemzéseket tervezünk végezni.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a Kiskunsági és a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságoknak, hogy engedélyezték a területükön való kutatást. A kutatást az MTA - ÖBKI

„Természetes és mesterséges ökoszisztémák kölcsönhatásai: a biodiverzitás, az ökoszisztéma funkciók és a tájhasználat értékelése az Alföldre” című Jedlik projektje (NKFP6-00012/2005) és Batáry Péter számára az Alexander von Humboldt Foundation támogatta.

Irodalomjegyzék

- Báldi, A., Moskát, Cs. & Szép, T. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. pp. 81.
- Báldi, A., Verhulst, J. & Kleijn, D. (2004): Eltérő intenzitással kezelt agrárterületek madárközösségeinek összehasonlítása. – *Termvéd. Közlem.* **11**: 449--455.
- Batáry, P., Báldi, A. & Erdős, S. (2007a): Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. – *Biodiv. Conserv.* **16**: 871--881.
- Batáry, P., Báldi, A. & Erdős, S. (2007b): Helyi és tájszerkezeti hatások alföldi gyepek madárközösségeire. – *Termvéd. Közlem.* **13**: 241--248.
- Bíró, M. & Molnár, Zs. (1998): A Duna-Tisza köze homokbuckásainak tájtípusai, azok kiterjedése, növényzete és tájtörténete a XVIII. századtól. – *Történeti Földrajzi Füzetek* **5**: 1--34.
- Bíró, M. (2003): Pillantás a múltba: a Duna-Tisza közti buckások tájtörténete az elmúlt kétszázötven évben. – In: Molnár, Zs. (szerk.): *A Kiskunság száraz homoki növényzete*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 71–82.
- Büttner, Gy., Feranec, J. & Jaffrain, G. (2002): *CORINE land cover update 2000. Technical guidelines*. – European Environment Agency, Copenhagen, pp. 56.
- Chapman, R. N., Engle, D. M., Masters, R. E. & Leslie, D. M. (2004): Tree invasion constrains the influence of herbaceous structure in grassland bird habitats. – *Ecoscience* **11**: 55--63.
- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. – *Proc. R. Soc. B.* **268**: 25--29.
- ESRI (2006): ArcGIS 9.2. Redlands, California, USA.
- Grant, T. A., Madden, E. & Berkey, G. B. (2004): Tree and shrub invasion in northern mixed-grass prairie: implications for breeding grassland birds. – *Wildlife Soc. Bull.* **32**: 807--818.

- Gregory, R. D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A. W. G., Noble, D. G., Foppen, R. P. B. & Gibbons, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. *Philos. T. R. Soc. B.* **360**: 269--288.
- Kovács, A., Batáry, P. & Báldi, A. (2007): Különböző intenzitással kezelt szántóföldek madár és növény fajszámának és abundanciájának összehasonlítása. – *Termvéd. Közlem.* **13**: 371--378.
- Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (2004): *Özönnövények – Biológiai inváziók Magyarországon.* – Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 408.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S. & Deepayan, S. (2007): *The nlme Package: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models.* URL: <http://cran.r-project.org/src/contrib/Descriptions/nlme.html>
- Reif, J., Vorisek, P., Stastny, K., Bejcek, V. & Petr, J. (2008): Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. – *Ibis* **150**: 596--605.
- Rosenstock, S. S. & Van Riper, C. (2001): Breeding bird responses to juniper woodland expansion. – *J. Range Manage.* **54**: 226--232.
- Skowno, A. L. & Bond, W. J. (2003): Bird community composition in an actively managed savanna reserve, importance of vegetation structure and vegetation composition. – *Biodiv. Conserv.* **12**: 2279--2294.
- Szép, T. & Nagy, K. (2002): *Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2000.* – MME BirdLife Hungary, Budapest, 10 pp.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. – *Ecol. Lett.* **8**: 857--874.
- Verhulst, J., Báldi, A. & Kleijn, D. (2004): Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary – *Agric. Ecosyst. Environ.* **104**: 465--473.

Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak (<http://www.mbtktv.mtesz.hu/ofuggelek.html>).

Függelék 1: A megfigyelt madárfajok összesített egyedszáma és előfordulása a felmérési pontokon.

Effect of land-use on bird assemblages of sandy grasslands

László Somay¹, Péter Batáry^{2,3} and Emil Boros⁴

¹HAS Institute of Ecology and Botany, Department of Plant Ecology

Alkotmány utca 2-4, Vácrátót, Hungary, 2163

²Animal Ecology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences and the

Hungarian Natural History Museum

Ludovika tér 2, Budapest, Hungary, 1083

³Georg-August University, Agroecology

Waldweg 26, Göttingen, Germany, 37073

⁴Naturglob Environmental Service and Commercial Ltd.

