Nyugat-Magyarországi Egyetem
Erdőmérnöki Kar
Roth Gyula Erdészeti És Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola
Vadgazdálkodás (E5) Program

Doktori (Ph.D.) értekezés

A Közös Agrárpolitika 2003. évi reformja és az EU-csatlakozás várható hatásai a mezei madárfajokra Magyarországon

Írta:
NAGY SZABOLCS PÉTER
Wetlands International

Témavezető
Dr. Faragó Sándor
egyetemi tanár

Sopron
2007

A KÖZÖS AGRÁRPOLITIKA 2003. ÉVI REFORMJA ÉS AZ EU-CSATLAKOZÁS VÁRHATÓ HATÁSAI A MEZEI MADÁRFAJOKRA MAGYARORSZÁGON

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:
Nagy Szabolcs Péter

Készült a Nyugat-Magyarországi Egyetem Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola Vadgazdálkodás programja keretében

Témavezető: Dr. Faragó Sándor

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton …..... % -ot ért el,

Sopron/Mosonmagyaróvár ….....

a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen /nem)

Első bíráló (Dr. Báldi András) igen /nem

(aláírás)

Második bíráló (Dr. Jánoska Ferenc) igen /nem

(aláírás)

(Esetleg harmadik bíráló (Dr. …..... ….....) igen /nem

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján….....% - ot ért el

Sopron,

……..

a Bírálóbizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése….....

……..

Az EDT elnöke

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék ... 4
Rövidítések jegyzéke ... 6
Táblázatok jegyzéke ... 7
Ábrák jegyzéke ... 9
Kivonat ... 11
Abstract ... 13
1. Bevezetés ... 15
1.1 A téma jelentősége ... 15
1.2 A kutatás célja ... 16
1.3 Munkahipotézisek ... 16
2. Irodalmi áttekintés ... 19
2.1 A mezőgazdaság és a mezei madarak állományának alakulása Magyarországon ... 19
2.1.1 A mezei madarak állományának alakulása az EU-ban és a KAP ... 23
2.2 Tapasztalatok a biodiverzitás védelmét is szolgáló egyes KAP intézkedésekkel kapcsolatban ... 24
2.2.1 Agrár-környezetvédelmi intézkedések ... 25
2.2.2 A kedvezőtlen adottságú térségek támogatása ... 26
2.2.3 Kereszt-megfelelés ... 26
2.3 A bővítés és a KAP reform várható gazdasági és környezeti hatásai az EU szintjén ... 27
2.3.1 Az EU bővítés hatásai ... 27
2.3.2 A KAP reform hatásai ... 29
2.4 Az EU-csatlakozás és a KAP reform várható földhasználati hatásai Magyarországon ... 30
2.4.1 A közvetlen termelői támogatásoknak a termelési kötelezettségtől történő elválasztásának hatásai ... 30
2.4.2 A termeléshez kapcsolódó előírások érvényesítése ... 32
2.4.3 Moduláció ... 33
2.4.4 Az egyes termékek piacszabályozásának átalakítása ... 34
2.4.5 Új termék-specifikus támogatások ... 35
2.4.6 Vidékfejlesztési intézkedések ... 36
3. Anyag és módszer ... 41
3.1 Az EU csatlakozás és a KAP reform várható hatásaira potenciálisan érzékeny fajok meghatározása ... 42
3.1.1 A növekvő növényvédő szer használatra érzékeny fajok ... 43
3.1.2 A gazdaságok konszolidációjára és specializációjára érzékeny madárfajok ... 44
3.1.3 A gyepek művelésének intenzívebbé válására érzékeny fajok meghatározása ... 44
3.1.4 A termelés felhagyására érzékeny fajok ... 44
3.1.5 Az erdőtelepítésre érzékeny fajok ... 45
3.2 A várható földhasználati változások hatása a gyakori mezei madárfajok előfordulására és állomány sűrűségére ... 45
3.2.1 Az előfordulás valószínűségét befolyásoló tényezők ... 47
3.2.2 A sűrűség változása különböző mezőgazdasági kultúrákban ... 48
3.3 Az agrár-környezetvédelmi intézkedések várható eredményességének értékelése a túzok példáján ... 49
3.3.1 Reprodukciós modell ... 49
3.3.2 A reprodukciós modell paramétereinek becslése ... 53
3.3.3 A modell érzékenysége egyes paraméterek változására ... 56
3.3.4 Szcenáriók a jelenlegi és alternatív túzokvédelmi intézkedések értékelésére a magyar agrár-környezetvédelmi program keretében ... 57
3.3.5 A populáció életképességének vizsgálata ... 59
4. Eredmények ... 61

4.1 Az egyes földhasználati változásokra érzékeny madárfajok meghatározása ... 61
4.1.1 A növekvő növényvédő szer használatra érzékeny fajok ... 61
4.1.2 A gazdaságok konszolidációjára és specializációjára érzékeny madárfajok ... 61
4.1.3 A gyepek művelésének intenzívebbé válására érzékeny fajok meghatározása ... 62
4.1.4 A termelés felhagyására érzékeny fajok ... 63
4.1.5 Az erdőtelepítésre érzékeny fajok ... 63
4.1.6 A mezei madárfajok potenciális érzékenységének átfogó értékelése ... 63
4.2 A gyakori mezei madárfajok és a termesztett növények közötti kapcsolat ... 66
4.2.1 A földhasználat hatása a mezei madárfajok előfordulására ... 66
4.2.2 A földhasználat hatása a mezei madárfajok sűrűségére ... 75
4.3 Az agrár-környezetvédelmi intézkedések eredményességének vizsgálata a túzok példáján ... 79
4.3.1 A mezőgazdasági kultúra és technológia hatása a túzok fészkelési sikerére ... 79
4.3.2 Az agrár-környezetvédelmi intézkedések területi arányának hatása ... 81
4.3.3 Az egyes paraméterek befolyása a modell eredményeire ... 87
4.3.4 Az agrár-környezetvédelmi intézkedések hatása a túzok populáció életképességére ... 88
5. Az eredmények megvitatása ... 91
5.1 A földhasználati változások hatásainak előrejelzése ... 91
5.2 A termelés felhagyásának hatásai ... 92
5.3 A birtokrendezés hatásai ... 92
5.4 A vetésszerkezet változásának hatása ... 93
5.5 A kötelező földpihentetés bevezetésének hatása ... 93
5.6 Az agrár-környezetvédelmi programok eredményességét befolyásoló tényezők ... 94
6. Következtetések és javaslatok ... 97
7. Összefoglalás ... 99
8. Mellékletek ... 103
M1: Irodalomjegyzék ... 103
M2.Tézisek ... 125
M3. Táblázatok ... 127
9. Köszönetnyilvánítás ... 141

Rövidítések jegyzéke[1]

Á-NÉR	Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer
EK	Európai Közösség
EU	Európai Unió
GEAC	*Good Environmental and Agricultural Conditions* = jó mezőgazdasági és környezeti állapot
GOFR	Gabona-, olajos-, fehérje- és rostnövények
HNV	*High Natural Value area* = magas természeti értékű terület
KAP	Közös Agrárpolitika
LFA	*Less Favoured Area* = kedvezőtlen adottságú térség
MME	Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület
MMM	Mindennapi Madarak Monitoringja
NÖVMON	Országos Távérzékeléses Szántóföldi Növénymonitoring és Termésbecslés
SAPS	*Simplified Area Payment Scheme* = egyszerűsített területalapú támogatás
SPS	*Single Payment Scheme* = összevont területalapú támogatás
SMR	*Statutory Management Requirements* = a közösségi jogszabályokon alapuló kezelési kötelezettségek
ÚMVP	Új Magyarország Vidékfejlesztési Program
UTM	Universal Transverse Mercator vetületi rendszer

[1] Esetenként, általánosan használt magyar rövidités hiányában az angol rövidítéseket alkalmaztam.

Táblázatok jegyzéke

1. táblázat: Az Új Magyarország Vidékfejlesztési Programban (FVM, 2007) szereplő agrár-környezetvédelmi intézkedések 38

2. táblázat: Az MMM-ben szereplő mezei madárfajok listája és HURING kódja 46

3. táblázat: A fajok előfordulásának modellezéséhez használt részben összevont Á-NÉR kategóriák.. 47

4. táblázat: A növényzet növekedését leíró logisztikus függvények irodalmi adatok (Barcsák & Kertész, 1986; Faragó, 1986; Bocz, 1996) alapján becsült paraméterei 51

5. táblázat: Fészekaljak és öt naposnál fiatalabb fiókák a modellezésben alkalmazott túlélési rátája különböző mezőgazdasági műveletek esetén 52

6. táblázat: A reprodukciós modellben alkalmazott növénytermesztési technológiák adatai 54

7. táblázat: A magyar agrár-környezetvédelmi program túzokvédelmi előírásai a többször módosított 150 /2004. (X. 12.) FVM rendelet alapján 55

8. táblázat: A reprodukciós modell becsült paraméterei 56

9. táblázat: A mátrix modell becsült paraméterei 59

10. táblázat: A gazdaságok konszolidációjára potenciálisan érzékeny mezőgazdasághoz kötődő fajok 62

11. táblázat: Mezei madárfajok amelyek számára az intenzív gyepgazdálkodás előnyös feltételeket teremthet 63

12. táblázat: Az adatbázis adatainak értékelése alapján az egyes mezőgazdasági eredetű tényezőkre potenciálisan érzékenynek tekinthető fajok 64

13. táblázat: Az egyes mezei madárfajok előfordulásának kapcsolata az egyes Á-NÉR élőhelykategórákkal 71

14. táblázat: Az egyes szcenáriók csoportosítása az egy tojó által átlagosan felnevel fiókák száma alapján különböző fészkelőhely-választási feltételezések mellett 86

15. táblázat: A túzok reprodukciójának sikere különböző szcenáriók esetén 87

16. táblázat: A modell populáció determinisztikus növekedési rátája és kipusztulásának veszélye az agrár-környezetvédelmi program területi arányának függvényében 89

17. táblázat: A determinisztikus növekedési ráta érzékenysége az egyes paraméterek változására 89

Táblázatok a mellékletben

M3/1. táblázat: Az egyes fajok pozitív és negatív megfigyeléseinek száma a 2 432 mintavételi ponton 128

M3/2. táblázat: A pozítív és negatív megfigyelések száma a 864 homogén megfigyelési ponton fajonként és élőhelyenként..... 129

M3/3. táblázat: A mintavételi pontokon regisztrált sűrűség különbségére végzett Kruskall-Wallis teszt eredménye..... 131

M3/4. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a kisparcella és a nagy tábla közötti összehasonlítás esetén..... 133

M3/5. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a nagytáblás gabona és a kukorica közötti összehasonlítás esetén 134

M3/6. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a gabona és a napraforgó közötti összehasonlítás esetén..... 135

M3/7. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a nagytáblás gabona és a repce közötti összehasonlítás esetén 136

M3/8. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a parlag és a kisparcellák közötti összehasonlítás esetén 137

M3/9. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a parlag és a nagy táblák közötti összehasonlítás esetén 138

M3/10. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a felhagyott és a művelt területek közötti összehasonlítás esetén..... 139

Ábrák jegyzéke

1. ábra: A feldolgozott 2003. évi MMM pontok elhelyezkedése 46

2. ábra: A reprodukciós modell folyamatábrája 50

3. ábra: A túzok tojásrakásának ideje a Dévaványán 1998. és 2005. között eredményesen keltetett fészek adatai alapján 52

4. ábra: A vetésszerkezet alakulása különböző szcenáriók esetén. 58

5. ábra: A túzok életciklus diagramja 59

6. ábra: Az egyes földhasználati változásokra illetve az intenzív mezőgazdaság egyes tényezőire potenciálisan érzékeny fajok száma az érzékenység valószínűségét is figyelembe véve 64

7. ábra: A kisparcellás és nagytáblás területeken szignifikánsan eltérő sűrűségben előforduló fajok egyedszámának megoszlása a mintavételi pontokon az adott élőhelytípus összes felmért pontjának százalékában 75

8. ábra: A nagyüzemi kukorica, napraforgó és olajrepce táblákban a gabonáétól szignifikánsan eltérő sűrűségben előforduló fajok egyedszámának megoszlása a mintavételi pontokon az adott élőhelytípus összes felmért pontjának százalékában 76

9. ábra: A parlag és kisparcellás területeken szignifikánsan eltérő sűrűségben előforduló fajok egyedszámának megoszlása a mintavételi pontokon az adott élőhelytípus összes felmért pontjának százalékában 77

10. ábra: A parlag és nagytáblás területeken szignifikánsan eltérő sűrűségben előforduló fajok egyedszámának megoszlása a mintavételi pontokon az adott élőhelytípus összes felmért pontjának százalékában 78

11. ábra: Az elhagyott és művelt területeken szignifikánsan eltérő sűrűségben előforduló fajok egyedszámának megoszlása a mintavételi pontokon az adott élőhelytípus összes felmért pontjának százalékában 79

12. ábra: Az egy költő tojó által átlagosan felnevelt fiókák számának alakulása különböző mezőgazdasági kultúrákban 80

13. ábra: A fészkek megoszlása különböző növénytermesztési technológiák között az agrár-környezetvédelmi program területi kiterjedésének és a feltételezett fészkelőhely-választási preferenciák szerint 82

14. ábra: Az egy fészkelő tojó által átlagosan felnevelt fiókák számának alakulása különböző fészkelőhely-választási preferenciákat feltételező modellek esetében az egyes szcenáriókban 1000 replikáció alapján 83

15. ábra: A mezőgazdasági munkák által elpusztított fészekaljak számának alakulása a fő- és a sarjúköltésben különböző szcenáriók esetén különböző fészkelőhely preferenciák feltételezése esetén 84

16. ábra: Egyes paraméterek hatása a populáció fertilitásának alakulására különböző szcenáriók esetén 88

17. ábra: A túzokpopuláció 100 éven belüli kipusztulásának esélye a túlélés és az agrár-környezetvédelmi program területi arányának alakulásának függvényében 90

KIVONAT

A Közös Agrárpolitika 2003. évi reformja és az EU-csatlakozás várható hatásai a mezei madárfajokra Magyarországon

A kutatás azzal a céllal indult, hogy feltárja a 2003. évi KAP-reform és az EU-csatlakozás következtében Magyarországon kialakítandó új agrártámogatási rendszer hatásait a mezei madárfajokra, amelyek állományának kedvező védelmi helyzetben történő fenntartása hazánknak az EU 79/409/EK madárvédelmi irányelvéből adódó kötelezettsége. Ennek érdekében a szerző igyekezett (a) feltárni az új agrárpolitika várható gazdasági és földhasználati hatásait; (b) meghatározni a várható hatásokra potenciálisan érzékenyen reagáló fajokat; (c) a terepi adatok alapján megállapítani a gyakori madárfajok asszociációját a különböző mezőgazdasági élőhelyekkel; (d) meghatározni, hogy a várható földhasználati változások milyen mértékben érinthetik a gyakori mezei madárfajok állománysűrűségét, és (e) megvizsgálni, hogy az agrár-környezetvédelmi programok milyen mértékben lehetnek képesek az esetleges negatív hatások ellensúlyozására.

A vizsgálatok alapján megállapítható, hogy a Közös Agrárpolitika bevezetésének Magyarországon várhatóan nem lesz olyan mértékben negatív hatása a mezei madárfajok állományára, mint a korábban csatlakozó országok esetében. A sorozatos reformok következtében ugyanis csökkent a KAP temelést ösztönző jellege, és új lehetőségek nyíltak meg a természetvédelem számára (például kereszt-megfelelés, kötelező földpihentetés, agrár-környezetvédelmi intézkedések és kompenzációs kifizetések a Natura 2000 területeken).

Természetvédelmi szempontból azonban továbbra is a gyepek fenntartása jelenti majd a legnagyobb kihívást Magyarországon, mivel az állatállomány helyreállítását kvóták korlátozzák. Ezért az egységes területalapú támogatások keretében a gyepek támogatását a szántókéval azonos összegben lenne célszerű meghatározni.

A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Mindennapi Madarak Monitoringja (MMM) program adatainak feldolgozása alapján sikerült igazolni a parlagterületek és a kisparcellás művelésű területek természetvédelmi jelentőségét.

A túzok védelmét szolgáló agrár-környezetvédelmi intézkedések szimulációs modellezésének eredménye azt mutatta, hogy a program által fedett terület nagysága valószínűleg nem elégséges a populáció szintjén is érzékelhető hatás eléréséhez. Ugyanakkor a Natura 2000 kifizetésekkel kompenzált kötelező korlátozások akár olyan eredményesek is lehetnek, mint a teljes terület agrár-környezetvédelmi intézkedés alá vonása. Ezért a szerző javasolja, hogy a túzok és hasonló természetvédelmi problémákkal küzdő fajok védelmében a Natura 2000 kompenzációs kifizetések kapjanak fontosabb szerepet.

ABSTRACT

The potential impacts of the 2003 reform of the Common Agricultural Policy and the EU accession on farmland birds in Hungary

This research addressed the impacts on farmland birds of the new system of agricultultural subsidies to be developed in Hungary as a consequence of the 2003 CAP reform and of the EU accession. According to the 79/409/EEC directive on the protection of birds our country is obliged to maintain these species in favourable conservation status. To this end the author aimed (a) to examine the economic and land-use impacts of the new agricultural policy; (b) to identify the species potentially sensitive to the expected changes; (c) to determine the association of common farmland bird species with various farmland habitats; (d) to identify the possible impact of the expected land-use changes on the density of common farmland birds, and (e) to investigate to what extent can agri-environmental schemes compensate the possible negative impacts of the land-use changes.

Based on various analyses in the dissertation, it can be concluded that it is likely that the introduction of the Common Agricultural Policy in Hungary will probably not have so negative consequences on farmland birds as in the old Member States. This is due to the fact the CAP now encourages production to lesser extent due to a series of reforms. In addition, new opportunities have been created for nature conservation (such as the cross-compliance, compulsory set-aside, agri-environmental measures and compensatory payments on Natura 2000 areas).

From a nature conservation point of view, the maintenance of grasslands will remain the biggest challenge because the restoration of livestock numbers will be limited by quotas. To counter this, the grasslands should receive the same amount of area based payment under the Single Payment Scheme as arable land.

The conservation importance of fallow land and small scale farming systems was confirmed by the analysis of the data from the Common Bird Monitoring Scheme (MMM) of the Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society,.

The results of the simulation modelling of the agri-environmental measures for Great Bustard indicated that the area currently covered by these measures is probably insufficient to produce measurable improvements at population level. Whereas, the Natura 2000 conpensatory payments can be almost as effective as full coverage of the area by agri-environmental measures. Therefore, it is recommended that, in the future, Natura 2000 compensatory payments should play a more important role in the conservation of Great Bustard and other species with similar conservation problems.

1. BEVEZETÉS

Magyarország 2004. májusában csatlakozott az Európai Unióhoz. A csatlakozás két – természetvédelmi szempontból legnagyobb jelentőségű – de várhatóan ellentétes hatású – következménye a Közös Agrárpolitika (KAP) és az EU természetvédelmi joganyagának átvétele. Az utóbbiak közül a vadonélő madarak védelméről szóló 79/409/EK irányelv előírja a tagállamok számára, hogy tartsák fent az országban természetesen előforduló valamennyi madárfaj állományát olyan szinten, ami összhangban van az ökológiai, tudományos és kulturális igényekkel. Azonban – más fajokéval összehasonlítva – a mezei madárfajok védelmi helyzete a legkritikusabb Európában (Tucker & Heath, 1994; Tucker & Evans, 1997; Baillie, *et al.*, 2000; BirdLife International, 2004; Gregory, *et al.*, 2005). A kutatások eredményei szerint ez a mezőgazdaság intenzívebbé válásának a következménye (Tucker & Heath, 1994; Tucker, 1997; Tucker & Evans, 1997; Donald, *et al.*, 2001; Donald, *et al.*, 2002; Robinson & Sutherland, 2002; Donald, *et al.*, 2006). Ehhez valószínűleg nagymértékben hozzájárult a KAP is (Baldock, 1990; Pain & Pienkowski, 1997), bár a mezőgazdaságban bekövetkezett változások nem tulajdoníthatóak egyedül a Közös Agrárpolitikának (Baldock, *et al.*, 2002).

A közép- és kelet-európai országokban a mezei madárfajok természetvédelmi helyzetét általában kedvezőbbnek ítélik, mint Nyugat-Európában (Tucker & Heath, 1994; Donald, *et al.*, 2001; Szép & Nagy, 2006). Azonban Spanyolország csatlakozásának tapasztalatai alapján (Donázar, *et al.*, 1997; Suárez, *et al.*, 1997) több szervezet attól tart, hogy a KAP bevezetése a kelet-európai országokban is negatív hatással lesz a biológia sokféleségre és a madarakra (Donald, *et al.*, 2002; AGRA CEAS, 2003; Waliczky, 2003; EEA, 2004a; Konecny, 2004).

A 2004-es EU-bővítés mezei madarakra gyakorolt hatásainak megítélésénél azonban két fontos tényezőt nem szabad figyelmen kívül hagyni. Az egyik, hogy a mezei madárfajok nagymértékű csökkenése az EU tagállamokban (Tucker & Heath, 1994; Schifferli, 2000) elsősorban az 1992-es MacSharry-féle KAP-reformot megelőző időszakban, azaz jelentősen eltérő körülmények között zajlott le. Azóta három fontosabb reformcsomag – az 1992-es MacSharry-féle reform, az Agenda 2000 és a 2003. évi KAP-reform – jelentősen átalakította a KAP támogatási rendszerét: csökkent az ártámogatás mértéke, nőtt a közvetlen termelői támogatások jelentősége – azaz a termelők támogatását fokozatosan elválasztották a termelés támogatásától. Emellett a Közös Agrárpolitikában egyre nagyobb teret nyert a vidékfejlesztés és ezen belül a környezet védelme is. A legutóbbi KAP-reform eredményeként tovább bővült a tagállamok lehetősége a nemzeti agrárpolitika alakítására (Kiss, 2003b).

Hazánk csatlakozása az EU-hoz tehát egyszerre jelent új kihívásokat és új lehetőségeket is a magyar természetvédelem számára. Munkám során a kilencvenes évek eleje óta foglalkoztam a természetvédelmi szemponok integrálásával az agrápolitikába Magyarországon (Fatér & Nagy, 1993; Nagy, 1993; Márkus & Nagy, 1995; Nagy & Könczey, 1995; Nagy & Márkus, 1995; Nagy & Márkus, 1996; Bartram, *et al.*, 1997; Nagy, 1997, 1998a, b; Nagy & Vincze, 1998; Bartram, *et al.*, 1999; Podmaniczky, *et al.*, 1999; Nagy, 2003; Nagy & Fülöp, 2003) és Európában (Nagy & Crockford, 2004; Nagy, 2005, 2006a, b; Nagy & Burfield, 2006). Ez a munka tehát egyfajta számvetés is mennyiben volt eddigi munkám eredményes.

1.1 A téma jelentősége

Magyarország természeti értékei között – a Kárpát-medence természeti adottságainak megfelelően – kiemelkedő szerepet játszanak a mezei madárfajok. Számos globálisan veszélyeztetett vagy potenciálisan veszélyeztetett mezei madárfajnak – mint a túzok (*Otis tarda*), a parlagi sas (*Aquila heliaca*), a kerecsen (*Falco cherrug*), a kék vércse (*Falco vespertinus*) – európai szinten is jelentős állománya él hazánkban (Rakonczay, 1989; Tóth, *et al.*, 1999). Ezek mellett azonban az országnak

a többi faj esetében is teljesítenie kell a **madárvédelmi irányelv** követelményeit. Ráadásul az európai vezetők Göteborgi tanácskozásukon célul tűzték ki a biológiai sokféleség csökkenésének megállítását 2010-ig (European Council, 2001), amiből Magyarország is köteles kivenni a részét.

Mivel az ország területének 63%-a mezőgazdasági terület (AKI & KSH, 2006), és az ország a mezőgazdasági termelésre kedvező adottságokkal rendelkezik, ez a feladat nem oldható meg a madárvédelmi szempontoknak a nemzeti agrárpolitikába történő hatékony integrációja nélkül. Ugyanakkor ma még csak korlátozottan – bár az utóbbi években örvendetesen növekvő mértékben (Verhulst, *et al.*, 2004; Báldi, *et al.*, 2005; Báldi & Faragó, 2007; Batáry, *et al.*, 2007) – állnak rendelkezésre olyan kutatások, amelyek ezt az integrációt tudományosan vizsgálatokkal is megalapozhatnák.

1.2 A kutatás célja

A kutatás azzal a céllal indult, hogy feltárja hazánk Európai Uniós csatlakozása és a 2003. évi KAP-reform következtében kialakítandó új agrártámogatási rendszer hatásait a mezei madárfajokra Magyarországon.

Ennek érdekében értékelem a csatlakozás nyomán kialakított támogatási rendszerek várható hatásait a mezei madarakra. Ezzel kísérletet teszek az Európai Parlament és az Európai Tanács stratégiai hatásvizsgálatról szóló 2001/42/EK irányelvének alkalmazására, miszerint az egyes stratégiai tervek kidolgozása és elfogadása során biztosítani kell a környezeti hatások figyelembevételét. Ennek részéként meg kell határozni a biológiai sokféleséget és a madár- illetve az élőhelyvédelmi irányelvek szerint védett területeket érintő fontosabb várható hatásokat, ki kell dolgozni a negatív környezeti hatások megelőzésére, csökkentésére vagy kompenzációjára irányuló javaslatokat is.

1.3 Munkahipotézisek

A kutatás módszertana azon a feltételezésen alapszik, hogy a gerinces fajok állományának alakulását jelentős mértékben meghatározzák az élőhelyi adottságok, ami a politikai és gazdasági tényezők változásának és az egyes fajok élőhelyi igényeinek ismeretében előre jelezhető (Díaz, *et al.*, 1997; Díaz, *et al.*, 2001; Swetnam, *et al.*, 2005). Ennek megfelelően, először fel kell tárjam a reform nyomán a KAP **intézkedések gazdasági hatásait**, illetve az annak következtében **várható földhasználati változásokat**.

Ezután a természetvédelmi hatások értékelése érdekében meg kell határoznom azokat a mezei madárfajokat, amelyek a **várható változások által potenciálisan veszélyeztetettek**. Ehhez olyan módszert kell kidolgozzak, ami lehetővé teszi a potenciális hatásviselők meghatározását a hatások komplex jellege és a fajok nagy száma ellenére. Ennek során abból a hipotézisből indultam ki, hogy az egyes fajok potenciális érzékenységét az eddigi kutatások alapján feltárt élőhelyi és táplálkozási igényeik alapján előre lehet jelezni, és az a stratégiai jellegű hatásvizsgálatok során lehetővé teheti a lehetséges hatásviselők körének meghatározását.

Ezt követően **terepi adatok alapján megvizsgálom az egyes fajok érzékenységét a várható földhasználati változásokra**. Ennek keretében elsősorban a – gyepekkel és ültetvényekkel ellentétben – még kevésbé vizsgált szántóföldi élőhelyek esetében várható hatásokra kívánok koncentrálni. Ennek során a következő hipotézisekből indultam ki:

1. A várható élőhelyi szintű földhasználati változások (például felhagyott területek növekedése, földpihentetés, vetésszerkezet változása, birtok-koncentráció) hatásai előrejelezhetők, amennyiben sikerül meghatározni az egyes fajok előfordulását pozitívan vagy negatívan befolyásoló élőhelyeket;

2. A várható földhasználati változások a mezei madárfajok állománysűrűségében is különbséget fognak okozni még akkor is, ha az előfordulás valószínűségét nem is befolyásolják. Ez alapján meg lehet határozni a várható fölhasználati változások által leginkább érintett fajokat.

Az esetleges negatív hatások csökkentése érdekében rendelkezésre álló eszközök közül az agrár-környezetvédelmi intézkedések a legfontosabbak. A program sokrétűsége és a monitoring eredmények hiánya nem teszi lehetővé valamennyi agrár-környezetvédelmi intézkedés madárvédelmi hatásainak átfogó értékelését e dolgozat keretében. Ezért inkább egy olyan módszer kidolgozására törekedtem, ami lehetővé teszi az **agrár-környezetvédelmi programok hatékonyságának és az ezt befolyásoló tényezőknek** az előzetes értékelését a program tervezésének időszakában. Ezt a túzokvédelmi intézkedések esetében vizsgáltam, ami a természetvédelmi szempontból a magyar agrár-környezetvédelmi program egyik legfontosabb programcsoportja. A túzok védelmét szolgáló agrár-környezetvédelmi intézkedések bevezetésének magam is egyik kezdeményezője voltam a kilencvenes években (Fatér & Nagy, 1993; Márkus & Nagy, 1995; Bartram, *et al.*, 1997; Márkus & Nagy, 1997; Nagy, 1997, 1998b; Bartram, *et al.*, 1999). Ugyanakkor a fészekmentési adatok alakulásának vizsgálata alapján kétségek merültek fel a magyar intézkedések hatékonyságával kapcsolatban is (Nagy, *et al.*, in prep). Ebben a vonatkozásban a következő hipotéziseket vizsgáltam:

1. Az agrár-környezetvédelmi program eredményességét alapvetően befolyásolja a védendő faj fészkelőhely-preferenciája. Feltételeztem, hogy az agrár-környezetvédelmi programok eredményességét korlátozza, hogy az önkéntes csatlakozás és a költségvetési korlátok miatt az egyes kritikus élőhelyekre nem terjed ki a program hatálya. Így a populáció fertilitását alapvetően az agrár-környezetvédelmi programba bevont terület kiterjedése határozza meg.

2. Azonos területi kiterjedés mellett egyes előírások szigorításával – például az első lucernakaszálás idejének elhalasztásával, a gabonában engedélyezett munkálatok számának csökkentésével – a program eredményessége javítható.

3. Az új Natura 2000 kompenzációs kifizetések az agrár-környezetvédelmi programoknál hatékonyabb alternatívát kínálnak.

4. Az állomány helyreállítása, hosszú távú életképességének biztosítása érdekében az agrárkörnyezetvédelmi és Natura 2000 intézkedéseknek olyan mértékben kell növelniük a populáció fertilitását, hogy az képes legyen kompenzálni a modern tájban megnövekedett mortalitást. Vizsgáltam azt a hipotézis, hogy az agrár-környezetvédelmi programok esetleges eredménytelenségéért esetleg nem is a program előírásai felelősek aföldön fészkelő fajok esetében, hanem olyan külső tényezők, amik a populáció mortalitását növelik.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1 A mezőgazdaság és a mezei madarak állományának alakulása Magyarországon

A csatlakozáskori földhasználati és természeti alapállapot megértése érdekében célszerű áttekinteni a mezőgazdaság és ezzel kapcsolatban a mezei madarak állományának alakulását eddig meghatározó tényezőket.

Magyarország földhasználati viszonyainak történeti fejlődését a **II. világháborúig** részletesen Frisnyák (1992) tárgyalja. A nagy tájátalakulások a XIX. században megkezdett folyószabályozási, ármentesítési és lecsapolási munkálatok, valamint az erdőtelepítések nyomán következtek be. Ennek hatására 1873. és 1913. között a szántóföldek területe 3,2 millió hektárral növekedett, miközben a rét-legelő területek aránya 28%-ról 21%-ra csökkent. Az 1848-as jobbágyfelszabadítás következtében kialakult a magyar mezőgazdaság ma is tapasztalható kétarcúsága: az ország földterülete körülbelül fele-fele arányban oszlott meg a nagybirokok és a kis-, illetve törpebirtokok között. A kiegyezést követően felgyorsult a mezőgazdaság tőkés fejlődése, és megkezdődött a termelés belterjesebbé válása (a nyomásrendszert felváltó váltógazdálkodás, istállózó állattartás, gépesítés, istálló- és műtrágya alkalmazása, öntözés, nemesítés). Azonban a hozamok – a kukoricát kivéve – még mindig csak közepesek vagy gyengék voltak (Buday-Sántha, 2001). Ugyancsak ekkor került sor a tagosításra is, amely az elaprózódott földbirtokok egységes birtokká történő összevonását szolgálta.

A **két világháború között** az összes mezőgazdaságilag hasznosított földterület már nem nőtt jelentősen, de a szántóföld és a gyümölcsösök területének növekedése a gyepek rovására még folytatódott (Frisnyák, 1992). A mezőgazdaság modernizálása azonban a tőkehiány és a munkaerő-felesleg miatt csak vontatottan haladt előre, az istálló- és műtrágya felhasználás nemzetközi összehasonlításban csak szerény mértékű volt (Frisnyák, 1992). A szélsőséges piaci körülményekhez való alkalmazkodás és az önellátás szerepének növekedése következtében nőtt az abrakfogyasztó állatok jelentősége a kisgazdaságokban (Buday-Sántha, 2001).

Az **1945-ös földreform** céljára az ország földterületének 34,6%-át (5,6 millió katasztrális holdat) vettek igénybe, amiből 3,3 millió ha-t osztottak szét 642 ezer igénylő között, míg a megmaradó terület osztatlan állami, községi és szövetkezeti tulajdonba ment át (Buday-Sántha, 2001). A földreformmal ideiglenesen a kisárutermelés vált uralkodóvá, de azt hamarosan megszüntette **a mezőgazdaság nagyüzemi átszervezése**. Ez a hatvanas évek elejére befejeződött, és ezt követően az ország területének 94%-án gazdálkodtak nagyüzemek az összes mezőgazdasági termelés 2/3-át állítva elő. Ez a szervezeti rendszer ösztönözte az élőmunka-takarékos gépi növénytermesztési technológiák alkalmazását elsősorban a gabonafélék, az ipari növények és a szántóföldi zöldségfélék esetében (Buday-Sántha, 2001). Ugyanakkor a nagy élőmunka-igényű ágazatokkal főleg a kistermelők foglalkoztak. A magyar mezőgazdaság modernizációjában fontos szerepet játszottak a termelési rendszerek, amelyek egy-egy ágazatra komplex termelési technológiát dolgoztak ki, és a hozzájuk csatlakozó gazdaságoknak biztosították a technológiát, beszerezték az ahhoz szükséges technikát, tenyész- és szaporítóanyagokat, kemikáliákat, és vállalták a programban résztvevők továbbképzését, gépeik szervizelését (Buday-Sántha, 2001). A technológiai változás a tájstruktúra átalakulását vonta magával: emelkedett a műtrágya- és növényvédőszer-felhasználás, megnövekedtek a táblaméretek, egyszerűsödött a vetésszerkezet (Faragó, 1997). A táblaméretek növekedése különösen a mezsgyék, sövények, bokrosok csökkenésében nyilvánult meg. A racionális földhasználat és az üzemi, illetve térségi vízrendezések következtében nagy számban szűntek meg a kis vizes élőhelyek, a kedvezőtlen termőhelyi adottságú területek – árterek, homokhátak – erdősítése következtében pedig a gyepek (Fésüs, *et al.*, 1992; Bíró & Molnár, 1998).

Különösen nagyarányú volt a nedves rétek csökkenése, amelyek területe 70%-kal csökkent 1950 és 1990 között (Fésüs, *et al.*, 1992).

A II. világháborút követő időszak földhasználati változásainak madártani hatásaival különösen Sterbetz István foglalkozott sokat (Sterbetz, 1979a, b, 1980, 1991, 1992, 1995a, b, 2000a). A mezőgazdasági termelés intenzívebbé válásának hatását legrészletesebben a túzok esetében vizsgálták ebben az időszakban (Sterbetz, 1964b; Fodor, *et al.*, 1971; Sterbetz, 1975, 1976; Faragó, 1983, 1986, 1989b; Sterbetz, 2000b; Faragó, 2001b). A túzok mellett hazai szerzők kimutatták a mezőgazdaság intenzívebbé válásának hatását a fogoly (*Perdix perdix*), a fácán (*Phasianus colchicus*) és a fehér gólya (*Ciconia ciconia*) esetében is (Jakab, 1987, 1991; Faragó, 1993, 1997).

A Tucker & Heath (1994) és a BirdLife International & European Bird Census Council (2000) adatai alapján végzett saját számításaim szerint 1970. és 1990. között – azaz a mezőgazdaság intenzívebbé válásának időszakában – 204 fészkelő madárfaj közül 41 (20%) állománya csökkent Magyarországon. Ugyanebben az időszakban a 76 Magyarországon is fészkelő mezőgazdasági élőhelyekhez kötődő prioritás faj (Tucker & Evans, 1997) közül 22 (29%) állománya csökkent, 34 fajé volt stabil, vagy fluktuáló, és 20 fajé nőtt. Ebben az időszakban a csökkenő állományú mezei madárfajok közé tartoztak a vörös gém (*Ardea purpurea*), a vándorsólyom (*Falco peregrinus*), a kékvércse, a fürj (*Coturnix coturnix*), a fogoly, a haris (*Crex crex*), a túzok, a széki csér (*Glareola pratincola*), a bíbic (*Vanellus vanellus*), a kormos szerkő (*Chlidonias niger*), az uhu (*Bubo bubo*), a gyöngybagoly (*Tyto alba*), a kuvik (*Athene noctua*), a szalakóta (*Corracias garrulus*), a zöld küllő (*Picus viridis*), a sziki pacsirta (*Calandrella brachydactyla*), a mezei és erdei pacsirta (*Alauda arvensis*, *Lullula arborea*), a kis őrgébics (*Lanius minor*), a kerti sármány (*Emberiza hortulana*) és a sordély (*Miliaria calandra*). Azaz a csökkenő állományú mezei madarak többségében a nedves rétekhez, gyepekhez, illetve a szántókhoz kötődő fajok közül kerültek ki.

Az **1990-es évek elején** a kárpótlás és a privatizáció következtében ismét jelentősen átalakultak a mezőgazdasági területek tulajdonviszonyai. 5,6 millió ha termőterület került mintegy 2,6 millió magánszemély tulajdonába (Dorgai, 2004). Ennek következtében a földhasználat kétpólusúvá vált Magyarországon. Azonban az 50 ha-nál nagyobb gazdaságok még így is az ország területének csaknem háromnegyedét művelik. A maradék egynegyeden közel egyenlő arányban osztoznak a 10 ha alatti és a 10–50 ha közötti gazdaságok. A 2000. évi Általános Mezőgazdasági Összeírás (KSH, 2000) és a 2003. évi Gazdaságszerkezeti Összeírás (KSH, 2004) adatait összehasonlítva megállapítható, hogy 2000. óta a birtokkoncentráció jegyében csökkent az 50 ha-nál kisebb gazdaságok aránya, és nőtt az 50 ha fölötti gazdaságoké. A 300 ha feletti kategóriában viszont csökkenés volt megfigyelhető. 2005-ben ugyan az egyéni gazdaságok 73%-a egy hektárnál kisebb területen gazdálkodott, e gazdaságok területe nem volt több, mint az egyéni gazdálkodók által használt terület 5%-a. Ugyanakkor az 50 hektárnál nagyobb területet művelő egyéni gazdálkodók használták az e kategória által művelt terület 44%-át (KSH, 2006f).

A rendszerváltást követően – részben az árarányok megváltozása, részben a gazdaságok tőkehiánya miatt – a magyar mezőgazdaság **termelési színvonalában jelentős visszaesés** következett be. A hatvanas évektől a nyolcvanas évek közepéig erőteljesen növekvő műtrágya felhasználás 1992-re drasztikusan visszaesett, de 1996-tól ismét növekszik. 2004-ben az egy hektár mezőgazdasági területre jutó értékesített műtrágya mennyisége 79 kg/ha volt, ami a mezőgazdaság intenzív időszakában értékesített mennyiségnek csak 30-40%-a, de több mint kétszerese az 1992-es 31 kg/ha-os szintnek (Buday-Sántha, 2001; KSH, 2005). A KSH adatai szerint 2004-ben a szántóterület mintegy 70%-án alkalmaztak műtrágyát (KSH, 2005). Jelentősen csökkent a növényvédőszer-használat is. Az 1 ha mezőgazdasági területre jutó növényvédőszer-felhasználás a korábbi kb. 5 kg/ha helyet már csak 2,3 kg/ha volt a kilencvenes években (Buday-Sántha, 2001). A gazdálkodó szervezetek által gyomirtó szerrel kezelt területek nagysága 1994 és 2002 között 1 840 ezer ha-ról 1 450 ezer ha-ra, a rovarölő szerekkel kezelt terület 838 ezer ha-ról 596 ezer ha-ra, a gombaölő szerekkel kezelteké pedig 761 ezerről 655 ezer ha-ra csökkent (Kapronczai, 2004). 2000-

től viszont ismét tapasztalható a növényvédő szerrel kezelt alapterület fokozatos növekedése valamennyi növényvédőszer-kategóriában a gyomirtó szerek kivételével (AKI & KSH, 2006).

1990. után a vetésszerkezetben a leglényegesebb változás a **parlagterületek** hirtelen növekedése volt. Ez 1993-ban az 1990-es 66 ezer ha-ról 411 ezer ha-ra növekedett, majd 1994-től fokozatosan csökkent, és 1995-ben már csak 191 ezer ha volt (Bartram, *et al.*, 1997). A KSH illetve az FVM adatai szerint 2004-ig a parlagterület nagysága ezen a szinten stabilizálódott. Ebből a vetésforgóban nem lévő, több éve parlagon hagyott terület nagysága 168 ezer ha körül alakult, aminek közel háromnegyede az egyéni gazdaságok területéhez tartozik (KSH, 2002).

A **szántóföldi haszonnövények** között megmaradt – sőt nőtt is – a búza és kukorica túlsúlya a vetésszerkezetben. A két növény vetésterülete mintegy 1–1,2 millió ha körül ingadozott. A hetvenes és nyolcvanas évekhez képest jelentősen növekedett az árpa vetésterülete. A rozs és a zab vetésterülete a korábbihoz hasonló alacsony szinten stagnált (KSH, 2006b). A burgonya vetésterülete kis fellendülést követően 1997. óta tovább csökkent (KSH, 2006a). Az ipari növények között tovább folytatódott a napraforgó vetésterületének növekedése. Ez 2000. és 2001. kivételével minden évben meghaladta a 400 ezer hektárt (KSH, 2006c). Ezzel a harmadik legnagyobb kiterjedésű szántóföldi kultúrává lépett elő. Rövid visszaesést követően 1994-től a repce vetésterülete is jelentősen megnőtt (KSH, 2006c). Ugyanakkor a cukorrépa termelése jelentősen visszaesett (KSH, 2006c). A kérődző állatállomány csökkenésével párhuzamosan a takarmánynövények területe is jelentősen csökkent (KSH, 2006d). A vörös here, az őszi és a tavaszi takarmánykeverékek vetésterülete szinte jelentéktelenné vált. A tavaszi takarmánykeverékek vetésterülete az 1989-es 13 597 ha-ról (Faragó, 1997) 2004-re 2 334 ha-ra csökkent (KSH, 2005), az őszi takarmánykeveréké pedig 15 493 ha-ról 2 798 ha-ra. 2004-ben már csak 1990-es terület felén termeltek lucernát. Ez azonban már akkor is sokkal kevesebb volt mint az 1974-es 432 ezer hektáros maximális vetésterület (KSH, 2006d). A silókukorica vetésterülete még a lucernáénál is jobban visszaesett. 2004-ben már csak az 1990. évi vetésterület 38%-án termesztették, ami szintén messze elmaradt az 1983-as 350 ezer hektáros területtől (KSH, 2006d).

A kisgazdaságok megjelenésével az élőmunka-igényes kertészeti ágazatok fellendülésére lehetett számítani. Azonban a statisztikai adatok (KSH, 2006i) szerint ennek csak korlátozott jelei mutatkoztak. Minden termék esetében jelentős ingadozást lehetett megfigyelni. A görögdinnye kivételével valamennyi zöldségféle esetében a jelenlegi vetésterület elmarad az 1970-es évek vetésterületétől. Mindezek alapján megállapítható, hogy a termesztett szántóföldi növények sokféleségének korábban tapasztalt szűkülése (Ángyán, 1997) a rendszerváltást követő időszakban is folytatódott.

Az életszínvonal csökkenése és a külföldi piacok elvesztése miatt (Stefler, 2004; Stefler & Hajduk, 2004) felerősödött a **legelő állatállomány** csökkenése is. A szarvasmarha állomány 2003-ban csupán 739 ezer volt (az 1990. évi állomány 45%-a) (KSH, 2006g). Azonban az állomány már az ötvenes évek óta fokozatosan csökkent. A juh állomány még a szarvasmarhánál is gyorsabban csökkent a kilencvenes években. 1997-ben az juhok száma már csak az 858 ezer darab volt, ami az 1990. évi állomány 46%-ának felelt meg. A helyzetet csak súlyosbította, hogy az állománycsökkenés nagyobb ciklusokban már hosszabb ideje tartott. 1870-ben még több mint 7 millió darab, 1969-ben 3,4 millió darab, 1982-ben 3,1 millió darab volt. Szerencsére a kilencvenes évek második felében az állomány fokozatosan növekedni kezdett, amit részben az EU-csatlakozással kapcsolatos várakozások is gerjesztettek. Az állatállomány csökkenésének következtében azonban tovább romlott a legelő állatok és a gyepterületek közötti egyensúly. Míg 1950-ben az egy hektár gyepterületre jutó átlagos számosállat létszám hektáronként 1,2 volt, 2000-re ez az arány 0,8-re csökkent. Ez a gyakorlatban azt jelentette, hogy a legeltetett gyepek aránya 60%-ról 28%-ra, a kaszált gyepek aránya 40%-ról 27%-ra csökkent, miközben a hasznosítatlan gyepek aránya 45%-osra növekedett (Stefler, 2004).

1990. és 2002. között a **termő szőlőterület** 111 ezer ha-ról 83 ezer ha alá (25%-kal), a szőlő művelési ágban lévő terület pedig 138 ezer ha-ról 93 ezer ha-ra csökkent. Ezt követően a termő szőlőterület két év alatt csaknem 11 ezer hektárral növekedett (KSH, 2006h). Ezzel szemben a **gyümölcsösök** területe 1990. és 1995. között 2 ezer hektárral csökkent, de ezt követően 9 ezer hektárral növekedett. A kertek területe 1995. és 1998. között 90 ezer ha-ról 109 ezer ha-ra nőtt, majd 2005-re 96 ezer ha alá csökkent (KSH, 2006e).

1995. és 2005. között csaknem 8 ezer hektárról majdnem 129 ezer hektárra nőtt az **ökológiai gazdálkodásba** bevont területek kiterjedése (FVM, 2006a). Ebből 54 ezer ha volt a szántó, csaknem 67 ezer ha a rét, legelő, 2 587 ha az ültetvény.

A mezőgazdaság intenzitásának csökkenésével jellemezhető 1990. és 2000. közötti időszakban 10 faj állománya csökkent, 46 fajé volt stabil vagy fluktuáló és 20 faj állománya nőtt (BirdLife International, 2004). A csökkenő állományú fajok közé tartozott a kígyászölyv (*Circaetus gallicus*), a kis békászósas (*Aquila pomarina*), a kékvércse, a vörös kánya (*Milvus milvus*), a kuvik, a bíbic, a nagy póling (*Numenius arquata*), a szalakóta, a kövirigó (*Monticola saxatilis*) és a kerti sármány. Ezek többnyire az elterjedési területük peremén előforduló, illetve rövidfüvű területeket igénylő fajok. Ugyanakkor **megállt valamennyi elsősorban a szántóföldekhez kapcsolódó gyakoribb madárfaj állományának csökkenése**.