Patak utca 6, Kecskemét, Hungary, 6000

E-mail: somayl@botanika.hu

Abstract: The traditional land-use has considerably changed in the Kiskunság region of south-central Hungary. We investigated the effect of land-use change on bird assemblages in sandy grasslands. Breeding birds were surveyed using point counts in spring 2007. Explanatory variables were grassland type, shrub canopy cover, current grassland management and proportion of grasslands in the neighbouring landscape. We surveyed birds from grasslands on 97 points at 12 study sites, 5 × 5 km each. We divided the species into grassland birds (specialists) and non-grassland birds (generalists) depending on whether they breed on the ground. For data analyses we used linear mixed models. A total of 45 species were recorded (13 grassland and 32 non-grassland species). We found that species richness and abundance were higher in semi-natural grasslands compared to fallows. The effect of management (extensive grazing or mowing) was not significant. We found a significant effect of shrub canopy: the richness and abundance of non-grassland birds were related positively, whereas those of grassland birds were related negatively to shrub cover in grasslands. The extent of surrounding grasslands did not influence either groups of birds. We conclude that the conservation of remaining grassland patches is of high importance, even if they are relatively small and isolated.

Keywords: bird community, point counting, Kiskunság, sandy grasslands, fallows, shrub canopy, grazing

Függelék „A tájhasználat hatása homoki gyepek madárközösségeire” című cikkhez
(Természetvédelmi Közlemények, 15).

1. függelék: A megfigyelt madárfajok összesített egyedszáma és előfordulása a felmérési pontokon. A vastag betűvel kiemelt 13 fajt tekintettük gyepi specialistának, a további 32 fajt pedig nem-gyepi fajnak.

| Magyar név | Latin név | Egyedszám | Előfordulás |
|------------------------|-----------------------------------|------------------|--------------------|
| mezei pacsirta | <i>Alauda arvensis</i> | 177 | 56 |
| cigány csuk | <i>Saxicola torquata</i> | 86 | 45 |
| tövisszúró gébics | <i>Lanius collurio</i> | 72 | 46 |
| parlagi pityer | <i>Anthus campestris</i> | 70 | 50 |
| mezei veréb | <i>Passer montanus</i> | 39 | 15 |
| sordély | <i>Miliaria calandra</i> | 37 | 27 |
| széncinege | <i>Parus major</i> | 31 | 20 |
| füstifecske | <i>Hirundo rustica</i> | 25 | 25 |
| seregély | <i>Sturnus vulgaris</i> | 23 | 23 |
| vadgerle | <i>Streptopelia turtur</i> | 21 | 13 |
| citromsármány | <i>Emberiza citrinella</i> | 19 | 13 |
| zöldike | <i>Carduelis chloris</i> | 19 | 15 |
| erdei pacsirta | <i>Lullula arborea</i> | 18 | 11 |
| erdei pinty | <i>Fringilla coelebs</i> | 15 | 11 |
| feketerigó | <i>Turdus merula</i> | 14 | 10 |
| sárga billegető | <i>Motacilla flava</i> | 14 | 8 |
| sárgarigó | <i>Oriolus oriolus</i> | 14 | 11 |
| gyurgyalag | <i>Merops apiaster</i> | 13 | 4 |
| fácán | <i>Phasianus colchicus</i> | 10 | 6 |
| erdei pityer | <i>Anthus trivialis</i> | 9 | 6 |
| barátka | <i>Sylvia atricapilla</i> | 8 | 8 |
| búbosbanka | <i>Upupa epops</i> | 8 | 8 |
| kenderike | <i>Carduelis cannabina</i> | 8 | 4 |
| rozdás csuk | <i>Saxicola rubetra</i> | 8 | 6 |
| barázdabillegető | <i>Motacilla alba</i> | 6 | 5 |
| fürj | <i>Coturnix coturnix</i> | 6 | 6 |
| nyaktekerecs | <i>Jynx torquilla</i> | 6 | 4 |
| őszapó | <i>Aegithalos caudatus</i> | 5 | 3 |
| hantmadár | <i>Oenanthe oenanthe</i> | 4 | 3 |
| dolmányos varjú | <i>Corvus corone cornix</i> | 3 | 3 |
| nagy fakopáncs | <i>Dendrocopos major</i> | 3 | 2 |
| tengelic | <i>Carduelis carduelis</i> | 3 | 2 |
| vörösbecy | <i>Erithacus rubecula</i> | 3 | 3 |
| egerészölyv | <i>Buteo buteo</i> | 2 | 2 |
| léprigó | <i>Turdus viscivorus</i> | 2 | 1 |
| molnárfecske | <i>Delichon urbica</i> | 2 | 2 |
| partifecske | <i>Riparia riparia</i> | 2 | 1 |
| búbos pacsirta | <i>Galerida cristata</i> | 1 | 1 |
| fülemüle | <i>Luscinia megarynchos</i> | 1 | 1 |
| kabasólyom | <i>Falco subbuteo</i> | 1 | 1 |
| kakukk | <i>Cuculus canorus</i> | 1 | 1 |
| kerti poszáta | <i>Sylvia borin</i> | 1 | 1 |
| kis őrgébics | <i>Lanius minor</i> | 1 | 1 |
| kis poszáta | <i>Sylvia curruca</i> | 1 | 1 |
| szajkó | <i>Garrulus glandarius</i> | 1 | 1 |
| Summa | | 813 | |