Sajnos a rendszerváltás hatásait az egyes mezei madárfajokra – a fogoly (Faragó & Buday, 1998; Faludi & Faludiné Blickle, 1999; Jánoska, 1999; Mohácsi, 1999b, a; Papp, 1999a, b; Báldi & Faragó, 2007), a haris (Boldogh & Szentgyörgyi, 2003) és a túzok (Bankovics, 1996, 1997; Faragó, 2005; Práger, 2005) kivételével – nem sikerült folyamatában nyomon követni. Ugyanakkor az EASY Projekt keretében Magyarországon is történtek összehasonlító madártani vizsgálatok az intenzíven és extenzíven hasznosított, illetve a felhagyott szőlő és gyepterületek esetében (Verhulst, *et al.*, 2004; Báldi, *et al.*, 2005; Batáry, *et al.*, 2007). Verhulst et al. (2004) pontszámláláson alapuló vizsgálatai szerint a fajszám és a sűrűség az extenzíven hasznosított szőlőkben magasabb volt, mint az intenzív, illetve az felhagyott ültetvényekben. A vizsgált gyeptípusok közül viszont a fajszám, sűrűség és diverzitás értékek a felhagyott gyepek esetében voltak a legmagasabbak, elsősorban az arboreális fajok megjelenése miatt. Ugyanakkor az erősebben és gyengébben legeltetett gyepekhez kötődő madarak összehasonlító vizsgálata azt mutatta, hogy különböző fajok számára különböző gyeptípusok és az egyes gyeptípusokon belül különböző legeltetési intenzitás szükséges (Báldi, *et al.*, 2005). Ugyanakkor Batáry, *et al* (2007) megállapította, hogy a gyepeken fészkelő fajok érzékenyebben reagálnak a legeltetés intenzitására, mint a gyepekre csak táplálkozni járó fajok. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület által koordinált Mindennapi Madarak Monitoringja (MMM) program adatai alapján a 100 leggyakoribb madárfaj közül 32 esetében sikerült statisztikailag szignifikáns állománycsökkenést kimutatni 1999. és 2005. között (Szép & Nagy, 2006). A mezei madárfajok közül ezek közé tartozott a vörös vércse (*F. tinnunculus*), a fürj, a piroslábú cankó (*Tringa totanus*), a zöld küllő, a búbos pacsirta (*Galerida cristata*), a füsti fecske (*Hirundo rustica*), a rozsdás csuk (*Saxicola rubetra*), a réti tücsökmadár (*Locustella naevia*), a mezei poszáta (*Sylvia communis*), a kis őrgébics, vetési varjú (*Corvus frugilegus*), citromsármány (*E. citrinella*). Ezenkívül csökkenő tendenciát regisztráltak a fogoly és a mezei pacsirta esetében is. Ugyanakkor növekedett, vagy növekvő tendenciát mutatott a vadgerle (*Streptopelia turtur*), a seregély (*Sturnus vulgaris*), a mezei veréb (*Passer montanus*), a kenderike (*Carduelis cannabina*), a bíbic és az énekes rigó (*Turdus philomelos*) állománya. Nem meglepő tehát, hogy a mezei madárfajok kombinált állományindexe stabilnak mutatkozott. Figyelemre méltó azonban, hogy **a csökkenő állományú fajok ismét a rétekhez, illetve szántóföldekhez kötődnek**, míg a növekvő állományú fajok a bíbic kivételével mind arboreális fajok.

2.1.1 A mezei madarak állományának alakulása az EU-ban és a KAP

A KAP hazai bevezetése hatásainak vizsgálatát megelőzően célszerű áttekinteni a mezei madárfajok állományának alakulását az EU tagállamaiban. Amint azt már a bevezetőben is említettem, Európában a mezőgazdasági élőhelyekhez kötődő fajok alkotják a leginkább veszélyeztetett csoportot (Tucker & Heath, 1994; Schifferli, 2000; BirdLife International, 2004). Az ötvenes évektől 1990-ig folyamatosan növekedett a csökkenő állományú fajok száma (Schifferli, 2000), és az 1990–2000. közötti időszakban is a mezei élőhelyekhez kötődő fajok 58%-ának csökkent az európai állománya (BirdLife International, 2004). Sajnos a KAP környezeti hatásait nehéz analitikusan elkülöníteni a mezőgazdaság általános modernizációjának következményeitől (Baldock, *et al.*, 2002), de számos esettanulmány áll rendelkezésre arra vonatkozóan, hogy a KAP miként ösztönözte a mezőgazdaság intenzívebbé válását (Pain & Pienkowski, 1997; Sanderson, 2005).

A kérdést legalaposabban az Egyesült Királyságban tanulmányozták, ahol a mezei fajok állománycsökkenése az egyik legnagyobb mértékű volt a 15 régi EU tagállam közül (Donald, *et al.*, 2006). Az állománycsökkenés főbb okait különböző brit szerzők (Donald, *et al.*, 2002; Robinson & Sutherland, 2002; Newton, 2004; Sanderson, 2005) az alábbiakban összegezték:

- A **mezőgazdasági kemikáliák** használatának nagymértékű növekedése manapság elsősorban közvetett módon – a rendelkezésre álló gyommag- és rovartáplálék mennyiségét csökkentve – okozza a reprodukció, illetve a téli túlélés csökkenését;
- A **táblaszegélyek és a nem művelt területek csökkenése** miatt csökkent a rendelkezésre álló fészkelőhely a fás, bokros, nádas területeken fészkelő madarak számára;
- A **téli tarló** csökkenése szintén táplálékhiányhoz és magasabb téli mortalitáshoz vezethet a magevő madarak esetében;
- A **belvizek levezetése** a nedves rétek szárazabbá válásához, korábbi művelhetőségéhez, esetleg szántó művelésbe vonásához vezet;
- A vegyes művelésű területek felváltása **monokultúrákkal** csökkentette a rendelkezésre álló források változatosságát;
- Az **egyes műveleteknek a gépesítés következtében bekövetkezett felgyorsulása** miatt ma már több műveletet – például vetés, betakarítás – végeznek a költési időszakban, ami megnövelte a fészekpusztulás mértékét, illetve lerövidítette a fészkelésre alkalmas időszakot;
- Az **intenzívebb gyepgazdálkodás és a nagyobb állatsűrűség** a gyep struktúrájának megváltozásához, a talaj erősebb tömörödésén keresztül a talajlakó gerinctelenekkel táplálkozó madarak táplálkozási feltételeinek romlásához, a fű homogénebbé válásához és a magérlelés elmaradásához vezetett, illetve növelte a fészkek eltaposásának esélyét.

Ugyanakkor az EU mezőgazdasági szempontból kedvezőtlenebb adottságú területein a **termelés felhagyása** is komoly természetvédelmi problémákhoz vezetett (Bolsius, 1998; MacDonald, *et al.*, 2000; Moreira, *et al.*, 2001; Pedrini & Sergio, 2001; Penteriani, *et al.*, 2002; Suárez-Seoane, *et al.*, 2002; Luoto, *et al.*, 2003; Conti & Fagarazzi, #1117; Laiolo, *et al.*, 2004; Romero-Calcerrada & Perry, 2004; van Dijk, 2005; Wretenberg, 2006).

Az említett tényezők közül sok természetesen Magyarországon is jelentkezett a hetvenes és nyolcvanas években – az intenzív mezőgazdaság térhódításának időszakában (Sterbetz, 1979b; Faragó, 1989b, 1992b; Fésüs, *et al.*, 1992; Faragó, 1993; Sterbetz, 1995b, a; Faragó, 1997; Haraszthy, 1998; Sterbetz, 2000b; Faragó, 2005; Báldi & Faragó, 2007). A gyepgazdálkodás intenzitása – egyes gazdaságoktól eltekintve – azonban általánosságban soha nem érte el a nyugat-európai gyepgazdálkodás intenzitását.

A brit kutatók nagy figyelmet fordítottak az állomány csökkenés demográfiai okainak meghatározására (Aebischer, *et al.*, 2000; Grice, *et al.*, 2004; Newton, 2004), és erre alapozva

célzott agrár-környezetvédelmi intézkedések kidolgozására (Vickery, *et al.*, 2004; RSPB, 2005; Sanderson, 2005).

2.2 Tapasztalatok a biodiverzitás védelmét is szolgáló egyes KAP intézkedésekkel kapcsolatban

Amint azt a bevezetőben is említettem, a KAP reformok során egyre nagyobb szerepet kaptak a környezet- és speciálisan a biodiverzitás védelmét is szolgáló intézkedések a Közös Agrárpolitikában. Bár a KAP alapjait lefektető Római Szerződésben a környezet védelmét még egyáltalán nem is említették a mezőgazdasági politika céljai között (Robson, 1997), a nyolcvanas évek második felétől az egyre inkább megerősödött.

Az Európai Bizottság először 1985-ben „A Közös Agrárpolitika perspektívái" című zöld könyvben jelentette ki, hogy a környezet védelme a mezőgazdaság egyik fontos funkciója (Cammarata, 1997). Ezt követően a környezet- és a biodiverzitás védelmét szolgáló első KAP szabályok a 797/85/EK rendeletben jelentek meg a KAP egyik kísérő intézkedéseként, majd fejlődtek tovább a későbbi szabályozásokban is (1760/87/EK, 2328/91/EK, 2078/92/EK). Az Agenda 2000 reform végül valamennyi tagállamban kötelezővé tette az agrár-környezetvédelmi programok bevezetését.

A MacSharry-féle 1992-es KAP-reform tovább bővítette a környezetvédelmi szempontok integrációját az agrárpolitikába: a 1765/92/EK rendelet értelmében a tagállamoknak úgy kellett kialakítaniuk a földpihentetési rendszerüket, hogy az a környezetvédelmi célok elérését is szolgálja. Hasonlóképpen, a vágóborjú prémium kifizetéseket is környezetvédelmi feltételekhez lehetett kötni (Baldock & Mitchell, 1995). Később, az Agenda 2000 tovább bővítette a tagállamok lehetőségét az ún. kereszt-megfelelési szabályok önkéntes bevezetésére. A kereszt-megfelelés alkalmazását aztán a 2003. évi KAP reform valamennyi tagállamban kötelezővé tette, és hatályát a teljes gazdaságra kiterjesztette (Farmer & Swales, 2004).

A kedvezőtlen adottságú területek támogatása – elsősorban a kijelölt térségek elnéptelenedésének megakadályozásán keresztül – ugyancsak szolgál természet- és tájvédelmi célokat is. Az Agenda 2000, illetve a 2003. évi KAP-reform pedig egyre növekvő szerepet szánt a kompenzációs kifizetéseknek a Natura 2000 és a vízvédelmi területeken alkalmazandó korlátozások által érintett gazdálkodók kompenzálásában (IEEP, 2006).

Emellett a környezetkímélő gazdálkodást még számos egyéb intézkedés – például a környezetvédelmi beruházások, a környezetkímélő módon előállított termékek promóciójának, a gazdálkodók továbbképzésének, helyi akciócsoportok létrehozásának támogatása – is segíti (Baldock & Beaufoy, 1993; Brouwer, *et al.*, 2001; Baldock, *et al.*, 2002).

Az EU biodiverzitás-védelmi akcióterve a mezőgazdaságban (CEC, 2001) az előzőek szerves folytatásaként a biodiverzitás megőrzésének főbb agrárpolitikai eszközeit az alábbiakban határozta meg:

- Az **agrár-környezetvédelmi intézkedések** a gazdálkodóknak a jó mezőgazdasági gyakorlatot meghaladó önkéntes környezetvédelmi vállalásainak ösztönzését szolgálják;
- A **kedvezőtlen adottságú térségek támogatása** a kedvezőtlen adottságú és a környezetvédelmi korlátozások alá eső területeken kompenzálja a termelőket a termelés felhagyásának megelőzése érdekében;
- Egyéb vidékfejlesztési intézkedések;
- A **kötelező földpihentetés** a szántóföldi kultúrák esetében és az extenzifikációs prémium a húsmarha ágazatban és a tagállam döntése esetén egyes tejtermelési módszerek támogatására;
- A **termékvédjegyek** alkalmazásán keresztül a különleges minőségű termékek előállításához kapcsolódó földhasználat jövedelmezőségének javítása;

- A **növényvédő szerekre vonatkozó szabályok**;
- A kísérleti agrár-környezetvédelmi programok bevezetésének, a közösségi szabványok átvételének támogatása a csatlakozó országokban a SAPARD programon keresztül.

Az alábbiakban a következő KAP intézkedek hatásaival kapcsolatos tapasztalatokat tekintem át:

- agrár-környezetvédelmi intézkedések;
- kedvezőtlen adottságú térségek támogatása;
- kereszt-megfelelés.

2.2.1 Agrár-környezetvédelmi intézkedések

Amint azt korábban már említettem, **az agár-környezetvédelmi intézkedések** a nyolcvanas években jelentek meg a Közös Agrárpolitika eszköztárában. Az agár-környezetvédelmi intézkedések bevezetése az egyes tagállamokban eltérően alakult. Az első országok közé Nagy Britannia és Hollandia tartozott, de ugyancsak élenjárt alkalmazásukban három később csatlakozó tagállam – Ausztria, Finn- és Svédország – is (CEC, 2005). 1993. és 2000. között az agár-környezetvédelmi intézkedésekre fordított EU hozzájárulás több mint hússzorosára nőtt, és meghaladta az évi 2 milliárd eurót (CEC, 2005). Az intézkedések súlya azonban az egyes tagállamokban nagyon eltérő volt. Míg Svédországban az EAGGF Garancia Alap által finanszírozott vidékfejlesztési kiadások csaknem 90%-át fordították az agrár-környezetvédelmi intézkedések támogatására, addig Görögországban ez a 10%-ot sem érte el (CEC, 2005). A tagállamok többségében ez a Garancia Alap által finanszírozott költségek 40-50%-át tette ki.

Az agrár-környezetvédelmi intézkedésekkel érintett mezőgazdasági terület nagysága a három már említett később csatlakozó tagállamban és Luxemburgban volt a legmagasabb – 2002-ben a mezőgazdasági terület 80–100%-a. Ezzel szemben a tagállamok többségében jóval 40% alatt volt. Különösen alacsony – 10% alatti – volt az agrár-környezetvédelmi intézkedések hatálya alá tartozó területek részesedése Olaszországban, Spanyolországban, Hollandiában és Görögországban (CEC, 2005). Összehasonlításképpen, Magyarországon az első vidékfejlesztési terv bevezetése után csaknem 1 482 millió ha termőterület után fizettek agrár-környezetvédelmi támogatást, ami az erdő nélküli termőterület csaknem 25%-ának felel meg (FVM, 2006b).

Az agár-környezetvédelmi programok az intézkedések széles skáláját foglalják magukba, mivel azok kialakítása a szubszidiaritás elve alapján a tagállamok feladata. Az Európai Bizottság összegzése szerint 2002-ben ezek nagy része a felhasznált inputok csökkentésére irányult (extenzifikáció, organikus és integrált gazdálkodás). A biodiverzitás védelmét szolgáló intézkedések csupán az agrár-környezetvédelmi támogatásban részesülő területek 15%-át érintették (CEC, 2005).

Bár az agrár-környezetvédelmi intézkedések kiemelt szerepet játszanak az EU biodiverzitás védelmi politikájában (CEC, 2001, 2003a, 2004) azok **hatékonyságával kapcsolatban kétségek** is megfogalmazódtak (Ganzert, 1995; Kleijn, *et al.*, 2001; Kleijn & Sutherland, 2003; Berendse, *et al.*, 2004; Kleijn, *et al.*, 2004; Kleijn & van Zuijlen, 2004; Llusia & Onate, 2005). Kleijn és Sutherland (2003) 62 olyan tanulmányt tekintett át, ami az agrár-környezetvédelmi programok hatását értékelte. Ezek 76%-a Nagy-Britanniában és Hollandiában készült. A maradékból 6 készült Németországban, 3 Írországban és 1 Portugáliában. Általános következtetésük, hogy az agrár-környezetvédelmi programokat értékelő vizsgálatok nem eléggé robusztusak ahhoz, hogy abból általános következtetést lehessen levonni azok hatékonyságára vonatkozóan. Ezért ajánlásokat fogalmaztak meg a programok monitorozására vonatkozóan. Kleijn et al. (2006) öt országban vizsgálta különböző agrár-környezetvédelmi programok hatását a növényekre, a madarakra, a méhekre, a szöcskékre és tücskökre, valamint a pókokra országonként mindössze 21 pár mintavételi ponton. Megállapításuk szerint az agrár-környezetvédelmi programoknak csak marginális pozitív hatásuk volt a biodiverzitásra. A ritka, vörös listás fajok esetében pedig még ritkábban volt

kimutatható a vizsgált programok pozitív hatása. A tanulmány következtetéseit angol szerzők (Potts, *et al.*, 2006) kritizálták arra alapozva, hogy a vizsgált programok nem is minden esetben célozták a ritka fajok védelmét, illetve az alkalmazott felmérési módszerek statisztikai ereje egyébként sem volt elegendő az esetleges különbségek kimutatásához. Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy számos agrár-környezetvédelmi programnak vannak kimutatható pozitív hatásai (Peach, *et al.*, 2001; Bradbury & Allen, 2003; CEC, 2003a; Bradbury, *et al.*, 2004; Stevens & Bradbury, 2006), bár ezek elsősorban az énekesmadarak védelmét szolgálják.

Sok országban az agrár-környezetvédelmi programok értékelésekor csupán az egyes intézkedések előzetes elvi értékelésére szorítkoznak (Onate, *et al.*, 1998). Ugyan ez is hasznos lehet a programok hatékonyságának fokozására (Green, *et al.*, 1997; Vickery, *et al.*, 2004; Llusia & Onate, 2005), azonban a brit tapasztalatok szerint eredményesebb a veszélyeztetett mezei madárfajok védelmét az úgynevezett bizonyítékokon alapuló módszerre alapozni (Sutherland, 2000; Green, 2002). Ennek jegyében Nagy-Britanniában – Európában sajnos még szinte egyedülálló módon – a veszélyeztetett fajok monitorozása, az állománycsökkenés okainak meghatározása, a kezelési kísérletek, az erre épülő és a szükségleteknek megfelelően bevezetett agrár-környezetvédelmi intézkedések, illetve azok hatásainak monitorozása ma már egy egységes rendszert alkot (Aebischer, *et al.*, 2000; Grice, *et al.*, 2004; Sanderson, 2005).

2.2.2 A kedvezőtlen adottságú térségek támogatása

A kedvezőtlen adottságú térségek (*Less Favoured Areas* – LFA) kompenzációs támogatása a hetvenes évek közepén Nagy Britannia csatlakozásával jelent meg a Közös Agrárpolitikában (75/268/EK irányelv). A kilencvenes években a tagállamok által kijelölt kedvezőtlen adottságú térségek kiterjedése elérte a 78 millió hektárt azaz az EU mezőgazdasági területének 56%-át (Bíró, *et al.*, 2004). A magas természeti értékű mezőgazdasági területek (*High Natural Value Farmland Areas* - HNV) jelentős részben átfednek az LFA-kel mind területüket, mind céljaikat – a vidék elnéptelenedésének megakadályozása, a táj fenntartása – tekintve (Baldock & Beaufoy, 1993; EEA, 2004b).

Kezdetben az LFA támogatásokat részben az állatállomány után fizették. Ez a rendszer az anyajuh és -kecske esetében még mindig fennáll. Ennek következtében helyenként – például Skóciában – az állatállomány jelentősen nőtt, ami súlyos túllegeltetéshez vezetett. Az 1,4 számosállat/ha korlát ugyanis sok helyen meghaladta a terület ökológiai eltartóképességét (Baldock & Beaufoy, 1993). Ezt valamelyest enyhítette az áttérés a területalapú támogatásra, és a kifizetésnek a helyes gazdálkodási gyakorlat folytatásához kötése az Agenda 2000 reform keretében (IEEP, 2006). A környezeti terhelés fokozása ellenére valószínűsíthető, hogy az intézkedés hozzájárult a gazdálkodás jelentős mértékű felhagyásának megakadályozásához (IEEP, 2006). Ugyanakkor a jövőben célszerűnek tartják, hogy az intézkedés kisebb területre koncentráljon, de ott jobban meghatározott környezeti célokat szolgáljon (IEEP, 2006).

2.2.3 Kereszt-megfelelés

A kereszt-megfelelés (*cross-compliance*) azt jelenti, hogy a gazdálkodókat igyekeznek bizonyos szabályok betartására késztetni az ártámogatások, kvóták és közvetlen termelői támogatások kifizetésének bizonyos környezetvédelmi feltételek teljesítéséhez kötésével (Baldock & Beaufoy, 1993). A kereszt-megfelelési intézkedések szélesebbkörű alkalmazását a közvetlen termelői támogatások kiterjedése tette lehetővé. Így az első intézkedések a földpihentetéshez, a vágóborjú prémiumhoz és a kedvezőtlen adottságú térségekben kifizetett kompenzációs támogatásokhoz kapcsolódtak (Baldock & Beaufoy, 1993; Baldock & Mitchell, 1995). Az Agenda 2000 tovább bővítette a tagállamok lehetőségét arra, hogy saját hatáskörükben további környezetvédelmi feltételekhez kapcsolják az agrártámogatások kifizetését. Ezzel a lehetőséggel azonban csak néhány tagország élt (Farmer & Swales, 2004). A 2003. évi KAP-reform viszont valamennyi tagállam

számára kötelezővé tette a kereszt-megfelelési szabályok bevezetését. Ugyan a kötelező kereszt-megfelelés bevezetése óta eltelt idő még nagyon rövid a gyakorlati tapasztalatokon alapuló értékeléshez, a tagállamok által bevezetendő intézkedések előzetes értékelése szerint ez a következő előnyökkel járhat (Farmer & Swales, 2004):

- A madárvédelmi irányelvvel kapcsolatos szabályok érvényesítése növelheti az ezzel kapcsolatos ismereteket a gazdálkodók körében, felgyorsítja a Natura 2000 területek kijelölését;
- A minimális növényi borítottság megkövetelése kedvező körülményeket biztosíthat a madarak számára;
- A vetésforgó előírása kedvező lehet a biodiverzitás számára;
- Számos országban a föld minimális kezelésével kapcsolatban előírták, hogy melyik időszakban nem kerülhet sor a növényzet levágására, ami javíthatja a földön fészkelő madarak költési sikerét;
- Néhány tagállam megkívánja a gazdálkodóktól, hogy a vízfolyások mellett nem művelt szegélyt hagyjanak, ami kedvező élőhelyek és ökológiai folyosók kialakulásához vezethet. Ezen kívül a vizek tápanyag terhelésének csökkentésén keresztül kedvezőbb feltételeket biztosít a vízi élőlények számára is;
- Egyes tagállamokban a sövények, illetve ezek mentén 2 méteres mezsgye fenntartásának követelménye, valamint a fészkelési időszak alatt a sövények nyírásának megtiltása szintén kedvező lehet a madarak számára.

2.3 A bővítés és a KAP reform várható gazdasági és környezeti hatásai az EU szintjén

Az EU csatlakozási tárgyalások befejezése és a KAP félidős felülvizsgálata nagyjából azonos időben zajlott, és gyakorlati hatásaiban szorosan összefügg. Ennek ellenére a hatások vizsgálata bizonyos mértékig elkülönült. Ezért itt az EU csatlakozás és a KAP reform hatásaival foglalkozó modellezés eredményeit én is külön tárgyalom. Ezt követően részletesebben is kitérek az EU csatlakozás és KAP –reform várható hatásaira Magyarországon a magyar modellezések eredményeinek áttekintése alapján.

2.3.1 Az EU bővítés hatásai

Az EU lehetséges keleti kiterjesztésének következményeivel számos tanulmány foglalkozott a kilencvenes évek közepe óta. A KAP finanszírozását jelentősen megnehezítette, és nagymértékű túltermeléshez vezethetett volna, ha a kelet-európai országok a KAP akkori feltételei között csatlakoznak az Unióhoz. Ezért az egész EU-ban csökkenteni kellett volna az ártámogatások mértékét és fokozni kellett volna a közvetlen termelői támogatások elválasztását a termeléstől (Robson, 1997). Ugyanakkor a kelet-európai országok agrárgazdaságának átalakításához inkább célzott vidékfejlesztési támogatásokra lenne szükség mint jövedelempótló és ártámogatásokra. Tulajdonképpen ez a stratégia jelent meg a Európai Bizottság csatlakozási tárgyalási pozíciójában is (CEC, 2002).

A csatlakozás hatásait különböző műhelyek elemezték. Az Európai Bizottság Mezőgazdasági Főigazgatóságának az ESIM modellre alapozott tanulmánya (European Commission Directorate General for Agriculture, 2002) négy forgatókönyv hatását vizsgálta:

- a csatlakozás nélküli alapállapot;
- a KAP bevezetése közvetlen termelői támogatások nélkül (CAP);
- a KAP bevezetése teljes összegű közvetlen termelői támogatásokkal (CAP DP);
- a KAP bevezetése teljes összegű közvetlen támogatásokkal és a csatlakozó országok által igényelt kvótákkal (CC POS).

A tanulmány megállapításai szerint a csatlakozó országok **gabonatermelése** 10–14 millió tonnával nagyobb lehet a csatlakozás esetén, mint a csatlakozás nélkül. Az új tagállamokban a növekedést elsősorban a kukorica és a rozs esetében várták. A tanulmány szerint a közvetlen termelői támogatások teljes mértékű bevezetése a gabona és az **olajnövények** vetésterületének 3,7–3,9 millió hektáros növekedéséhez vezetett volna, ami a jobb adottságú gyepterületek művelésbe vonását is okozhatta volna. Ezt viszont a 10%-os földpihentetési kötelezettség 1,2–1,3 millió hektárral mérsékelhette volna. A tanulmány szerint az árnövekedés termelésösztönző hatása a gabonafélék esetében nagyobb, mint a közvetlen támogatásoké. A tanulmány szerint Magyarország a gabonafélék elsődleges exportőrévé válhat a kelet-európai régióban, de a termelés növekedése piaci zavarokhoz vezethet az abrakfogyasztó állatok prognosztizálható csökkenése miatt.

A csatlakozás elmaradása esetén a **szarvasmarha állomány** további csökkenését prognosztizálták. A csatlakozás esetén az állomány nagyságát alapvetően a tejkvóták mennyisége határozza meg, mivel a húsmarha állomány részesedése alacsony. Ezért a nagyobb kvótákkal számoló CC POS szcenárió esetén a marhahústermelés jóval magasabb lett volna, mint az alacsonyabb kvótákkal számoló CAP és CAP DP szcenáriók esetén. Az alacsonyabb vágómarha kvótákkal számoló KAP és KAP DP szcenáriók esetén a húsmarha termelés csak mérsékelten nőtt volna, szemben a CC POS szcenárióval. A modellezés eredményei szerint a kelet-európai országok csak egy hosszabb alkalmazkodási időszak után kb. 2015-ben lennének képesek megközelíteni az általuk igényelt tejkvótát, bár a Cseh Köztársaság, Szlovákia, Litvánia és Magyarország esetében valószínűsítették, hogy az értékesített tej mennyisége elérhetné, sőt meg is haladhatná a kvóta mértékét.

A **sertés** esetében a csatlakozás nélkül további növekedés volt várható, míg a KAP szcenáriók esetében rövid távon csökkenést prognosztizáltak. Ennek oka, hogy a kelet-európai országokban a termelői ár magasabb volt, mint az EU-ban. Azonban a modernizációt követően a sertéstartás ismét növekedhet. Ezzel szemben a **baromfi** a termelése 200–300 ezer tonnával magasabb lehet, mint a csatlakozás elmaradása esetén. Azonban a kezdeti növekedést követően stagnálást valószínűsítenek. Magyarország esetében a tanulmány a baromfiállomány csökkenését prognosztizálja a takarmányárak és a támogatási rendszer megváltozása következtében.

Az EU döntés előkészítő tanulmányának következtetései nagyjából megegyeznek a korábbi magyar előrejelzésekkel (Mészáros, 2002), bár jelentős (30–40%-os) eltérések mutatkoznak a cukor, a repce, a marhahús és a baromfi-termékek esetében.

Az EU csatlakozás környezeti hatásait is számos elemzés taglalta (AGRA CEAS, 2003; EEA, 2004a; Konecny, 2004) jelentős részben az előbb idézet ESIM tanulmányra (European Commission Directorate General for Agriculture, 2002) támaszkodva. Valamennyi tanulmány megegyezik abban, hogy a KAP bevezetése után **a termelés intenzitásának növekedésére és specializációra lehet számítani főként a szántóföldi növénytermesztésben**. A strukturális átalakulás tovább **növelheti a kemikáliák használatát.** A **birtokrendezések** következtében ismét csökkenhet az élőhelyek változatossága (Konecny, 2004). Természetvédelmi szempontból az egyik **legsebezhetőbb mezőgazdasági élőhelynek a természetszerű gyepeket tartják**, amelyeket egyfelől a feltörés, másfelől a termelés felhagyása veszélyeztet (AGRA CEAS, 2003; EEA, 2004a). Ugyanakkor **vidékfejlesztési támogatások** lehetőséget adnak a kedvezőtlen hatások bizonyos mértékű kompenzációjára, illetve korrekciójára (EEA, 2004a; Konecny, 2004). Ugyan az EU csatlakozás környezeti és természeti hatásaival Magyarországon is számos tanulmány foglalkozott a felkészülés időszakában (Kerekes & Kiss, 1998a, b; Nagy & Vincze, 1998; Haraszthy, 1999), ezek még értelemszerűen egy korábbi Közös Agrárpolitika feltételeit vették figyelembe. A Koppenhágai Megállapodás természeti hatásainak a csatlakozás gazdasági következményeit elemző modellek figyelembe vételével történő értékelésére elsőként Nagy (2003) tett kísérletet.

2.3.2 A KAP reform hatásai

A KAP reform legfontosabb elemei:

- A **közvetlen termelői támogatások elválasztása** a termelési kötelezettségtől (*decoupling*);
- A közvetlen termelői támogatások kifizetésének a bizonyos **jogszabályok betartásához** és a **terület jó kultúrállapotban tartásához kötése** (*cross-compliance* = kereszt-megfelelés);
- **Moduláció**;
- Az egyes termékek **piacszabályozásának átalakítása**;
- Néhány **új termék-specifikus támogatások** bevezetése (például energianövények), és egyes korábbiak (például durumbúza, rizs, héjas gyümölcsűek) megtartása, illetve ezzel összefüggésben **nemzeti felsőhatárok** meghatározása e támogatásokra;
- **Új szabályok** bevezetése a **területpihentetésre** vonatkozóan;
- **Új vidékfejlesztési intézkedések**.

A KAP reform gazdasági hatásait számos ökonometriai elemzés vizsgálta részben az Európai Bizottság döntés-előkészítésének, részben az egyes tagállamok álláspontjának kialakításának elősegítése érdekében. Ezek áttekintését 2004-gyel bezárólag Halmai (2004) adja. A támogatások elválasztása a termeléstől meglehetősen összetett hatásokkal járhat. Ennek ellenére a különböző modellek hasonló irányú változásokat jeleznek előre. A 2002-ben készített modellek szerint az EU szintjén várhatóan **enyhén csökken a gabona és az olajos növények vetésterülete**. Ugyanakkor stabil lehet az energianövények vetésterülete. (Megjegyzendő azonban, hogy ezek a modellek még nem vehették figyelembe az EU bioenergia hasznosítására vonatkozó új – a 2003. évi KAP reform elfogadása után megfogalmazott – célkitűzéseinek hatását). Jelentősebb csökkenésre lehet számítani a **silónövények** esetében a húsmarha állomány csökkenése miatt. Ugyanakkor a csökkenő gabonaárak és a marhahús drágulásának következtében **enyhén növekszik a sertés és baromfitermelés** az Agenda 2000 szerinti feltételekhez képest. A tejkvóta bővülése miatt a **tejtermelés növekedésére** lehet számítani az EU-ban. Ugyanakkor a változások mértéke a Bizottság eredeti javaslatánál kisebb. Ráadásul, a hatások érvényesülését az egyes országokban jelentősen befolyásolhatja a szétválasztással kapcsolatos derogációk alkalmazása, aminek következtében egyes termékek (például marha- és juhhús, szántóföldi növények) támogatása bizonyos mértékig a termeléshez kötött maradhat.

A WTO tárgyalásokkal összefüggésben a KAP-reform egyik kifejezett célja volt, hogy erősítse a termelők támogatásának környezetvédelmi jellegét, és biztosítsa a KAP támogatások elfogadottságát az adófizetők körében. A **CAPRI modell** tanulsága szerint a KAP-reform következtében csökken a műtrágya felhasználás, az üvegházhatású gázok kibocsátása (CEC, 2003b). Ugyancsak a környezetvédelmi célokat szolgál a közvetlen termelői támogatásoknak környezetvédelmi, növény- és állategészségügyi, illetve állatjóléti szabványokhoz kötése a kereszt-megfelelés rendszerén keresztül. A művelés felhagyását, illetve a túlzott intenzifikáció kedvezőtlen hatásait igyekszik csökkenteni a közvetlen kifizetéseknek a jó mezőgazdasági és környezeti állapot – téves magyar fordítás szerint kultúrállapot – fenntartásához kötése. Emellett a tagállamok lehetőséget kapnak arra, hogy bizonyos – a környezet javítását, illetve a termékek minőségét és piacra jutását segítő – mezőgazdasági tevékenységeket külön támogatásban részesítsenek. Emellett a vidékfejlesztési intézkedések is támogatást biztosítanak az EU környezetvédelmi előírásának teljesítéséhez, a szaktanácsadáshoz, a Natura 2000 területek kezeléséhez (European Commission Directorate General for Agriculture, 2003).

Egyes természetvédelmi szervezetek azonban aggodalmukat fejezték ki amiatt, hogy az eredeti reformjavaslat következtében a HNV területeken gazdálkodók tartós versenyhátrányba kerülhetnek a jobb területek gazdálkodóival szemben, és ennek következtében tovább folytatódhat azok marginalizációja (Beaufoy, *et al.*, 2003). Ezekre a felvetésekre azonban részben választ adott az a

kompromisszumos megoldás, miszerint a tagállamok lehetőséget kaptak egyes támogatások – elsősorban az állattenyésztés terén – részleges szétválasztására (Halmai, 2004).

2.4 Az EU-csatlakozás és a KAP reform várható földhasználati hatásai Magyarországon

A csatlakozást megelőzően számos tanulmány foglalkozott az egyes ágazatok helyzetével, versenyképességével és fejlesztési lehetőségeivel (Halmai & Pálovics, 1996; Kovács, 1997; Balázs, 1998; Láng & Csete, 1999; Popp, 2000; Csete & Láng, 2005), azonban e tanulmányok feltételezéseit jelentősen megváltoztatták az EU-csatlakozás és a 2003. évi KAP-reform már korábban bemutatott feltételei. Magyarország esetében a Koppenhágai Megállapodás – azaz a csatlakozás feltételei – és a 2003. évi KAP reform hatásai nehezen választhatók el egymástól. Számos, a reform részét képező intézkedés (például az egységes gazdaságtámogatás az egyszerűsített területalapú támogatás formájában) már a reformot megelőzően alkalmazásra került az új tagállamok esetében. Ugyanakkor a KAP reform egyes elemei (például a közvetlen termelői támogatásoknak az előírások betartásához kötése) még nem érvényesülnek a közösségi támogatási szint eléréséig.

A továbbiakban részletesen áttekintem a Koppenhágai Megállapodás és a KAP-reform földhasználati hatásait **Magyarországon** az ezekkel foglalkozó versenyképességi elemzések és gazdasági modellszámítások eredményei alapján.

2.4.1 A közvetlen termelői támogatásoknak a termelési kötelezettségtől történő elválasztásának hatásai

A 2003. évi KAP reform az 1992-ben, a **MacSharry reformmal** megkezdett – és az Agenda 2000-ben megerősített – folyamatot vitte tovább (Halmai, 2004). Ennek megfelelően az 1992-es reform óta a Közös Agrárpolitikában fokozatosan szétválasztották (*decoupling*) az ár- és jövedelempolitikát. 1992-ben elsősorban a gabonafélék árgaranciáit csökkentették három év alatt 30%-kal, nagyjából a világpiaci árak szintjére. A mezőgazdasági árak csökkenését közvetlen jövedelempótló támogatással kompenzálták. A közvetlen kifizetések feltételéül szabták, hogy bizonyos üzemnagyság felett – 4,6 t/ha átlagos termelési szint mellett ez 20 hektárnak felelt meg – a termelőknek pihentetniük kellett földjük egy részét. A húsmarha és a juh ágazatokban a jövedelempótló közvetlen kifizetést továbbra is az anyaállatok, illetve a vágóállatok számához kötötték. Azonban a támogatásban részesített állatok számát kvótákkal korlátozták. Másrészt a takarmánytermő területre jutó állatsűrűséget 1996-tól 2,0 nagyállategység/hektárban maximalizálták. A cukor szektorban azonban továbbra is fennmaradt a szigorú termelési kvótákon, exporttámogatáson és egyéb piaci beavatkozásokon alapuló szabályozás. A tejtermelés esetén is maradt a kvótával szabályozott mennyiségre vonatkozó árgarancia (Halmai, 1995). A 2000-ben elfogadott **Agenda 2000** reform keretében folytatódott az intézményi árak csökkenése. Ennek megfelelően a szántóföldi növények intervenciós árát 20%-kal csökkentették, és ezt a területi alapú közvetlen támogatások növelésén keresztül részlegesen kompenzálták. A marhahús és a tej esetében is folytatódott az intervenciós árak csökkentése – 20%, illetve 15%-os mértékben. Mindkettő esetében teljes kompenzációval (Halmai, 1995). A gazdálkodóknak a közvetlen támogatásra jogosultságuk érdekében fent kellett tartaniuk az adott termék termelését, ezért a KAP támogatások továbbra is jelentősen befolyásolták a termelői döntéseket, és a KAP által támogatott termékek termelésére ösztönöztek.

A **2003. évi KAP reform** a gazdálkodóknak járó közvetlen támogatásokat az **összevont területalapú támogatási rendszerbe** (*Single Payment Scheme*, SPS) vonta össze – néhány termék-specifikus támogatás kivételével, mint például a durumbúza minőségi támogatása, a rizs, a fehérjenövények, a héjas gyümölcsűek, a rostnövények, az energianövények és a gyapot területalapú támogatása, a szárított takarmányok feldolgozói támogatása és a keményítőburgonya

támogatásának 60%-a. Ez a támogatási összeg a régi tagállamok termelőinek történelmi jogosultság alapján jár, és nem szükséges a támogatásra eredetileg jogosító termék termelését folytatniuk, csak jó kultúrállapotban kell tartaniuk a termőföldet.

Néhány termék esetében **derogáció** keretében lehetőség van az összevont területalapú támogatások egyes részeit továbbra is bizonyos termékek termeléséhez kötni. Ez lehetséges például a gabona-, olajos-, fehérje- és rostnövények (GOFR) területalapú támogatásának 25%-ig, a durumbúza tradicionális termesztő körzetekben kifizetett területalapú kiegészítő támogatásának 40%-ig, a vetőmagvak támogatásának 100%-ig, a dohányprémium 60%-ig, a komlótermelés támogatásának 25%-áig és az olajbogyó-termelés támogatásának 40-áig. Az állattenyésztésben a borjúvágási támogatás 100%-át és emellett a húshasznú tehén prémium 100%-át és a felnőtt vágási prémium 40%-át, vagy a vágási támogatás 100%-át, vagy a speciális vágómarha prémium 75%-át, illetve a juh és kecske után fizetett támogatások 50%-át lehet a termeléshez kötni. Ha a tagállam él a derogációs lehetőséggel, akkor az adott szektorra pénzügyi keretet hoznak létre, és ezzel az összevont területalapú támogatás keretét csökkentik (Popp, *et al.*, 2004).

A 2004-ben csatlakozott országok esetében a 2004. és 2007. közötti átmeneti időszakban az **egyszerűsített területalapú kifizetési rendszert** (*Single Area Payment Scheme, SAPS)* alkalmazzák. Alapvető különbség SPS-sel szemben, hogy a SAPS-ból valamennyi mezőgazdasági terület, így a szőlő és gyümölcsös, illetve a szántóföldi zöldségtermesztésre alkalmas területek is részesülhetnek támogatásban amennyiben a támogatás minimális területi feltételeinek – szántó esetében minimum 1 ha, szőlő és gyümölcsös esetében minimum 0,3 ha – megfelelnek.

A termelési kötelezettség megszűnése önmagában a **GOFR növények visszaszorulását** ösztönözné a termesztésükre kevésbé alkalmas térségekben. Ezt azonban bizonyos mértékben ellensúlyozza az intervenciós ár nyújtotta termelési biztonság (Dér, 2005). Ennek hatását viszont mérséklik a termékfelesleg kiszállítását akadályozó logisztikai problémák és a tárolókapacitások hiánya (Hingyi & Radóczné Kocsis, 2006). Mindezek figyelembevételével a **gabonatermelésből mintegy 320 ezer, más szántóföldi kultúrákból további 100 ezer hektár kiesésére számítanak** Magyarországon a gazdasági elemzők (Potori & Udovecz, 2006). Az „alternatív hasznosításra váró terület" eloszlása országosan változó, a legkisebb a Dél-Alföld és a Közép-Dunántúl térségében (kb. 15%) és legnagyobb Észak-Magyarország és az Észak-Alföld térségében (26%, illetve 20%). Az alternatív hasznosításra váró kifejezés azt jelzi, hogy e területeken valószínűleg nem hagynak fel a mezőgazdasági műveléssel, mert ez a támogatási jogosultság elvesztését jelentené. Itt vagy más növények – például fűszer, vagy energia – termesztésével, esetleg erdősítéssel fogják hasznosítani, vagy a területek egy részén esetleg csak fenntartó jellegű művelés fog folyni a támogatási jogosultság fenntartása érdekében. Ennek keretében **lehetséges a gyepterületek növekedése** a gyenge termőképességű szántók helyén (Dér, 2005).

A területalapú támogatások kifizetésének egyik feltétele, hogy a gazdálkodó a GOFR növények termelésére szolgáló területének 10%-át **pihentesse** (*set-aside*), azaz ne termeljen rajta élelmezési vagy takarmányozási célra felhasználható terméket. Tekintettel arra, hogy a 19,45 ha-nál kisebb szántóterületen gazdálkodók mentességet élveznek a földpihentetési kötelezettség alól, az AKI szakértői **310 ezer hektárra becsülik a SPS bevezetése után kötelezően pihentetett terület nagyságát**. Természetesen ez nem jelenti feltétlenül azt, hogy ezek a területek parlagon fognak állni, hiszen ezeken a tulajdonos csak élelmiszer- és takarmánynövényt nem termelhet. Ennek ellenére valószínű, hogy a vetetlen szántóterület a jóval meghaladja majd a 2004. évi 134 ezer hektárt (FVM, 2006c).

A területalapú támogatásokra való áttérés talán legérzékenyebben a húsmarha és a juh ágazatot érinti, amelyek alapvető szerepet játszanak a gyep kultúrállapotának fenntartásában. A gyepterületek hasznosítása az 1990-ben jellemző 91%-ról 2000-re kb. 51%-ra csökkent (Stefler, 2004). A marha- és borjúhús piacszabályozás a következő közvetlen kifizetéseket tartalmazza:

anyatehén prémium, hízóbika prémium, szezonalítást csökkentő prémium, vágási prémium, kiegészítő kifizetések és extenzifikációs prémium. A juhtartás esetében pedig az anyajuh prémium és az ezt a Kedvezőtlen Adottságú Területeken kiegészítő prémium állnak a termelők rendelkezésére. Ezeknek a támogatásoknak az összevont támogatásokba építése nagyobb rugalmasságot biztosít a termelők számára, mivel megszűnteti azok állattartási kötelezettségét. Így **fennáll annak a veszélye, hogy területalapú támogatás esetén a gazdálkodók felhagynak az állattartással** és csak minimális fenntartási munkákat végeznek. A derogáció alkalmazása viszont lehetővé teszi a nagyobb húsmarha- és juhtermelők jövedelmi helyzetének megerősítését, és a rendelkezésre álló kvóták kihasználását (Stefler, 2004). Ezért az agrár-közgazdászok olyan derogációs változat bevezetését szorgalmazzák, ami a húsmarha esetében a borjúvágási támogatás 100%-ának, a húshasznú tehénprémium 100%-ának és a vágási prémium 40%-ának, az anyajuh és kecske tartás esetében pedig az alap- és a járulékos támogatás 50%-ának termeléshez kötését foglalja magába (Potori & Udovecz, 2006). Ez a megoldás ugyan segíti a rendelkezésre álló kvóták kihasználását, de nem ösztönöz az extenzifikációra. Mivel a maximális állatlétszám 2,0 nagyállategység és a termelők egy jelentős része nem rendelkezik saját földterülettel, az országos szintű állathiány ellenére is **fennáll egyes gazdaságokban az intenzív termelés veszélye**. Ugyanakkor még az EU kvóták kihasználása esetén is a legelő állatok 2005-ben mintegy 630 ezer ha, 2010-ben 720 ezer ha hasznosítására lennének képesek, ami figyelembe véve a gyepek területének növekedését **csak mintegy 5%-kal növeli a hasznosított gyepterületek arányát**. Így a gyepterületek egy jelentős részén – különösen az elaprózott területeken – a jelenlegi kedvezőtlen állapotok fennmaradására, illetve további romlására lehet számítani.

További jelentős mértékű változást okoz a **tejtermelés** támogatásának beépítése az összevont támogatási rendszerbe, és az export támogatás leépítése. Ennek hatására a felvásárlási átlagárak csökkenésére lehet számítani rövidtávon, de hosszabb távon javulhat a földterülettel rendelkező üzemek helyzete (Vöneki, *et al.*, 2006). A tejtermelésnek – mint az egyik legnagyobb tömegtakarmány fogyasztó ágazatnak – meghatározó hatása van a takarmánytermelésre. Várható, hogy a versenyképességi gondok és a kvótarendszer korlátai miatt **a silókukorica és lucernatermesztés a jelenlegi szinten fog stagnálni**. Az esetleg növekvő húsmarha termelés csak takarmánytermő-terület kis mértékű növekedését indokolja, mivel a húsmarha állomány várható 50–70 ezres növekedése nagyságrendekkel kisebb, mint az tejelőtehén állomány elmúlt húsz év során elszenvedett csökkenése az 1990-es 630 ezer tehénről (Stefler, 2004) a 2005-ös 334 ezerre (AKI & KSH, 2006).

2.4.2 A termeléshez kapcsolódó előírások érvényesítése

A 2003. évi KAP reform a közvetlen támogatások kifizetésének kötelezően alkalmazandó feltételévé tette a tagállamokban meghatározott **közösségi jogszabályok** (*Statutory Mangement Requirements, SMR)* és **a jó mezőgazdasági és környezeti állapot fenntartását** (*Good Agricultural and Environmental Conditions, GEAC*) is az úgynevezett kereszt-megfelelési (*cross-compliance*) szabályok alkalmazásával (Kiss, 2003b, a; Popp, *et al.*, 2004). Ennek megfelelően, a gazdálkodó közvetlen támogatását bizonyos mértékben csökkenthetik a nemzeti hatóságok, ha az ellenőrzések során kiderül, hogy a vonatkozó előírások valamelyikét a gazdálkodó nem tartotta be.

A kereszt-megfelelés keretében alkalmazandó közösségi jogszabályok környezetvédelmi, köz- és állategészségügyi, állat-nyilvántartási és állategészségügyi szabályokat foglalnak magukba (Popp, *et al.*, 2004). A környezetvédelem területén számon kérendő jogszabályok – egyes vízvédelmi szabályok mellett – magukba foglalják az EU madárvédelmi (79/409/EGK) és élőhely-védelmi (92/43/EGK) irányelvek egyes cikkelyeit is. E szabályok esetében a gazdálkodók kötelesek betartani a felsorolt közösségi jogszabályok végrehajtását biztosító nemzeti jogszabályok előírásait.

A jó mezőgazdasági és környezeti állapot pedig a talajerózió elleni védelmet, a talaj szervesanyag-tartalmának és a talaj jó szerkezeti állapotának fenntartását, valamint a természetes élőhelyek és egy

minimális szintű kezelés fenntartását, és a földterületnek a termelésből való kikerülésének fékezését célozza. Sajnos a magyar szakirodalom ezt a „jó kultúrállapotban” tartás fogalmával fordítja (Popp, *et al.*, 2004), aminek a természetvédelmi következményeire még a későbbiekben kitérek.

A kereszt-megfelelési szabályok – elismerve azok környezetvédelmi előnyeit – speciális előírásokat fogalmaznak meg az állandó **gyepek területének a 2003. évi szinten tartása** érdekében is. Ugyanakkor a jogszabály megengedi a gyepterületek erdősítését, amennyiben az összhangban áll a környezetvédelmi célokkal.

A csatlakozó országoknak – így Magyarországnak is – a **közösségi jogszabályokat csak az összevont gazdaságtámogatási rendszerre történő áttérés időpontjától kell alkalmaznia**, aminek alkalmazása várhatóan 2009-ig kitolódik (Potori & Udovecz, 2006). Ugyanakkor már az egyszerűsített területalapú támogatási rendszerben is alkalmazni kell a kultúrállapotban tartásra vonatkozó szabályokat.

A jó mezőgazdasági és környezeti állapotra vonatkozó követelményeket az egyszerűsített területalapú támogatások és a vidékfejlesztési támogatások igényléséhez teljesítendő "Helyes Mezőgazdasági és Környezeti Állapot", illetve a "Helyes Gazdálkodási Gyakorlat" feltételrendszerének meghatározásáról szóló 4/2004. (I. 13.) FVM rendelet eredeti változata még a 1782/2003 EGK szabályozás IV. mellékletével összhangban határozta meg. Ez – a részletes talajvédelmi előírásokon túl – előírta a tájképet alkotó természetes elemek és a természetes gyepterületek megőrzését, valamint a gyepek állapotának fenntartását évenkénti tisztogató kaszálással vagy az annak termőképességével összhangban álló állatállomány tartásával. Azonban a 16/2005. (III. 8.) FVM rendelet a talajvédelmi intézkedések körét egyetlen előírásra szűkítette, a minimális művelési előírások közül pedig mindössze kettőt tartott meg: az egyik **előírta a szántóterületek művelésben tartását gyommentes állapot biztosítása mellett**, míg a másik előírta **a hasznosítás szempontjából nemkívánatos lágy- és fás szárú növények megtelepedésének és terjedésének megakadályozását**. Így a jogszabályváltozás megtartotta a gazdálkodók hagyományos szóhasználat szerinti kötelezettségét a „jó kultúrállapot” fenntartására, ugyanakkor eltörölte a természet- és tájvédelmi érdekeket szolgáló előírásokat (gyepek kezelése, természetes tájelemek védelme). A gyommentes állapot fenntartásának előírása vagy vegyszeres, vagy mechanikai gyomirtás végzésére ösztönzi a gazdálkodókat. Mindkettő következtében csökken a rendelkezésre álló gyommag mennyisége, ami pedig különösen fontos lenne a magevő madárfajok számára (Wilson, *et al.*, 1999). Ráadásul a gyommentes állapot fenntartása érdekében a fészkelési időben végzett mechanikai munkálatok a földön fészkelő fajok fészkének pusztulását is okozhatja (Winspear & Davies, 2005). A hasznosítás szempontjából nem kívánatos lágy- és fás szárú növények megtelepedésének és terjedésének megakadályozására ösztönző előírás szintén a jelenlegi táblaszerkezet konzerválásának irányába hat. Arra ösztönzi a gazdálkodókat, hogy a szegélynövényzetet, a táblában, gyepekben megtelepedő nádas, bokros, fás részeket kiirtsák. A természetes elemek megtartási kötelezettségének eltörlésével még a meglévők eltüntetését is lehetővé teszik, amint az a gyakorlatban tapasztalható is. Az utóbbi jelenséget az is ösztönzi, hogy a gazdálkodók igyekeznek biztosítani, hogy az általuk támogatásra lejelentett és a hatóságok által meghatározott földterület megegyezzen, és a nem megfelelő kultúrállapot miatt ne veszítsék el a területalapú támogatásuk egy részét. Sajnos az előírások betartásának ellenőrzéséhez kapcsolódó adminisztratív megfontolások és a minél szélesebb körű kifizetést előtérbe helyező agrárpolitika aláássák a kereszt-megfelelés eredeti céljait, azaz a közösségi jogszabályok betartásának megerősítését.

2.4.3 Moduláció

A moduláció bevezetése a támogatások igazságosabb elosztásának érdekében történt (Popp, *et al.*, 2004). Ennek keretében az 5 000 euránál nagyobb közvetlen támogatásban részesülő gazdálkodók 2007. és 2013. között folyamatosan évi 5%-kal kevesebb támogatást kapnak, mint amennyi a

támogatási jogosultságuk alapján megilletné őket. A modulációból az adott országban keletkező összeg minimum 80%-át az adott ország visszakapja vidékfejlesztési célra. Magyarországon a moduláció bevezetésére 2007-től lehet számítani, mivel a közvetlen támogatások nemzeti kiegészítő támogatásokkal megnövelt összege ekkor éri el az uniós szintet.

A modulációnak valószínűleg **csekély közvetlen földhasználati hatása lesz**. A támogatási összeg kismértékű csökkenése nem valószínű, hogy befolyásolja a nagyobb területen gazdálkodók életképességét a közvetlen támogatás – és nem az összes bevétel – ilyen mértékű csökkentése esetén.

2.4.4 Az egyes termékek piacszabályozásának átalakítása

A területalapú támogatások megváltoztatása és összevonása mellett a KAP reform az árakat és a termelési kvótákat is érintette. A **gabonapiaci intervenciós** ár – a Bizottság eredeti szándékával ellentétben – nem változott. Ez jelentősen csökkenti a területalapú támogatás kedvező hatását a termelési struktúrára (Popp, *et al.*, 2004).

A 2004. november 1.-től viszont megszűnt a **rozs** intervenciós felvásárlása. Az utóbbi napjainkban mintegy 46 764 hektárt érint Magyarországon, bár a század első felében e növény vetésterülete még meghaladta a 600 ezer hektárt (KSH, 2006b). A rozs termelése a búza termelésére alkalmatlan, leggyengébb – futóhomok és sekély termőrétegű – talajokra szorult vissza. Itt viszont fontos szerepet játszik e területek vetésforgójában, és így a nyílt tájszerkezet fenntartásában. Legfontosabb rozstermő területeink a Nyírség, a Duna-Tisza köze, Somogy, Zala és Veszprém megye (Bocz, 1996). **Az intervenciós felvásárlás megszűnése tehát tovább nehezíti e kedvezőtlen termőhelyi adottságú területeken a szántóföldi művelés folytatását**. Ennek következtében arra lehet számítani, hogy az erdőtelepítés továbbra is ezekre a területekre fog összpontosulni. Ez várhatóan a tájszerkezet további homeginzálódása irányába fog hatni.

Jelentős mértékben, 150 euró/t szintre csökkentették a **rizs** intervenciós árát is, de ezt részben kompenzálják a rizs területalapú támogatásának 177 euró/ha szintre emelésével, amiből referenciahozam-tonnánként 75 eurót a termeléshez kötötten folyósítanak (Popp, *et al.*, 2004). A koppenhágai megállapodás 3 222 hektár bázisterületen teszi lehetővé rizstermesztés támogatását. Ez ugyan meghaladja a csatlakozást megelőző 2 560 hektár rizstermő területet, de jelentősen elmarad a ’80-as és ’90-es évekre jellemző 12 000 hektáros vetésterülettől. A rizstelepek madártani jelentősége mind itthon (Sterbetz, 1960, 1964a), mind az EU más országaiban (Fasola & Ruíz, 1997) kiemelkedő, elsősorban a vízimadarak számára. **A rizstermesztés tekintetében a piacszabályozás egyrészt korlátozza a területi növekedést, de a termeléshez kötött támogatás biztosításával a termelés folytatására is ösztönöz**. Ugyanakkor a támogatás átcsoportosítása a területalapú támogatási formába, csökkenti az ösztönzést a termelés intenzívebbé tételére.

A **tejtermékek** esetében is csökkentették az intervenciós árat. A vaj esetében 3 év alatt összesen 25%-kal, a tejpor esetében összesen 15%-kal és vaj esetében 70 ezer tonnáról 30 ezer tonnára csökkentették a felvásárlásra maximálisan felajánlható összes vaj mennyiségét. A tejkvóták esetében Magyarország kvótái csak a speciális szerkezetátalakítási kvótatartalékkal emelkedhetnek. Ezzel szemben az EU 15 régebbi tagállamában a kvóták 2007-ben és 2008-ban 1–1%-kal emelkednek. Az intervenciós árak csökkenését a kvótára kifizetett tejprémiummal kompenzálják, amit a csatlakozó országokban a többi közvetlen támogatáshoz hasonlóan közvetlenül vezetnek be.

A csatlakozás hatására várhatóan emelkedni fognak **marhahús** árak is a magasabb intézményes árak következtében, de még a védőhálós áron történő értékesítés is eléri a csatlakozás előtt jellemző árszintet (Stefler, *et al.*, 2004).

2.4.5 Új termék-specifikus támogatások

A hagyományos **durumbúza** termelő térségekben a termelők 40 euró/ha minőségi támogatásra jogosultak bizonyos feltételek teljesítése esetén (Popp, *et al.*, 2004). Magyarország nemzeti garantált területe azonban csak 2500 ha. Ezért nem várható, hogy ennek az intézkedésnek lényeges földhasználati hatása lenne.

A **rizs** esetében egy új, referenciahozamonként 75 eurós termék-specifikus támogatást vezettek be. Ez hektáronként 232 euró/ha termeléshez kötött támogatást jelent 100%-os támogatási szint mellett (Popp, *et al.*, 2004), ami a 3 222 ha-os nemzeti bázisterületen kerül alkalmazásra. A bázisterület túllépése esetén az egy hektárra jutó támogatás arányosan csökken. Mindez jelentősen javíthatja a rizstermelés egyébként gyenge jövedelmezőségét, és hozzájárulhat a természetvédelmi szempontból egyébként jelentős rizstelepek fennmaradásához.

A **fehérjenövények** (szárazborsó, lóbab, édes csillagfürt) esetében 55,57 euró/ha termék-specifikus kiegészítő támogatást vezettek be. Ez hektáronként 10,635 eurós támogatásnövekedést jelent a koppenhágai megállapodásban rögzítetthez képest a magyar termelők számára (Popp, *et al.*, 2004). Magyarország 35 566 ha garantált területet kapott, ami **meghaladja a jelenlegi vetésterületet**. A fehérjenövényeket általában természetvédelmi szempontból kedvezőnek tartják (Faragó, 1989b, 1993; Suárez, *et al.*, 1997; Henderson, *et al.*, 2005), így azok vetésterületének növekedése a javuló támogatás hatására madárvédelmi szempontból is kedvező lehet.

A **héjas gyümölcsök** (mandula, mogyoró, dió, pisztácia és szentjánoskenyér) termelésének támogatására 2004-től vezettek be egy új területalapú támogatást. Ennek összege 120,75 euró/ha, amit a tagországok ugyanilyen mértékig nemzeti forrásból kiegészíthetnek (Popp, *et al.*, 2004). A támogatás a többi közvetlen termelői támogatáshoz hasonlóan 25%-ról indulva fokozatosan kerül bevezetésre az új tagállamokban. Magyarország nemzeti garantált területe 2 900 ha. Következésképpen a várható földhasználati hatás minimális.

A **bioenergia** előállítására alkalmas növények után a termelők 2004-től 45 euró/ha közvetlen támogatásra jogosultak amennyiben feldolgozói szerződéssel rendelkeznek (Popp, *et al.*, 2004). A 74/2005 (VIII. 22.) FVM rendelet értelmében energianövénynek minősül a búza, a kukorica, az őszi káposztarepce, a napraforgó az energiafű (*Agropyron elongatum*) és az erdőnek nem minősülő területen létesített rövid (5 évnél rövidebb) vágásfordulóval kezelt fa- illetve cserjeültetvény. Az első négy szántóföldi növény bázisterületét a rendelet és a 101/2005. (IX.15.) MVH közlemény együttesen 16 000 hektárban, az energiafűét 10 000 hektárban, a fűz, nyár, akác és egyéb energiaerdőét pedig 2 500 hektárban határozta meg. Ezt a 25/2006 (III.31.) FVM rendelet kiegészítette a kenderrel, a cirokfélékkel, a burgonyával, a csicsókával, a vízi (*sic*; *Phragmites*) náddal, a *Miscanthus* náddal. Az ezt módosító 53/2006 (VII.24.) FVM rendelet pedig még a cukorrépát is a támogatható termékek körébe vonta. A 2006. évi bázisterületek a búza, tritikálé, őszi káposztarepce, napraforgó, kender és cirokfélék esetében 30 000 hektárra, az energiafű, burgonya, csicsóka, *Phragmites*, *Miscanthus* és cukorrépa esetében 11 000 hektárra nőtt. Azaz az energianövények KAP által finanszírozott támogatása összességében viszonylag kis területet – a szántóterület kevesebb mint 1%-át – érinti Magyarországon. Emellett a támogatásra jogosult növények zöme a már egyébként is jelentősebb szántóföldi növények közé tartozik. (Meg kell azonban jegyezni, hogy a piaci viszonyok – például feldolgozók telepítése, értékesítési szerződések – a támogatásoknál nagyobb mértékben befolyásolhatják hol, mennyi és milyen energianövényt fognak termelni. Azonban e tanulmány csupán az EU csatlakozás és a 2003. évi KAP-reform hatásait vizsgálja).

2.4.6 Vidékfejlesztési intézkedések

A 2003. évi KAP reform folytatta a vidékfejlesztés szerepének növelését, amihez a moduláció révén valamelyest – évente 1,2 milliárd euróval – növekvő támogatást is rendeltek (Popp, *et al.*, 2004). A 1783/2003/EK rendelet új intézkedéseket vezetett be az élelmiszer-minőség javítása és a mezőgazdaságot érintő EU jogszabályoknak való megfelelés elősegítése érdekében. Ezt az irányzatot vitte tovább az Európa Tanács 1698/2005/EK rendelete az egységes Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapról (EMVA). A rendelet vidékfejlesztési intézkedéseket a következő négy tengelybe szervezte:

- A mezőgazdaság és az erdészet versenyképességének javítása;
- A környezet és a táj állapotának javítása;
- Az életminőség javítása és a gazdaság diverzifikálásának ösztönzése a vidéki térségekben;
- A helyi kapacitás fejlesztése a foglalkoztatás és a diverzifikáció érdekében.

2007. és 2013. között közel 1 357 Mrd Ft forrás áll rendelkezésre az Új Magyarország Vidékfejlesztési Program 2007-2013 (ÚMVP) megvalósítására. A terv a 1698/2005/EK rendeletben szereplő intézkedések közül 39 számára biztosít támogatást. Ezek közül a legnagyobb rész – 643 Mrd Ft-ot (47%) – az 1. tengelybe tartozó versenyképességet javító intézkedésekre jut. A környezet ápolására 427 Mrd Ft (32%), míg a vidéki életkörülmények javítására és diverzifikálására 209 Mrd Ft (15%) jut. Ez utóbbit kiegészíti a LEADER programok 74 milliárdos támogatása (FVM, 2007).

A vidékfejlesztési forrásokból legnagyobb arányban (az összes közkiadás 30%-kával) a **mezőgazdasági üzemek korszerűsítése** részesedik. Az ÚMVP mintegy 57 800 gazdaság számára fog lehetőséget biztosítani az állattenyésztést, a növénytermesztés és kertészetet szolgáló beruházásra, gépvásárlásra és ültetvények telepítésére, illetve felújítására. Ez jelentős mértékben növelheti a gépesítettséget, és hozzájárulhat a művelési technológiák átalakulásához. Bár a beruházások környezetvédelmi, energiahatékonysági, állatvédelmi és piaci szempontból előnyösek lehetnek, azok hozzájárulhatnak a **specializációhoz és a termelés intenzívebbé válásához** is.

A mezőgazdaság és erdészet fejlesztéséhez és korszerűsítéséhez kapcsolódó **infrastruktúra** támogatására az ÚMVP több mint 58 milliárd forintot irányoz elő. Az intézkedés segíteni kívánja a mezőgazdasági öntözés és melioráció fejlesztését, a mezőgazdasági és erdészeti utak építését, a mezőgazdasági üzemek víz- és energiaellátásának javítását és a birtokrendezést. Így ennek az intézkedésnek az előzővel együtt **jelentős földhasználati és élőhelyi hatásai lehetnek**.

Hasonló nagyságrendben nyújt támogatást az ÚMVP a mezőgazdasági és erdészeti termékek értéknöveléséhez (53 Mrd Ft). E beruházások elsősorban a feldolgozás korszerűsítését célozzák, de közvetve visszahatnak a termelésre is. Ennek földhasználati hatását azonban nehéz megítélni. Hasonlóképpen nehéz az ÚMVP első tengelyéből csak kisebb arányban részesülő szakképzési és tájékoztatási tevékenységek, a szaktanácsadó szolgálatok létrehozásának és a tanácsadó tevékenység igénybevételének, a termelői csoportok létrehozásának, a közösségi jogszabályok és a mezőgazdaság termékek minőségének javítását szolgáló intézkedések földhasználati hatásainak megítélése is.

A **korai nyugdíjba vonulás** és a **fiatal termelők elindításának** támogatása ugyan csak mintegy 16 Mrd Ft támogatásban részesül, ez mintegy **60 000 hektárnyi gazdaság** fiatalabb gazdálkodóknak történő átadását célozza, ami mintegy 3 500 nyugdíjba vonuló és 800 kezdő gazdálkodót fog érinteni a tervek szerint (FVM, 2007). Ez mintegy négyszeres **birtokkoncentráció** létrejöttét jelenti az érintett gazdálkodói körben.

A 2. tengely részét képező mezőgazdasági intézkedések közül a legnagyobb költségvetési és területi részesedése az **agrár-környezetvédelmi intézkedéseknek** van. Az ÚMVP csaknem 284 Mrd Ft támogatást (az ÚMVT költségvetésének 21%-a) irányoz elő erre az intézkedésre, ami a terv szerint

1,1 millió ha-t fog érinteni. Megjegyzendő, hogy ez **kevesebb, mint a 2004–2005. években** agrár-környezetvédelmi támogatásban részesített 1 481 664 ha (FVM, 2006b). Ez a keret biztosít támogatást a genetikai erőforrások megőrzésére is. A mezei madárfajok szempontjából érdemes kiemelni, hogy az utóbbi keretből jut támogatás a fogoly törzstelepek és mintaterületek támogatására is. Az agrár-környezetvédelmi intézkedések alapvetően a 2004 – 2006. évi Nemzeti Vidékfejlesztési tervben foglalt és a 150/2004. (X. 12.) FVM rendeletben szabályozott intézkedésekre épülnek. Ennek megfelelően az intézkedések továbbra is a szántóföldi növénytermesztés, gyepgazdálkodás, ültetvényes gazdálkodás és vizes élőhelyeken történő gazdálkodáshoz nyújtanak támogatást (1. táblázat). A korábbi vidékfejlesztési tervtől eltérően **nem részesülnek támogatásban az alapszintű szántóföldi, a tanyás gazdálkodási** és a **méhlegelő célú növénytermesztés célprogramok**. A korábbi szántóföldi programokhoz képest viszont új az erózió védelmi célprogram. A korábban elkülönült ritka szántóföldi növény és zöldségfajták célprogram kiegészítő programmá alakult át. Egyes – a 150/2004. (X.12.) FVM rendeletben a kiegészítő agrár-környezetgazdálkodási célprogramba sorolt – intézkedések a nem termelő beruházások közé kerültek.

A mezőgazdasági területek állapotát fenntartó intézkedések közül a második legnagyobb tételt a **Natura 2000 területeken alkalmazandó kompenzációs kifizetés** teszi ki, aminek összege 13,6 Mrd Ft, ami a tervek szerint a mintegy 1,36 millió ha Natura 2000 területből **250 ezer hektárt** fog érinteni. A kompenzációs kifizetés ellentételezést nyújt a gazdálkodóknak a Natura 2000 területeken a nemzeti jogszabályok alapján elrendelt korlátozások betartásával kapcsolatban felmerült többlet költségeiért és elmaradó jövedelméért. A minimálisan támogatható területet a terv 0,3 ha gyepterületben szabja meg. Ennek alapján arra lehet következtetni, hogy a Natura 2000 területeken elhelyezkedő szántók nem jogosultak támogatásra.

A Natura 2000 és agrár-környezetvédelmi intézkedések alá eső területeken az előbb említett támogatásokat kiegészíti egy a **nem termelő beruházásokat** ösztönző mintegy 3 Mrd Ft-os keret.

Az ÚMVP továbbviszi a **kedvezőtlen adottságú területeknek** (LFA) az első Nemzeti Vidékfejlesztési Tervben meghatározott lehatárolását és előírásait is. Magyarország az LFA területek lehatárolását 1257/1999/EK rendelet 19. és 20. cikkelye alapján végezte el. Ennek megfelelően a 18. cikk alapján az alacsony hozamú, nehezen művelhető, alacsony népsűrűségű, de főként mezőgazdasággal foglalkozó népesség által lakott területek kerültek kijelölésre. E területek 395 402 ha-t tesznek ki, ami a mezőgazdasági terület 6,3%-a. A 20. cikk alapján lehetőség van olyan különleges hátrányokkal érintett területek kijelölésére, ahol a környezet megóvása és a táj gondozása, illetve a turisztikai potenciál megőrzése érdekében szükség van a gazdálkodás folytatására. Magyarországon négy agronómiai korlátozó tényező – a talajok súlyos savanyúsága, extrém sótartalma, extrém vízgazdálkodása és extrém fizikai jellemzői – közül kettő jelenléte alapján került sor az utóbbi cikk hatálya alá eső területk kijelölésére. Az e feltételeknek megfelelő területek 488 156 ha-t, azaz a mezőgazdasági terület 7,77%-át teszik ki. A kedvezőtlen adottságú területek támogatására mindössze 6,4 Mrd Ft jut. A támogatás feltétele, hogy a gazdálkodó **legelő vagy szántóföldi takarmánytermelést végez**. A támogatásra nem jogosultak a KAP közvetlen támogatása alá tartozó növények. Így a KAT támogatás az **extenzívebb gazdálkodásra való áttérést ösztönzi** (Bíró, *et al.*, 2004). Azonban az NVT tapasztalatai szerint az intézkedést mindössze 534 gazdálkodó kapott összesen 16 517, 96 ha területen (FVM, 2006b).

1. táblázat: Az Új Magyarország Vidékfejlesztési Programban (FVM, 2007) szereplő agrár-környezetvédelmi intézkedések

Intézkedés
A.1. Integrált szántóföldi növénytermesztés
A.2. Ökológiai szemléletű szántóföldi növénytermesztés
A.3.1. Szántóföldi gazdálkodás túzokvédelmi előírásokkal
A.3.2. Szántóföldi gazdálkodás madár élőhelyfejlesztési előírásokkal
A.3.3. Szántóföldi gazdálkodás élőhelyfejlesztési előírásokkal
A.4. Hosszútávú területpihentetés szántóföldön
A.5. Talajvédelmi célú szántóföldi gazdálkodás
B.1. Extenzív és ökológiai célú gyepgazdálkodás
B.2. Szántó-gyep konverzió
B.3.1. Gyepgazdálkodás túzokvédelmi előírásokkal
B.3.2. Gyepgazdálkodás harisvédelmi előírásokkal
B.3.3. Gyepgazdálkodás élőhelyvédelmi előírásokkal
B.3.4. Természetvédelmi célú gyeptelepítés
C.1. Integrált gyümölcs és gyeptermesztés
C.2. Ökológiai szemléletű gyümölcs és szőlőtermesztés
C.3. Hagyományos ültetvény művelés
D.1.1. Természetes vizes élőhelyek gondozása
D.1.2. Szántóföld vizes élőhellyé alakítása
D.2. Extenzív halastavi gazdálkodás
D.3. Nádgazdálkodás

Az **állatjóléti** támogatásokra a Natura 2000 kompenzációs kifizetésekkel azonos – 13,6 Mrd Ft-os – keret áll rendelkezésre. Ez a kötelező állatjóléti előírásokon túlmenő kötelezettségvállalások teljesítését támogatja. Ennek a mezei madárfajok szempontjából csak közvetett jelentősége van.

Az erdészeti intézkedések alapvetően két csoportba sorolhatók. Az egyik csoport továbbviszi, illetve kiterjeszti az **erdőtelepítés támogatását** (mezőgazdasági területek első erdősítése, agrár-erdészeti rendszerek létrehozása mezőgazdasági területeken, nem mezőgazdasági területek első erdősítése), míg a másik csoport a **meglévő erdők gondozását** támogatja (Natura 2000 kifizetések erdő területeken, erdő-környezetvédelmi kifizetések, az erdészeti potenciál helyreállítása és megőrzése, nem termelő beruházások erdőterületeken). A fentiek közül a mezőgazdasági madárfajok szempontjából elsősorban az erdőtelepítési intézkedések a jelentősek ezért a továbbiakban csak azokra térek ki.

A **mezőgazdasági területek első erdősítése** 69,9 Mrd Ft-tal részesül az ÚMVP költségvetéséből. Ennek alapján 70%-os – kedvezőtlen adottságú és a Natura 2000 területeken 80%-os – támogatás adható az erdőtelepítés első kiviteléhez. Emellett – az állami tulajdonú föld kivételével – a földhasználó jövedelempótló támogatásra is jogosult. Energiacélú rövid vágásfordulójú erdő telepítésekor a támogatás mértéke 40–60%-os. A terv szerint ez mintegy **70 ezer ha erdősítését** és **további 49 ezer ha energia-ültetvény** létrehozását teszi lehetővé.

Az előző intézkedést kiegészíti a **nem mezőgazdasági területek első erdősítésének** támogatása. Ez mintegy **2 000 ha** olyan terület erdősítéséhez nyújt összességében 0,5 Mrd Ft támogatást, ami nem részesül közvetlen területalapú támogatásban. Ugyanakkor a 2007–2013. időszakban erdősítendő nem mezőgazdasági területek nagyságát a terv 7 500 hektárban határozza meg. A terv szerint támogatás nyújtható a telepítés első kiviteléhez és a korábbi parlag területek esetében annak ápolásához is. Az egyszerűsített területalapú kifizetésre nem jogosult területek kiterjedése 2003-ban 1 510 615 ha volt, amiből 768 737 ha volt a szántó, 590 938 ha volt a gyep, 52 458 ha az ültetvény és 98 482 ha a kert (Popp, 2005). Ebből a szántó nagy része (438 569 ha), a kert és ültetvény teljes

területe a kis (< 0,3 ha) mérete miatt nem jogosult, így valószínűleg **a nem mezőgazdasági területek erdősítése elsősorban a gyepeket és kis mértékben a szántókat érintheti**.

A 1698/2005/EK rendelet vezette be az **agrár-erdészeti rendszerek első létrehozásának** támogatását. Erre a célra az ÚMVP 0,2 Mrd Ft-ot irányoz elő, amitől mintegy 3 000 ha új agrár-erdészeti rendszer kialakítását remélik. Ennek során tághálózatú vagy fasor jellegű fásítások mellett állattartás, szántóföldi növénytermesztés, cserjeültetés vagy gyógynövény-termesztés biztosítja a terület többcélú hasznosítását. Ez az intézkedés lehetőséget kínál a veszélyeztetett fás legelők (Haraszthy, *et al.*, 1997) és ártéri gyümölcsösök helyreállítására.

A vidékfejlesztési terv 3. tengelyét **a vidéki élet minőségét és a vidéki gazdaság diverzifikálását** segítő intézkedések képezik. A vidéki gazdaság diverzifikálását elősegítő intézkedések közé tartoznak a nem mezőgazdasági tevékenységek, a mikro-vállalkozások létrehozásának támogatása és a turisztikai tevékenység ösztönzése. E tevékenységek földhasználati hatásait – tekintettel a lehetőségek széles körére – nehéz előre jelezni. A mezőgazdasági termelésből származó növényi- vagy állati eredetű alapanyagok, melléktermékek, a vadon termő növények feldolgozásának támogatása egyrészt ösztönözheti a gazdálkodás folytatását, és gazdasági értéket adhat egyes természetes élőhelyeknek (például sásosok). Ugyanakkor tovább fokozhatja helyenként a gyűjtögetés okozta zavarást. Ugyancsak a zavarás növekedésére lehet számítani a turizmus fejlesztését célzó intézkedések következtében. Ezek a hatások azonban megfelelő tervezéssel csökkenthetőek, és az intézkedések hatására összességében növekedhet a többfunkciós mezőgazdasági modell elfogadottsága.

A 3. tengely második csoportjába olyan intézkedések tartoznak, amelyek javítják a vidéki életminőséget (alapszolgáltatások támogatása, falumegújítás, -fejlesztés, a vidéki örökség megőrzése és fejlesztése, képzés, helyi stratégiák kidolgozásának támogatása). Ezek közül a mezei madárfajok szempontjából különösen a **Natura 2000 területek fenntartási és fejlesztési terveinek** készítése érdekes természetvédelmi szempontból. Erre a célra az ÚMVP 0,5 Mrd Ft-ot irányoz elő, amitől mintegy 500 terv készítését várják. Figyelembe véve, hogy Magyarországon 467 különleges természet-megőrzési területet és 55 különleges madárvédelmi területet határoztak meg, ez az intézkedés lehetőséget ad arra, hogy szinte mindegyik Natura 2000 területnek legyen fenntartási és fejlesztési terve a programozási időszak végére. Ez lehetővé teszi a vállalható agrár-környezetvédelmi előírások pontosítását, útmutatást ad a gazdálkodóknak és segítheti az ÚMVP intézkedéseinek integrált felhasználását.

Az ÚMVP 4. tengelyét alkotó **LEADER program** helyi akciócsoportok létrehozását támogatja az integrált vidékfejlesztést szolgáló alulról jövő kezdeményezések ösztönzése érdekében. A program várhatóan a vidéki népesség 35%-át és a vidéki területek legalább 50%-át fogja érinteni. Tekintettel arra, hogy az intézkedés elsősorban a helyi partnerség létrejöttét szorgalmazza és még nem állnak rendelkezésre tapasztalatok a LEADER csoportok fejlesztési irányultságára vonatkozóan, egyelőre nehéz felmérni a LEADER csoportok földhasználati hatásait.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

Amint azt a 2.4 fejezetben már részletesen bemutattam, az EU-csatlakozás és a KAP reform következtében Magyarországon jelentős földhasználati változásokra lehet számítani. E hatások az alábbiakban foglalhatók össze:

- A **szántóföldi termelés intenzitásának növekedése** a jó termőképességű területeken a magasabb intézményi árak és a technológiai fejlesztéshez nyújtott nagyobb mértékű támogatás következtében;
- A **kevésbé kedvező termőhelyeken csökkenhet a művelés**, és várható a jó kultúrállapot fenntartását biztosító kezelésre (például gyepesítés) történő áttérés;
- Az egységes gazdaságtámogatási rendszerre történő áttérés után a nagygazdaságokban bevezetésre kerül a **kötelező földpihentetés**;
- A mezőgazdasági földterületek – **elsősorban gyepek – erdősítése**;
- Egyes helyeken **intenzívebb gyepgazdálkodás** kialakulása az állatlétszámhoz kötött támogatás fenntartása következtében;
- A kisléptékű tájelemek – **szegélyek, vízállások – csökkenése** a területalapú támogatások, a meliorációs támogatások és a birtokrendezés következtében;
- A **gyomos területek csökkenése** a kereszt-megfelelési szabályok Magyarországon sajátos módon bevezetett rendelkezései következtében;
- Az **energianövények területének növekedése** – beleértve az energiaültetvényeket is;
- **Szőlő- és gyümölcsültetvények megújítása**;
- A területalapú **támogatásra nem jogosult felhagyott területen** a szukcesszió folytatódása. Ez kb. **200 ezer ha szántót és mintegy 532 ezer ha gyepet érint**.

Amint azt a bevezetésben is említettem, a biodiverzitás védelmi szempontok integrálását a döntéshozatalba jelentősen hátráltatja, hogy ezen a téren még korlátozottan állnak rendelkezésre tudományos eredmények. A mezőgazdasági politikákat és terveket érintő hatásvizsgálatok során még nem alkalmaznak olyan vizsgálati módszereket, amelyek a különböző döntések hatásainak gyors de a meglévő tudományos eredményeken nyugvó értékelését lehetővé tennék. A politikák és tervek értékelése általában olyan általánosságokra szorítkozik mint az az ÚMVT *ex ante* értékelése (FVM, 2007) során is megfigyelhető volt.

Ezért kutatásom során olyan módszerek kipróbálására, illetve kidolgozására törekedtem, amelyek **lehetővé teszik a stratégiai jellegű döntések biodiverzitást érintő hatásainak gyors és konkrét előrejelzését faji szinten**, és így lehetővé teszik olyan javaslatok megfogalmazását, amik a döntéshozatal szintjén is alkalmazhatóak.

Ennek és az 1.2 fejezetben ismertetett kutatási céloknak megfelelően dolgozatomban az alábbi három módszertani kérdéssel foglalkoztam:

- A várható földhasználati hatások által **potenciálisan érintett fajok** (a hatásvizsgálati terminológia szerint: hatásviselők) meghatározásának lehetősége azok ökológiai igényei alapján;
- Meglévő **monitorozási adatok alkalmazhatósága** a szántók esetében várható földhasználati változások hatásainak előrejelzésére;
- A biodiverzitás védelmét is szolgáló **agrár-környezetvédelmi intézkedések előzetes értékelésének és javításának lehetősége** szimulációs modellezéssel.

3.1 Az EU csatlakozás és a KAP reform várható hatásaira potenciálisan érzékeny fajok meghatározása

A **potenciális hatásviselők** meghatározásának első lépéseként – a 2.4 fejezet megállapításaira alapozva – a mezei madárfajok érzékenységét a következő földhasználati változások vonatkozásában vizsgáltam:

- növekvő növényvédőszer-használat;
- a gazdaságok konszolidációja (azaz a táblaméret növekedése és a táblaszegélyek csökkenése) és termelés specializációja;
- a gyepek művelésének intenzívebbé válása;
- a termelés felhagyása;
- erdősítés.

Mivel a hatásviselőket viszonylag sok faj közül kellett kiválasztani, és az egyes fajok csökkenését sok esetben különböző hatások kombinációja érinti, a hagyományos hatásmátrix módszerek (Truett, *et al.*, 1994) nem alkalmazhatóak. Ezért az egyes hatásokra érzékeny fajok meghatározásához egy Access (Microsoft, 2003) **relációs adatbázist** készítettem. Ez – mátrix módszerekkel szemben – több változó egyidejű figyelembevételét is lehetővé teszi.

Az adatbázis alapját az egyes fajok élőhely- és táplálékigénye képezte Tucker és Evans (1997) munkája 3. mellékletének a mezőgazdasági és füves élőhelyekhez kötődő fajokra vonatkozó része nyomán. Ez a forrás a kilencvenes évek elején Európában rendelkezésre álló szakirodalom áttekintése (elsősorban a Cramp, *et al.*, 1977-1994) alapján készült. E munkában a szerző és témavezetője is részt vettek, így a fajok élőhely- és táplálékigényére vonatkozó adatok a hazai viszonyokat is jól tükrözik.

Az említett melléklet adatait Access táblázatokban rögzítettem. A táblázat csak a szántókhoz, illetve gyepekhez kapcsolódó prioritást képező fajokat tartalmazta, és nem foglalta magába a kisebb kiterjedésű mezőgazdasági élőhelyek: például rizstelepek, ültetvények és fás legelők madarait. Ezek prioritás fajai azonban főként – a rizstelepek esetében – vizes, a többi élőhely esetében pedig fás élőhelyekhez kötődnek. Ez az eljárás azt eredményezte, hogy egyes Magyarországon mezei élőhelyeket is használó fajokat – például nagy kócsag (*Casmerodius albus*), dankasirály (*Larus ridibundus*) – kihagytam a további feldolgozásból.

A Tucker és Evans (1997) által felsorolt 146 európai prioritás faj közül a Magyarországon is költőket a BirdLife International 1970–1990. és 1990–2000. évek időszakára vonatkozó adatbázisait tartalmazó táblázatok segítségével választottam ki. Így a feldolgozás csak a fészkelő fajokra terjed ki, a Magyarországon átvonuló és ekkor mezőgazdasági élőhelyeket is használó fajokat (például a legtöbb vízivad, egyes partimadarak és egyes hazánkban csak télen előforduló pintyfélék) érintő hatásokat nem elemeztem.

Az adatok ellenőrzését követően a szakirodalom elemzése alapján különböző lekérdezés sorozatokat dolgoztam ki az egyes földhasználati változások által érintett potenciálisan érzékeny madárfajok meghatározása érdekében. Ezek a következő logikát követték:

(1) Azoknak a fajoknak a kiválasztása, amik a kérdéses élőhely típust (például gyep, szántó) használják.
(2) Azoknak a fajoknak a meghatározása, amelyek az adott földhasználati változással (például gyepgazdálkodás intenzívebbé válása, erdősítés) érintett forrást, illetve környezeti feltételeket igénylik.
(3) A minimálisan igényelt mezőgazdasági terület nagysága és/vagy a faj adott forrásra vonatkozó specializációjának figyelembe vételével az adott tényezőre nagyobb valószínűséggel érzékeny fajok kiválasztása.

3.1.1 A növekvő növényvédő szer használatra érzékeny fajok

Valószínűleg a növényvédő szerek ma már nem okozzák a madarak olyan súlyos mérgezését, mint a DDT alkalmazásának időszakában (Campbell, *et al.*, 1997; Burn, 2000; Boatman, *et al.*, 2004). Ugyanakkor mind a gyomirtó-, a rovarölő- és a rágcsálóirtószerek érintik a mezei madarak alapvető táplálékforrásait, és ezen keresztül hatással lehetnek azok produkciójára, illetve túlélésére (Benton, *et al.*, 2002; Morris, *et al.*, 2005).

Nagy-Britanniában a gyommagvak mennyiségének csökkenését tartják felelősnek 10 magevő mezei madárfaj állományának csökkenéséért (Newton, 2004). A *Polygonum*, *Stellaria* és *Chenopodium* nemzetségekbe tartozó fajok különösen fontos szerepet játszanak a magevő mezei madárfajok táplálkozásában (Wilson, *et al.*, 1999). Következésképpen a **gyomirtó szerek** alkalmazására azok a fajok a legérzékenyebbek, amelyek elsősorban gyommagvakkal táplálkoznak (Newton, 2004). Értelemszerűen, kevésbé érzékenyek a gyommagvak hiányára azok a fajok, amelyek a termesztett növények magvait is fogyasztják. Ezt a feltételezést erősítik Faragó (2002) adatai a magyarországi szárnyasvadfajok táplálkozására vonatkozóan is. Jelentős különbség figyelhető meg az elsősorban gyommag táplálékot fogyasztó fogoly, fürj és a haszonnövények magvait is fogyasztó örvös galamb (*Columba palumbus*), balkáni gerle (*S. decaocto*) állományalakulásában. Ugyanakkor mind a gyommagvak, mind a termesztett növények magjainak rendelkezésre állását és hozzáférhetőségét nagymértékben befolyásolja az alkalmazott technológia – például tarló magasság, a tarló ápolásának ideje (Moorcroft, *et al.*, 2002; Butler & Gillings, 2004; Butler, *et al.*, 2005) –, illetve az időjárás – például hóborítás (Streich, *et al.*, 2006). Ennek alapján valószínűsíthető, hogy még a részben a termesztett növények magvait fogyasztó fajok is érzékenyek a gyomirtószer-használatra. Emellett a magevő fajok érzékenységét táplálkozási és vonulási stratégiájuk is befolyásolja. Az angliai tapasztalatok szerint érzékenyebbek azok a fajok, amelyek a táblán és nem annak szegélyében szerzik a táplálékukat(Whittingham, *et al.*, 2001). Szintén érzékenyebbek azok a fajok amelyek viszonylag kis mozgáskörzettel rendelkeznek, és amelyek a táplálékhiányos időszakban nem vándorolnak el (Newton, 2004).

Ennek megfelelően első lépésben a fajok táplálékigénye alapján (1) azokat határoztam meg, amelyek gyommagvakat fogyasztanak. Ezt követően (2) kizártam azokat, amelyek táplálékában a gyommagvak mellett a termesztett növények magvai is szerepeltek. Végül (3) kiválasztottam azokat, amelyek 10 ha-nál nagyobb mezőgazdasági területet igényelnek a mozgáskörzetükben. Az utóbbi persze nem zárja ki az érzékeny fajok köréből az ennél kisebb területeken élőket, csak nagyobb valószínűséggel tekinti érzékenynek a mozgáskörzetükben ennél nagyobb mezőgazdasági területet igénylőket.

A mezei madárfajok közül azok lehetnek **érzékenyek a rovarirtó szerek használatára**, amelyek a talajon vagy a növényzeten élő ízeltlábúakkal táplálkoznak, vagy legalább a szaporodási időszakban ilyen táplálékot igényelnek fiókáik felneveléséhez. Az ízeltlábú táplálék jelentőségét a szárnyasvad esetében magyarországi vizsgálatok is igazolják (Faragó, 1985, 1990b, 2002). Ugyanakkor ezek az adatok arra is utalnak, hogy az alternatív táplálékforrás fogyasztására képes fajok (például szarka, vetési varjú) kevésbé érzékenyek a rovarirtó szerek használatára. Ezért első lépésben azokat a fajokat választottam ki, amelyek elsősorban szántóföldön élnek, (1) és talajon, vagy növényzeten élő ízeltlábúakkal táplálkoznak. Ezt követően (2) kizártam azokat, amelyek alternatív táplálékforrásként hulladékot vagy dögöket is fogyasztanak. Végül (3) meghatároztam azokat, amelyek 10 ha-nál nagyobb mezőgazdasági területet igényelnek a mozgáskörzetükben.

A **rodenticidekre szerekre** elsősorban azok a fajok lehetnek érzékenyek, amelyek (1) kisemlősökkel táplálkoznak, és (2) nem használnak más táplálékforrást (például hulladékot vagy dögöt).

3.1.2 A gazdaságok konszolidációjára és specializációjára érzékeny madárfajok

A mezőgazdaság intenzívebbé válásának jellegzetes kísérő jelensége a táblaméretek növekedése következtében a táblaszegélyek, bokrosok, fasorok, nádas foltok, vízállások területének, a termesztett növények számának és a táblán belüli mozaikosság csökkenése (Lefranc, 1997; Suárez, *et al.*, 1997; Tucker & Evans, 1997; Moreira, 1999; Donald, *et al.*, 2002; Robinson & Sutherland, 2002; Vickery, *et al.*, 2002; Benton, *et al.*, 2003; Fuller, *et al.*, 2004; Latus, *et al.*, 2004; Newton, 2004; Moreira, *et al.*, 2005; Wilson, *et al.*, 2005), bár egyes szerzők szerint ez csak másodlagos szerepet játszik a mezei madárfajok állományának csökkenésében (Gillings & Fuller, 1998).

A fentieknek megfelelően a birtokrendezés és specializáció hatásaira érzékeny fajoknak azokat tekinthetjük, amelyekre (1) a következő kritériumok legalább egyike érvényes:

- fás, bokros vagy vizes élőhelyet is igényelnek az otthonkörzetükben;
- többféle termesztett növény jelenléte az otthonkörzetükben;
- különböző növényzeti struktúra igénye az életciklusuk során.

A fentiek közül minél többet igényel egy faj, annál valószínűbb, hogy érzékeny a gazdaságok konszolidációjára és specializációjára.

3.1.3 A gyepek művelésének intenzívebbé válására érzékeny fajok meghatározása

A gyepek eltartóképességének és takarmányozási értékének növelését olyan beavatkozások szolgálják mint a vízszint szabályozása, a műtrágyázás, a felülvetés, a legelő állatállomány sűrűségének, a kaszálások sűrűségének és sebességének növelése. Mindezek együttesen okozzák a táplálkozási lehetőségek romlását, a fészkelésre kevésbé alkalmas vegetáció struktúra kialakulását, illetve a taposás és kaszálás következtében csökkentik a szaporodási sikert (Wakeham-Dawson & Smith, 2000; Vickery, *et al.*, 2001; McCracken & Tallowin, 2004; Buckingham & Peach, 2005). Ugyanakkor számos a talajban, illetve a talaj felszínén élő ízeltlábúakkal táplálkozó madárfaj számára előnyös az intenzív gazdálkodás által fenntartott alacsony növényzet, mert így könnyebben hozzáférnek a táplálékukhoz (Atkinson, *et al.*, 2004; Barnett, *et al.*, 2004; Devereux, *et al.*, 2004; Buckingham & Peach, 2005; Buckingham, *et al.*, 2006). Az erős legeltetés fontos szerepet játszik egyes fajok – például a széki csér, a széki lile (*Charadrius alexandrinus*) és a bíbic – fészkeléséhez szükséges rövid füvű növényzetet fenntartásában (Sterbetz, 1992, 1995b; Székely, 1997). E fajok esetében viszont az intenzív gyepgazdálkodás – különösen a sávos legeltetéssel – a fészekaljak nagyobb mértékű pusztulásához vezethet.

Ezért a gyepgazdálkodás intenzívebbé válására érzékeny fajok a következő funkcionális csoportok egyikébe tartozhatnak:

- a talajon és gyepben fészkelnek;
- a vizes élőhelyek jelenlétét kívánják;
- olyan fajok amelyek a növényzeten élő rovarokkal vagy magokkal táplálkoznak.

Az utóbbi csoportba tartozó fajok esetében kedvező a magasabb marginális vegetáció megléte, illetve a magasabb és alacsonyabb növények mozaikja (Vickery, *et al.*, 2001; Atkinson, *et al.*, 2004; Whittingham & Evans, 2004; Atkinson, *et al.*, 2005).

3.1.4 A termelés felhagyására érzékeny fajok

A termelés felhagyása elterjedt jelenség az európai mezőgazdaságban. Ez a termelés intenzívebbé válásának közvetett hatásaként különösen a kedvezőtlenebb adottságú, marginális mezőgazdasági területeket érinti (Baldock, *et al.*, 1994; Bolsius, 1998; MacDonald, *et al.*, 2000; Keenleyside, *et al.*, 2004). A művelés hiányában megszűnnek, vagy alapvetően megváltoznak a természetes szukcessziót fékező hatások (például szántás, legeltetés, kaszálás), és a felhagyott terület

növényzetében fontos szerkezeti átalakulások következnek be. A vegetáció fejlődése jellemző módon az elhalt növényi részek felhalmozódásával és magasabb gyepszint kialakulásával kezdődik, amit a bokrok megtelepedése és a terület erdősülése követ (Keenleyside, *et al.*, 2004). A mezei madárfajok szempontjából ezt a folyamatot általában kedvezőtlennek ítélik meg (Tucker & Heath, 1994; Tucker, 1997; Tucker & Evans, 1997; Heath & Evans, 2000), mivel a nyílt élőhelyekhez kötődő ritka fajok helyét kedvező védelmi helyzetben lévő arboreális fajok veszik át (Farina, 1997; Moreira, *et al.*, 2001; Suárez-Seoane, *et al.*, 2002; Luoto, *et al.*, 2003; Laiolo, *et al.*, 2004). A helyzetet súlyosbítja, hogy a megritkult állományú fajok utolsó populációi gyakran azokra a kedvezőtlen adottságú területekre szorultak vissza, amelyeket a termelés intenzívebbé válása nem vagy csak kevésbé érintett (Baldock, *et al.*, 1994).

Számos tanulmány szerint azok a fajok a legérzékenyebbek a művelés felhagyására, amelyek rövid növényzetet igényelnek (Moreira, 1999; Vickery & Gill, 1999). Ezért a művelés felhagyására érzékeny fajokat az (1) alacsony növényzeti preferencia alapján választottam ki, majd (2) kizártam azokat a fajokat amelyek kis mezőgazdasági területtel is megelégednek az otthonkörzetükben, mivel valószínűsítettem, hogy az élőhely mozaikossága miatt ezek számára kialakulhatnak kedvező feltételek.

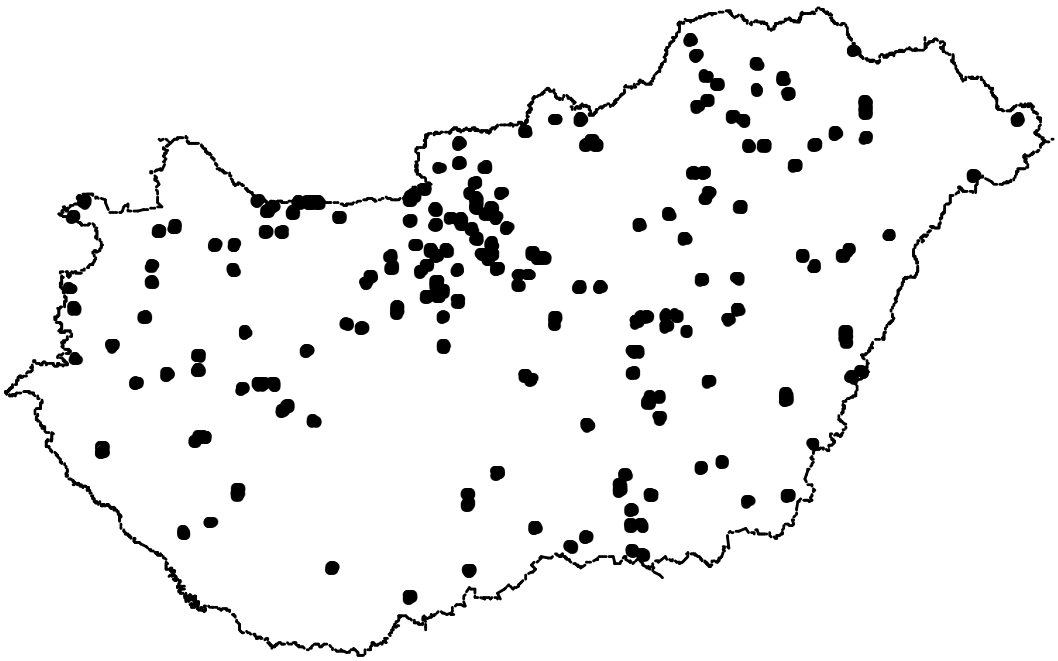
3.1.5 Az erdőtelepítésre érzékeny fajok

A mezőgazdasági illetve a nem mezőgazdasági területek erdősítése az élőhely átalakítása révén szinte valamennyi mezei madárfajt érinti. A hatás azonban különösen jelentős lehet azoknak a fajoknak az esetében, amelyek vagy speciális élőhelyekhez kötődnek, vagy nagy kiterjedésű nyílt élőhelyeket igényelnek. Ezért az erdősítés által potenciálisan kedvezőtlenül érintett fajoknak azokat tekintettem, amelyek nyílt élőhelyet igényelnek, és érzékenységüket annál valószínűbbnek tartom minél nagyobb ilyen területet igényelnek.

3.2 A várható földhasználati változások hatása a gyakori mezei madárfajok előfordulására és állomány sűrűségére

Amint azt az előzőekben kifejtettem, az EU-csatlakozás és a KAP reform következtében számítani lehet a birtokkoncentrációra, a vetésszerkezet megváltozására és – egyes területeken – a művelés felhagyására, illetve a terület erdősítésére is.

Az egyes fajok ökológiai igényén alapuló előrejelzések megerősítése, illetve cáfolása érdekében a továbbiakban vizsgáltam az egyes mezei madárfajok asszociációját az egyes mezőgazdasági élőhelyekkel. Ehhez az **MME Mindennapi Madarak Monitoringja** program adatait használtam fel. A választásom azért esett az MMM adatbázisra, mert ez egy általános célú adatbázis, jó országos lefedettséggel és nagy mennyiségű adattal. Az adatbázis alkalmazása számos előnnyel jár. Egyrészt mint országos adatbázis lehetővé teszi az országos szinten általános érvényű következtetések levonását. Így a meglévő adatok alapján lehetséges a várható hatások gyors előrejelzése olyan esetekben amikor a vizsgált változás már folyamatban van. Másrészt a hosszú távú monitorozás lehetőséget ad különböző előrejelzések, mint hipotézisek későbbi tesztelésére is.



1. ábra: A feldolgozott 2003. évi MMM pontok elhelyezkedése

A 78 hazánkban is költő európai prioritást jelentő mezei madárfaj közül 39 faj adatait tartalmazta az MME MMM adatbázisa (2. táblázat). 2 926 darab 100 méter sugarú mintavételi pont 2003. évi adatait dolgoztam fel (1. ábra).

2. táblázat: Az MMM-ben szereplő mezei madárfajok listája és HURING kódja

CICCIC	= *Ciconia ciconia*	PICVIR	= *Picus viridis*	HIPPAL	= *Hippolais pallida*
FALTIN	= *Falco tinnunculus*	GALCRI	= *Galerida cristata*	SYLNIS	= *Sylvia nisoria*
PERPER	= *Perdix perdix*	LULARB	= *Lullula arborea*	SYLCOM	= *Sylvia communis*
COTCOT	= *Coturnix coturnix*	ALAARV	= *Alauda arvensis*	LANCOL	= *Lanius collurio*
CRECRE	= *Crex crex*	HIRRUS	= *Hirundo rustica*	LANMIN	= *Lanius minor*
VANVAN	= *Vanellus vanellus*	ANTCAM	= *Anthus campestris*	CORMON	= *Corvus monedula*
LIMLIM	= *Limosa limosa*	SAXRUB	= *Saxicola rubetra*	CORFRU	= *Corvus frugilegus*
TRITOT	= *Tringa totanus*	SAXTOR	= *Saxicola torquata*	STUVUL	= *Sturnus vulgaris*
COLOEN	= *Columba oenas*	TURMER	= *Turdus merula*	PASMON	= *Passer montanus*
COLPAL	= *Columba palumbus*	TURPIL	= *Turdus pilaris*	CARCHL	= *Carduelis chloris*
STRTUR	= *Streptopelia turtur*	TURPHI	= *Turdus philomelos*	CARCAN	= *Carduelis cannabina*
ATHNOC	= *Athene noctua*	TURVIS	= *Turdus viscivorus*	EMBCIT	= *Emberiza citrinella*
CORGAR	= *Coracias garrulus*	LOCNAE	= *Locustella naevia*	MILCAL	= *Miliaria calandra*

A további vizsgálathoz kétféle élőhelyi adatot használtam fel. Egyik a felmérők által a felmérési adatlapon közölt Á-NÉR adatokon, a másik pedig a FÖMI NÖVMON távérzékelési adatbázisán alapult. Ezeket az adatokat egy Access adatbázisban rögzítettem. A NÖVMON adatoktól azt vártam, hogy annak alapján sikerül a felmérési pontok növényborításának arányát pontosabban meghatározni, mint a felmérők által közölt adatok alapján. Azonban a két adatsor összevetésekor kiderült, hogy a NÖVMON által meghatározott növényzet sok esetben nem egyezett meg a megfigyelők által észlelttel. Ennek oka részben az lehetett, hogy a megfigyelők nem minden esetben pontosan az UTM hálózat alapján kijelölt ponton álltak a felvételezés során, illetve, hogy a

NÖVMON távérzékelésen alapuló adatok automatizált klasszifikációja nem egyezett a valósággal. Az utóbbi különösen a különböző kapás és gabona kultúrák esetében volt szembetűnő. Tekintettel e bizonytalanságokra a továbbiakban csak a megfigyelők által közölt Á-NÉR adatokat használtam.

A további feldolgozásból kizártam azokat a mintavételi pontokat, ahol a megfigyelő nem – vagy a mezőgazdasági élőhelyek esetében nem pontosan – jegyezte fel az élőhelyi adatokat. Így végül 2 432 pont adatait vontam be a további elemezésbe. Az egyes fajok e pontokról rendelkezésre álló jelenlét és hiány adatait a M3/1. táblázat tartalmazza.

3.2.1 Az előfordulás valószínűségét befolyásoló tényezők

Az egyes fajok előfordulásának előrejelzésére, illetve az azt meghatározó élőhelyi tényezők modellezésére a széles körben alkalmazott többváltozós logisztikus regressziót alkalmaztam. Ez a módszer lehetővé teszi mind kategórikus és folyamatos független változók használatát (Morrison, *et al.*, 2006). Mivel a modelleket a nagyléptékű földhasználati változások hatásainak felmérése érdekében végeztem, azokban csak az adott mintavételi ponton előforduló összevont Á-NÉR kategóriákat (3. táblázat) használtam mint független változókat. Egyéb tényezőket (például tengerszint feletti magasság, lokalitás, környezet) nem vettem figyelembe. Az élőhely szerkezetére vonatkozó adatok tekintetében azonban megjegyzendő, hogy az Á-NÉR kategóriák közül több – így például a „T6 Kistáblás mozaikok”, illetve a „T8 Kisüzemi gyümölcsösök és szőlők” – az élőhely szerkezetére vonatkozó információt is tartalmaz. A szerkezetre vonatkozó – a mezei madárfajok szmepontjából különösen fontos – további információt adott, hogy az ÁNÉR kategóriák mellett a szegélyek jelenlétét is rögzítettem. Az élőhely szerkezetére vonatkozó részletesebb adatok rögzítésére viszont az alkalmazott adatbázis jellege miatt nem volt mód.

3. táblázat: A fajok előfordulásának modellezéséhez használt részben összevont Á-NÉR kategóriák

Á-NÉR Kód	Megnevezés
A	Hínarasok
B	Mocsarak
C	Forráslápok, átmeneti dagadólápok
D	Üde sík- és dombvidéki rétek és rétlápok
E	Domb- és hegyvidéki gyepek
F	Szikesek
G	Nyílt szárazgyepek
H	Zárt száraz és félszáraz gyepek
I	Nem rudeális pionír növényzet
J	Liget- és láperdők
K	Üde lomboserdők
L	Zárt száraz lomboserdők
M	Fellazuló száraz lomboserdők és cserjések
N	Fenyőerdők
O11	Természetközeli gyepek felhagyott szántókon
O12	Felhagyott szőlők és gyümölcsösök
O	Egyéb másodlagos, illetve jellegtelen származék mocsarak, rétek és gyepek (O1-O10, O13)
P1	Zárt erdők helyén kialakult vágáscserjések és őshonos fafajú pionír erdők
P2	Spontán cserjésedő-erdősödő területek
P3	Fiatal erdősítés degradált, természetközeli gyepmaradványokkal
P4	Fáslegelők
P	Egyéb természetközeli, részben másodlagos gyep-erdő mozaikok (P5-P6)
R1	Spontán beerdősödött területek részben betelepült cserje- és gyepszinttel
R	Egyéb másodlagos, illetve jellegtelen származékerdők és ligetek
S6	Nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések
S7	Facsoportok, erdősávok és fasorok (fásítások)
S	Egyéb telepített erdészeti faültetvények és származékaik (S1-S5)
T1	Egyéb szántó
T1G	Gabona

Á-NÉR Kód	Megnevezés
T1K	Kukorica
T1N	Napraforgó
T1R	Repce
T2	Évelő szántóföldi kultúrák (például lucerna, vörös here)
T3	Zöldség- és dísznövénykultúrák
T4	Rizskultúrák
T5	Vetett rétek és legelők
T6	Kistáblás mozaikok (kisparcellák)
T7	Nagyüzemi szőlők és gyümölcsösök
T8	Kisüzemi gyümölcsösök és szőlők
T9	Kiskertek
U1-3	Lakott terület
U4-7	Telephelyek, roncsterületek, meddőhányók, nyitott bányafelületek, homok-, agyag- és kavocsbányák, csupasz löszfalak, digó- és kubikgodrök
U8-9	Folyó- és állóvizek

A modellezés során először valamennyi élőhely-kategóriát bevontam az elemzésbe, majd egyenként kizártam azokat a független változókat, amelyek eltávolítása a modellből nem rontotta jelentősen a modell illeszkedését.

Az egyes modellek előrejelző képességét az ún. ROC módszer szerint a görbe alatti terület (AUC) alapján értékeltem az alábbiak szerint:

AUC értéke	Minősítés
0,50–0,59	Nem kielégítő
0,60–0,69	Gyenge
0,70–0,79	Elfogadható
0,80–0,89	Jó
0,90–1,00	Kiváló

A statisztikai elemzésekhez az SPSS 12.0.1 (SPSS Inc., 2003) statisztikai programcsomagot használtam.

3.2.2 A sűrűség változása különböző mezőgazdasági kultúrákban

Az előfordulási valószínűség változása nem minden esetben jellemzi megfelelően az élőhelyi adottságokban bekövetkező változásokat. Ezért megvizsgáltam az egyes mintavételi pontokon megfigyelt madarak számában (azaz a 3,14 hektárra vetített sűrűségében) mutatkozó különbséget is a főbb szántóföldi és gyep kultúrák – azaz kistáblás mozaikok (T6, továbbiakban kisparcella), a nagytáblás gabona (T1G), kukorica (T1K), napraforgó (T1N), repce (T1R), parlag (O11), gyep (D, E, F, G, H, O, T5 összevontan) és felhagyott cserjésedő területek (P2, S6) – esetében. Ennek érdekében kiválasztottam 864 olyan mintavételi pontot, ahol annak legalább 90%-a valamelyik az előbb említett Á-NÉR kategóriába tartozik. Ennek megfelelően a parlag, és felhagyott területekre vonatkozó mintavételi pontok is csak ezen élőhelyek nagyobb kiterjedésű homogénnek tekinthető egységeit foglalták magukba. Ugyanakkor a kisparcellás területek részeként is jellemzően előfordulnak parlag, vagy felhagyott területek, amelyeket e földhasználati forma részeként vettem figyelembe. Az egyes fajok pozitív és negatív (hiány) megfigyeléseinek számát a M3/2. táblázat tartalmazza. Ebből látható, hogy számos faj és élőhely kombináció esetében csak kis számú pozitív megfigyelés állt rendelkezésre.

Először azt a null-hipotézist teszteltem a vizsgált fajok (2. táblázat) esetében külön-külön, hogy a tábla növényzete nem befolyásolja az egyes fajok sűrűségét. A nagyszámú hiány miatt az adatok nem követtek normál eloszlást, ezért a nem-parametrikus Kruskal-Wallis tesztet alkalmaztam.

Mivel egyes fajok egyes élőhelyekben csak kis számban fordultak elő, a különbség szignifikanciáját az aszimptotikus módszer helyett, Monte Carlo módszerrel 10 000 ismétléssel határoztam meg.

Ezt követően a **birtokkoncentráció** várható hatásának értékelése érdekében azt a hipotézist vizsgáltam, hogy a kiválasztott fajok sűrűsége a kisparcellás, illetve a csupán egy szántóföldi növény által borított nagytáblás mintavételi helyeken nem különbözik. Ennek értékeléséhez a Mann-Whitney tesztet alkalmaztam a már korábban említett okok miatt az egzakt módszer alkalmazásával

Mivel a gazdasági előrejelzések szerint a kalászos **gabona** vetésterületének csökkenésére és a kukorica, illetve repce növekedésére lehet számítani, az egzakt Mann-Whitney teszt segítségével azt a null-hipotézist is megvizsgáltam, hogy a kiválasztott fajok sűrűsége a **kukorica, napraforgó,** illetve **repce** területeken nem különbözik a gabonában tapasztalt sűrűségtől.

Részben a termelési kötelezettségtől elválasztott támogatási forma (egységes gazdaságtámogatás), részben a földpihentetési kötelezettség miatt számítani lehet a parlag területek megmaradására, illetve bizonyos mértékű növekedésére is. Ezért az egzakt Mann-Whitney teszt segítségével értékeltem a **parlag** és a **kisparcellás**, illetve a parlag és a **nagytáblás** területek közötti különbséget is. Ugyancsak a Mann-Whitney teszt segítségével hasonlítottam össze a **spontán erdősülő** és a **művelés alatt álló** területeken a mezei madárfajok állománysűrűségét.

3.3 Az agrár-környezetvédelmi intézkedések várható eredményességének értékelése a túzok példáján

Az agrár-környezetvédelmi intézkedések várható eredményességét a túzok példáján vizsgáltam. Választásom azért esett erre a fajra, mert biológiája Magyarországon (Faragó, 1992b) és nemzetközi szinten is jól ismert (Morales & Martin, 2002). A kilencvenes években magam is szorgalmaztam az agrár-környezetvédelmi intézkedések bevezetését a faj védelme érdekében (Fatér & Nagy, 1993; Márkus & Nagy, 1995; Bartram, *et al.*, 1997; Márkus & Nagy, 1997; Nagy, 1997, 1998b; Bartram, *et al.*, 1999; Podmaniczky, *et al.*, 1999).

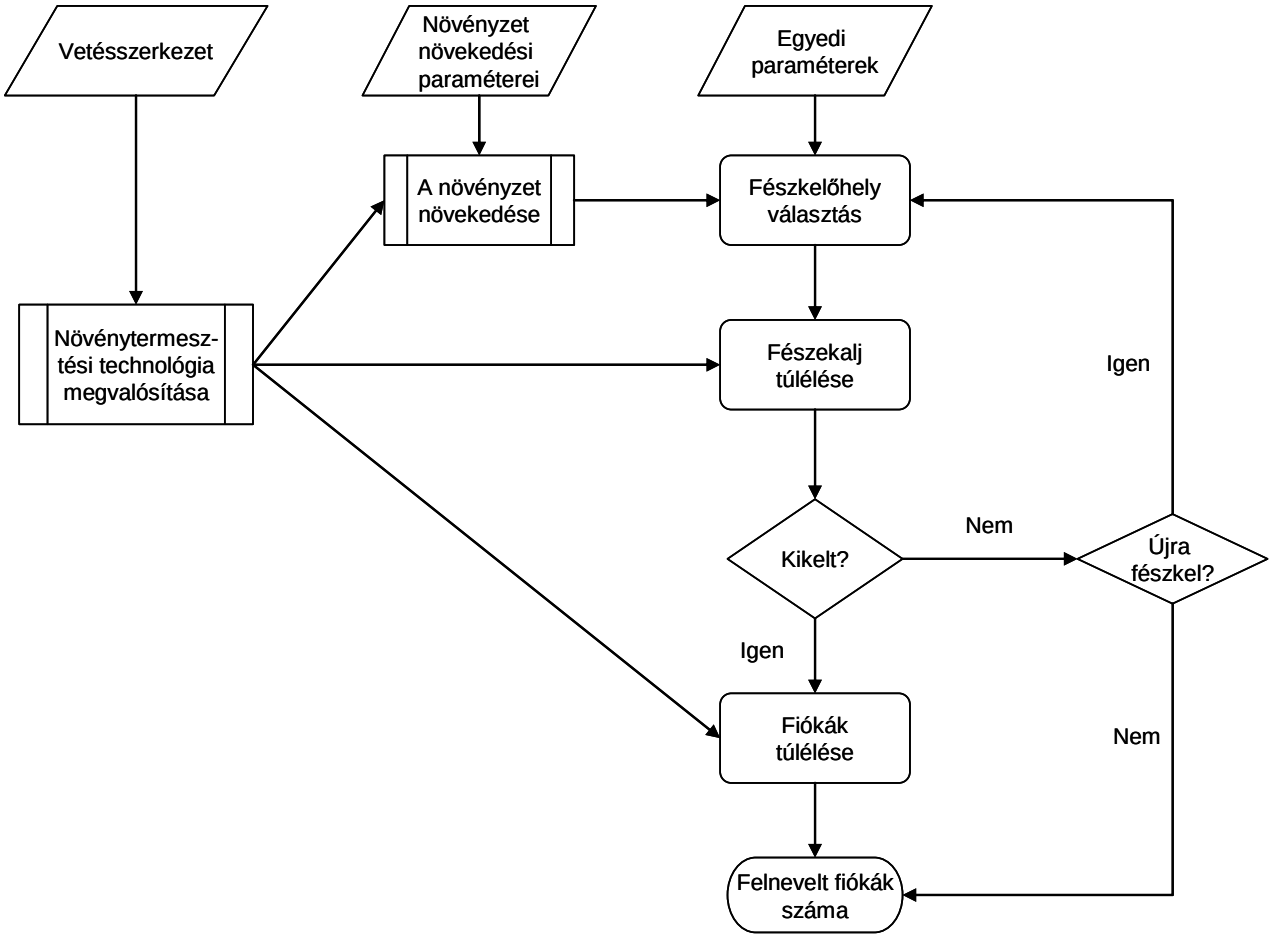
A túzok védelmére kijelölt Érzékeny Természeti Területek kiterjedése 2003-ban 271 ezer hektár volt (Práger & Bankovics, 2004). 2004-ben a túzokvédelmi intézkedéseket már összességében 84 144 hektáron – azaz a túzokos ÉTT-k 31%-án – támogatták (FVM, 2006b). Az e célra fordított összeg mintegy 10,8 millió Euró – azaz agrár-környezetvédelmi kiadások kb. 9%-a – volt (FVM, 2006a).

túzok védelmét célzó agrár-környezetvédelmi intézkedések értékelésére a moduláris modellezési megközelítést (Roloff & Haufler, 2002) választottam. Első lépésben más szerzőkhöz (Beintema & Müskens, 1987; Green, *et al.*, 1997) hasonlóan egy sztochasztikus reprodukciós modellt készítettem. Ez egy elképzelt mintaterületen szimulálta egy 25 tojóból álló populáció által IX. 30-ig felnevelt fiókák számát a területen folyó mezőgazdasági tevékenység függvényében. (A reprodukció mérésére azért választottam a IX. 30-ig felnevelt fiókák számát, mert ebben az időszakban lehet a fiókákat legjobban felmérni). Ezt követően egy sztochasztikus mátrix modell segítségével vizsgáltam a fertilitási értékek változásának hatását a populáció életképességére.

3.3.1 Reprodukciós modell

Az élőhely kezelésnek – azaz a vetésszerkezetnek és az agrár-környezetvédelmi intézkedések kiterjedésének – a hatását a populáció fertilitására egy Excel szimulációs modell (Seila, 2001) segítségével vizsgáltam (2. ábra).

A A reprodukciós modell a költési sikert a 25 költő tojó által szeptember 30.-ig felnevelt fiókák száma alapján értékelte. A modell a Faragó (1992a; 2001b) által kidolgozott determinisztikus modell koncepcióját követi, de itt valamennyi paraméter sztochasztikus. A költési folyamatot az első fészekalj lerakásának átlagos ideje, az átlagos fészekalj-méret, a két költés között átlagosan eltelt idő, illetve ezek szórása, valamint a tojások és a fiókák napi túlélési valószínűsége alapján szimuláltam.



2. ábra: A reprodukciós modell folyamatábrája

Egyes mezőgazdasági munkálatok – például a kaszálás és a betakarítás – közvetlenül is hozzájárulnak a fiókák, illetve a tojók pusztulásához (Fodor, *et al.*, 1971; Faragó, 1989b, 2001b, a). Ezek időzítése nagymértékben meghatározza a költési sikert (Fodor, *et al.*, 1971; Faragó, 1989b, 1992b, 2001b, a). Emellett közvetve befolyásolják az élőhely struktúráját és a táplálékkínálatot is. Ezért a reprodukciós modellben a populáció költőterületét 100 táblával reprezentáltam. Az űrfelvételek tanúsága szerint ez a szám nagyjából megfelel egy átlagos dürgőhely körüli táblák számának Magyarországon. A rendelkezésre álló adatok szerint a tojók fészkelőhely választását a modellezett körülbelül 1 km sugarú területen belül elsősorban a kakasok elhelyezkedése (Demeter, 1995; Morales & Martin, 2002) és a tojók fészkelőhely-hűsége (Alonso, *et al.*, 2000) befolyásolja. Az egyes tojók között nem figyeltek meg territoriális viselkedést, sőt gyakran előfordul, hogy több tojó is ugyanabban a táblában fészkel (Demeter, 1995). Ezért nem tartottam szükségesnek az egyes táblák méretének és térbeli elhelyezkedésének specifikálását a modellben.

A korábbi adatok szerint (Fodor, *et al.*, 1971; Faragó, 1986; Trofimova, *et al.*, 2003; Andriushchenko, in press) a tojók fészkelőhely-választásában a növényzet magasságának és struktúrájának lehet meghatározó szerepe. A modell ezt úgy vette figyelembe, hogy minden egyes tábla esetében az alábbi logisztikus modellek segítségével szimulálta a táblához rendelt

mezőgazdasági kultúra – gyep, őszi kalászos, lucerna, repce, napraforgó és kukorica – növekedését az egyes munkák (például vetés, kaszálás) időzítését is figyelembe véve (4. táblázat):

$$H_t = m + \frac{1}{\frac{1}{u} + (b_0 + b_1^t)}$$

Ahol

H_t: a növényzet magassága egy adott időpontban;
m: a növényzet magassága (cm-ben) t_0 időpontban;
u: a növényzet feltételezett maximális magassága;
b_0, b_1: a logisztikus függvény együtthatói;
t: a növény növekedésének kezdete óta eltelt napok száma. Ez a növény vetése, az időjárás és a mezőgazdasági munkák (például kaszálás) függvényében változik.

Amennyiben egy adott táblában a növényzet aktuális magassága a tojásrakáskor nem felelt meg a túzok igényének, a modellezett tojó egy másik táblát választott. Ez a folyamat addig folytatódott, amíg a tojó nem talált egy fészkelésre alkalmas táblát. Azonban, amennyiben 10 tábla közül egyikben sem volt megfelelő a növényzet magassága, a tojó az utolsóként választott táblában lefészkelt. Ez megfelel annak a gyakorlati tapasztalatnak miszerint alkalmas fészkelőhely hiányában a túzok olyan kultúrákban is fészkel, ahol a növényzet magassága alacsonyabb az ideálisnál, például kukoricában, napraforgóban (Fodor, *et al.*, 1971; Faragó, 1983, 1986; Demeter, *et al.*, 1994).

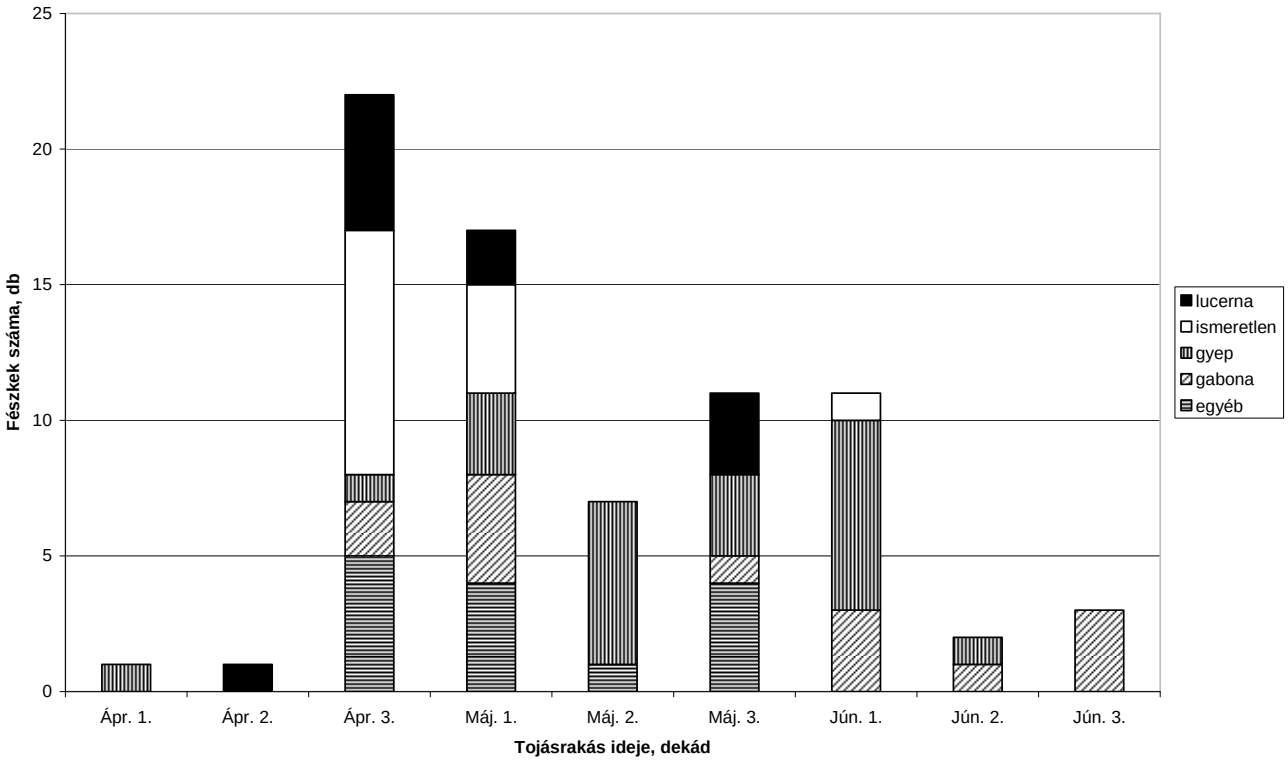
4. táblázat: A növényzet növekedését leíró logisztikus függvények irodalmi adatok (Barcsák & Kertész, 1986; Faragó, 1986; Bocz, 1996) alapján becsült paraméterei

	m	**u**	**b_0**	**b_1**
Gyep	10,371	94,489	2,000	0,88
Őszi kalászos	8,482	114,549	0,189	0,943
Lucerna*	18,157	79,665	1,758	0,910
Repce	0,000	115,000	0,075	0,934
Napraforgó	0,000	150,000	0,186	0,965
Kukorica	0,000	200,000	0,300	0,957

* A lucerna esetében a második és az azt követő növedékek esetében m = 10 cm.

Az „alapmodell” mellett kidolgoztam még két alternatív fészkelőhely-választási modellt is, hogy teszteljem milyen hatása lehet a túzok fészkelőhely választásának az agrár-környezetvédelmi programok eredményességére. Az egyik alternatív modell azt feltételezte, hogy a túzok tojók a kedvezőbb táplálékkínálat (Faragó, 1988) következtében preferálják a lucernát mint fészkelőhelyet („Lucerna modell”). A másik alternatív modell pedig azt feltételezi, hogy az agrár-környezetvédelmi program következtében olyan mértékben javulnak a feltételek, hogy a túzok preferálja az agrár-környezetvédelmi programba vont táblákat a konvencionális módszerrel művelt táblákkal szemben („AE modell”). Az alternatív modellek esetében is megfelelő kellett legyen a növényzet magassága.

Az egyszerűség kedvéért a mezőgazdasági munkálatok hatását csak a fészekelhagyást vagy fiókapusztulást okozó munkálatok – kaszálás, aratás, vegyszerezés, legeltetés, mechanikai talajművelés – esetében vette figyelembe a modell. A fiókák 5 napos koráig a modell feltételezte, hogy a család ugyanabban a táblában marad, mint ahol a fészkelés zajlott. Ez azon alapult, hogy a túzokcsibék veszély esetén a földre lapulnak (Morales & Martin, 2002), ami rendkívül kiszolgáltatottá teszi őket az elkaszálásnak.



3. ábra: A túzok tojásrakásának ideje a Dévaványán 1998. és 2005. között eredményesen keltetett fészek adatai alapján

A mezőgazdasági munkálatok idejét a normál eloszlás helyett a rugalmasabb béta eloszlással szimulálta a modell. Ez – a normál és a Poisson eloszlásokkal szemben – lehetővé tette az egyes munkálatok idejének meghatározott értékek között tartását (Morris & Doak, 2002).

5. táblázat: Fészekaljak és öt naposnál fiatalabb fiókák a modellezésben alkalmazott túlélési rátája különböző mezőgazdasági műveletek esetén

Művelet	Túlélési ráta
Kaszálás és kalászos betakarítás	0%
Mechanikai talajművelés	0%
Földi növényvédőszeres kezelés	72%
Legeltetés	90%

Az egyes munkálatok hatását a modell egy az adott munkálatra jellemző mortalitási faktorral vette figyelembe (5. táblázat). A kaszálás, aratás és mechanikai talajművelés esetén a mortalitás mértékét 100%-osnak vettem, mert ezek a munkálatok az adott tábla teljes területét érintik. A legeltetés esetében a fészekalj pusztulás mértékét 10%-nak becsültem. Vegyszerezés esetén a fészekpusztulás mértékét 28%-osra (±10,5%) becsültem. Az utóbbi érték becsléséhez 18 Biharban mentett fészek (Motkó, *unpubl.*) adatait elemeztem visszatevéses bootstrap módszerrel 1 000 ismétléssel. A legeltetés esetében a mortalitás mértékét csak feltételezni tudtam, mivel a rendelkezésre álló fészekmentési adatok nem teszik lehetővé a be nem jelentett, de elpusztult fészkek számának becslését. A más földön fészkelő fajok esetében végzett vizsgálatok (Beintema & Müskens, 1987; Green, 1988) alapján azonban feltételezhető, hogy a legeltetési okozta mortalitás mértékét jelentősen befolyásolja a legeltetett állatok sűrűsége.

A vetésszerkezet és az agrár-környezetvédelmi intézkedések hatását az egyes tábláknak a megfelelő technológiák közötti szétosztásával vettem figyelembe. Az agrár-környezetvédelmi intézkedések hatásainak elemzéséhez 20 különböző technológiai változatot dolgoztam ki (6. táblázat) a Magyarországon általánosan javasolt technológiák (Barcsák & Kertész, 1986; Antal, 1987; Bocz, 1996) és a 150/2004. (X.12.) FVM rendelet túzokvédelmi előírásainak figyelembevételével (7. táblázat). Ezen túlmenően a modell segítségével teszteltem néhány lehetséges alternatív túzokvédelmi előírás várható hatását is.

A fenti tényezők hatását a költő tojók által felnevelt fiókák átlagos számát és ennek szórását, illetve a sikeresen kikelt fészekaljak arányát Monte Carlo analízis segítségével vizsgáltam, amihez a PopTools Excel kiterjesztést használtam (Hood, 2006) 1 000 ismétléssel.

3.3.2 A reprodukciós modell paramétereinek becslése

A modell paramétereit részben a korábbi kutatások, részben a Körös-Maros Nemzeti Park Dévaványai Túzoktelepének dévaványai és a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Túzokvédelmi Programjának bihari adatai alapján becsültem. A becsült paramétereket a 8. táblázat tartalmazza. A továbbiakban csak az általam becsült paramétereket ismertetem.

Az első fészekalj lerakásának idejét 75 Dévaványán 1998. és 2005. között eredményesen keltetett fészekalj (Körös-Maros Nemzeti Park, *unpubl.*) adatai alapján számoltam. Első lépésben az összes tojás számított lerakási idejét dekádonként csoportosítva egy hisztogramon ábrázoltam (3. ábra). Mivel ez két tojásrakási csúcsot mutatott, az első fészkelés végét és a második kezdetét a kettő közötti inflexiós pont középpontjában határoztam meg, ami május 15. volt. Ezután csak az ez előtti fészekaljak adatait vettem figyelembe az első fészkelés átlagos kezdetének számításához. Ennek eredményeként az első fészkelés átlagos kezdő napját április 29.-ben (a 28. nap április 1. után ±3,4 nap) határoztam meg. Ez az érték hasonló volt a Faragó (Faragó, 1989a) által korábban – nagyobb minta alapján – meghatározott értékhez.

A fő- és a sarjúfészkek nagyságát az előbbiek szerint elkülönített 43, illetve 32 fészekalj adatai alapján becsültem. A kapott 1,935 (S.D. 0,646) és 1,844 (S.D. 0,448) tojás/fészek értékek közül a főköltésre vonatkozó első érték gyakorlatilag megegyezik Faragó (1992a) korábbi becslésével, míg a sarjúköltésre vonatkozó második kissé ugyan elmarad az ő becslésétől, de az általa mért tartományon (1,82–2,33 tojás/fészek) belül van.

6. táblázat: A reprodukciós modellben alkalmazott növénytermesztési technológiák adatai

Növény	Technológia	Munkák	Időszak
Lucerna	A1: Konvencionális (K)	1. kaszálás 2. kaszálás 3. kaszálás 4. kaszálás	V. 10. – V. 25. VI. 25. – VII. 5. VIII. 15. – IX. 5. IX. 15. – X. 15.
	A2: 1. kaszálás VI. 15. után (AE)	1. kaszálás 2. kaszálás 3. kaszálás 4. kaszálás	VI. 16. – VI. 20. VII. 13. – VIII. 5. VIII. 10. – X. 1. IX. 7. – X. 15.
	A3: 1. kaszálás IV. 25 előtt (AE)	1. kaszálás 2. kaszálás 3. kaszálás 4. kaszálás	IV. 20 – IV. 24. VI. 15. – VI. 18. VII. 13. – VIII. 22. IX. 30. – X. 15.
	A4: 1. kaszálás VI. 30. után	1. kaszálás 2. kaszálás 3. kaszálás	VII. 1. – VII. 10. VII. 28. – VIII. 5. VIII. 25. – X. 1.
Gyep	G1: Legeltetés (K)	1. legeltetés 2. legeltetés 3. legeltetés	IV. 20. – VI. 6. VI. 7. – VI. 22. VII. 23. – VII. 29.
	G2: Legeltetés az 1. növedék kiegészítő kaszálásával (K)	1. kaszálás 1. legeltetés 2. legeltetés	V. 15. – VI. 10. VI. 20. – VIII. 1. VII. 5. – IX. 21.
	G5: Füves ugar, őszi fenntartó kaszálással (AE)	1. kaszálás	VIII. 1. – X. 30.
	G6: Legelő, kiegészítő kaszálással VI. 15. után (AE)	1. kaszálás Legeltetés	VI. 16. – VI. 30. VII. 01. – IX. 21.
	G7: Legelő, csak legeltetéssel VI. 15. után (AE)	1. legeltetés További legeltetés	VI. 16. – VI. 30. VII. 01. – IX. 21.
Őszi búza	C2: Konvencionális technológia gyors betakarítással (K)	1. növényvédőszeres kez. 2. növényvédőszeres kez. 3. növényvédőszeres kez. Betakarítás	III. 25. – IV. 15. IV. 25. – V. 10. V. 25. – VI. 10. VI. 25. – VII. 9.
	C3: Csak egy növényvédőszeres kezelés (AE)	1. növényvédőszeres kez. Betakarítás	IV. 25. – VI. 10. VI. 25. – VIII. 1.
	C4: Semmilyen munka VI. 30. előtt	Betakarítás	VII. 1. – VIII. 1.
Napraforgó	S2: Mechanikai sorközművelés nélkül (K/AE)	Vetés 1. növényvédőszeres kez. 2. növényvédőszeres kez.	IV. 10. – IV. 28. IV. 25. – V. 15. VI. 25. – VII. 5.
Kukorica	M2: Mechanikai sorközművelés nélkül (K/AE)	Vetés 1. növényvédőszeres kez. 2. növényvédőszeres kez.	IV. 15. – V. 10. V. 5. – V. 20. VI. 1. – VI. 10.
Olajrepce	R1: Standard	1. növényvédőszeres kez. 2. növényvédőszeres kez. 3. növényvédőszeres kez. Betakarítás	V. 1. – V. 15. V. 10. – V. 30. VI. 10. – VI. 15. VI. 15. – VI. 22.

7. táblázat: A magyar agrár-környezetvédelmi program túzokvédelmi előírásai a többször módosított 150 /2004. (X. 12.) FVM rendelet alapján

25. § Szántóföldi növénytermesztés túzok élőhely-fejlesztési előírásokkal a) a program első és utolsó gazdasági évében bővített talajvizsgálat elvégzése; b) a talajvizsgálati eredmények alapján tápanyag-gazdálkodási terv készítése és végrehajtása; c) a tápanyag-utánpótlás során a kijuttatott N-hatóanyag mértéke nem haladhatja meg a 90 kg/ha/év mennyiséget; d) magas környezetterhelési kockázattal járó növényvédő szer hatóanyagok használata tilos; e) az alábbi vetésszerkezetre vonatkozó előírásokat a teljes gazdaságra vonatkozóan az öt éves támogatási időtartam alatt kell megvalósítani: a) minimum 20% gabona; b) minimum 20% pillangós takarmánynövény (lucerna, fehérhere, vörös here, somkóró, bükköny, stb.); c) minimum 10% repce; d) maximum 20% egyéb kultúra; e) minimum 20% ugar. f) rovarölő szerek nem alkalmazhatók (kivéve repce esetében); g) mélyművelés öt évente egyszer engedélyezett; h) sorközművelés csak május 1. előtt engedélyezett; i) minimum hat méter széles növényvédő szer mentes parcellaszegélyeket kell hagyni; j) pillangós takarmánynövények esetén: a) a terület legalább 50%-án az első kaszálást június 15. után lehet elkezdeni(az illetékes Nemzeti Park Igazgatóság írásos véleménye alapján); b) a többi területen az első kaszálást április 25-ig el kell elvégezni; c) minden kaszálás esetén legalább 5% kaszálatlan területet kell hagyni; d) fokozottan védett, földön fészkelő madárfaj fészkének megtalálása esetén a fészek körül kaszálatlan területet kell kialakítani a területileg illetékes Nemzeti Park Igazgatóság írásos véleménye alapján; e) kaszálás esetén vadriasztó lánc használata kötelező; k) repce esetén a terület 10%-án a Nemzeti Park Igazgatóság írásos kijelölése alapján a madarak téli táplálékának biztosítása céljából a hóeltakarítás kötelező.
27. § Lucernatermesztés túzok élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram Az a), b), c), d), f), g), h), i), j), k), l) pont alatti előírások lényegében megegyeznek az előző csomag a), b), d), f), i), ja-je) pontjaival; e) a harmadik év során lucerna felülvetés kötelező, 50%-os vetőmagmennyiséggel.
32. § Gyepgazdálkodás túzok élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram a) felülvetés, műtrágyázás nem engedélyezett, tápanyag-utánpótlás csak a legelő állatok által elhullatott trágyából származhat, b) gyomirtó szerek alkalmazása nem engedélyezett, c) kaszálás esetén vadriasztó lánc használata szükséges, d) a gyepterületet szarvasmarha, juh, ló, bivaly legeltetésével, vagy kaszálással lehet hasznosítani, legeltetés során az állatsűrűség 0,2 - 1 állategység/ ha, e) a legeltetést a tavaszi felszáradás után lehet megkezdeni és az őszi esőzések beálltával fel kell függeszteni. A túzok költőhelyein csak június 15. után folytatható legeltetés, f) legeltetni csak pásztoroló vagy szakaszoló legeltetéssel lehet, g) a gyep mechanikai ápolása (például: fogasolás) nem engedélyezett, h) kamillagyűjtés nem engedélyezett, i) az első kaszálás csak június 15. után engedélyezett, a Dunavölgyi-sík esetében csak egy kaszálás engedélyezett július 1. és október 1. között a Nemzeti Park Igazgatóság írásos véleménye alapján, j) kaszáláskor 5% kaszálatlan területet kell hagyni, kaszálásonként eltérő területen, k) fokozottan védett, földön fészkelő madárfaj fészkének megtalálása esetén a fészkek körül kaszálatlan területet kell kialakítani a területileg illetékes Nemzeti Park Igazgatóság írásos véleménye alapján, l) a k) pont szerint kialakított védőzónák a kaszálatlan területbe beszámíthatók.

8. táblázat: A reprodukciós modell becsült paraméterei

Paraméter	Átlagos érték	Forrás
A költés kezdetének átlagos ideje	29,00 (S.D. 6,36) nap	Saját számítás a Dévaványai Túzoktelepre 1998. és 2005. között beszállított fészekaljak (N = 43) alapján
Kotlási idő	25,00 (S.D. 0,722) nap	Langgemach *szem. közl*., Haraszthy (1998)
Fészekalj mérete a főköltésben	1,935 (S.D. 0,646) tojás	Saját számítás a Dévaványai Túzoktelepre 1998. és 2005. között beszállított fészekaljak (N = 43) alapján
Fészekalj mérete a sarjúköltésben	1,844 (S.D. 0,448) tojás	Saját számítás a Dévaványai Túzoktelepre 1998. és 2005. között beszállított fészekaljak (N = 32) alapján
Fészek napi túlélési rátája	0,9891 (S.D. 0,0036)	Saját számítás a Biharban 2001. és 2005. között helyszíni fészekvédelemben részesített fészkek (N= 38) adatai alapján a Mark 4.3 (White) segítségével számolva
Legkésőbbi tojásrakás ideje	94. nap (VII. 4.)	Saját becslés a Dévaványai Túzoktelepre 1998. és 2005. között beszállított fészekaljak alapján.
A főköltés meghiúsulása és a sarjúfészkelés megkezdése közötti idő	8 (S.D. 1,443) nap	Langgemach *szem. közl.*
Kelési siker a főköltésben	80%	Faragó (1992b)
Kelési siker a sarjúköltésben	40%	Faragó (1992b)
A sikertelen tojók közül sarjúköltésbe kezdők aránya	60%	Faragó (2001b)
A vegetáció optimális magassága a fészek körül	15–50 cm	Saját becslés Andriushchenko (in press) alapján

A fészekaljak napi túlélését a Biharban 2001. és 2005. között az MME által szabadföldi védelemben részesített fészek adatai (MME, *unpubl.*) alapján becsültem. A fészekmentési adatok közül csak azokat vettem figyelembe, amelyek megfeleltek a következő feltételeknek: (a) a tojó a felzavarást követően visszatért a fészekre; (b) a tojások a zavarást követően nem estek rögtön predáció áldozatául; (c) a fészkelés eredménye ismert volt. Így 38 fészek és összesen 775 fészkelési nap adatait sikerült figyelembe vennem. A napi túlélést és annak konfidencia intervallumát a Mark 4.3 szoftver (White, 2006) segítségével becsültem.

A másodfészkelés legkésőbbi időpontját ugyancsak a Dévaványán 1998. és 2005. között mentett és sikeresen keltetett tojások számából számítottam vissza. A legkésőbbi kelés július 29. volt, ami július 4.-i tojásrakásnak felel meg 25 napos inkubációs idővel (Langgemach *szem. közl.*) számolva.

3.3.3 A modell érzékenysége egyes paraméterek változására

A modell érzékenységét külön vizsgáltam azokra a paraméterekre, ahol vagy a paraméterre vonatkozó felhasznált irodalmi adatok ellentmondásosak – sarjúfészkelés kelési sikere, sarjúköltésre

vállalkozó tojók aránya – voltak, és nem állt rendelkezésre dévaványai vagy bihari adat az 1998 – 2005 közötti időszakból, vagy saját becslésem viszonylag tág határok között mozgott – fészkek napi túlélése.

Német adatok (Langgemach & Litzbarski, 2005) alapján feltételezni lehet, hogy a tojások terméketlensége a korai sarjúfészkek esetében nem különbözik lényegesen a főköltésétől. Ezért vizsgáltam a reprodukciós modell érzékenységét erre a paraméterre. Ennek megfelelően a főköltésével azonos – 80%-os – kelési sikert feltételeztem a sarjúköltések esetében is.

A sarjúköltésre vállalkozó tojók arányát az alapmodell 60%-osra becsülte Faragó (2001b). Azonban e paraméter bizonytalanságát jelzi, hogy a szerző egy másik munkájában ezt az értéket 90%-nak becsülte (Faragó, 1992b).

A fészkek napi túlélésére vonatkozó 98.81%-os becslésem alapján arra lehet számítani, hogy a fészkek 76,03%-a éli meg az inkubációs időszak végét. Azonban a 95%-os konfidencia intervallum felső értéke 99,44%, ami az inkubációs időszakra átszámolva 86,90%-nak felel meg.

A modell érzékenységét az említett paraméterekre külön-külön is, és az összes paramétert egyszerre változtatva is vizsgáltam. Tekintettel arra, hogy az érzékenység vizsgálat az eredmények bizonytalanságának becslését célozta, a modellt mindegyik vizsgált paraméter esetében csak a paraméter maximális értékével futtattam újra valamennyi szcenárióra. Ez paraméterenként 9 szcenárió 1 000 replikációját jelentette.

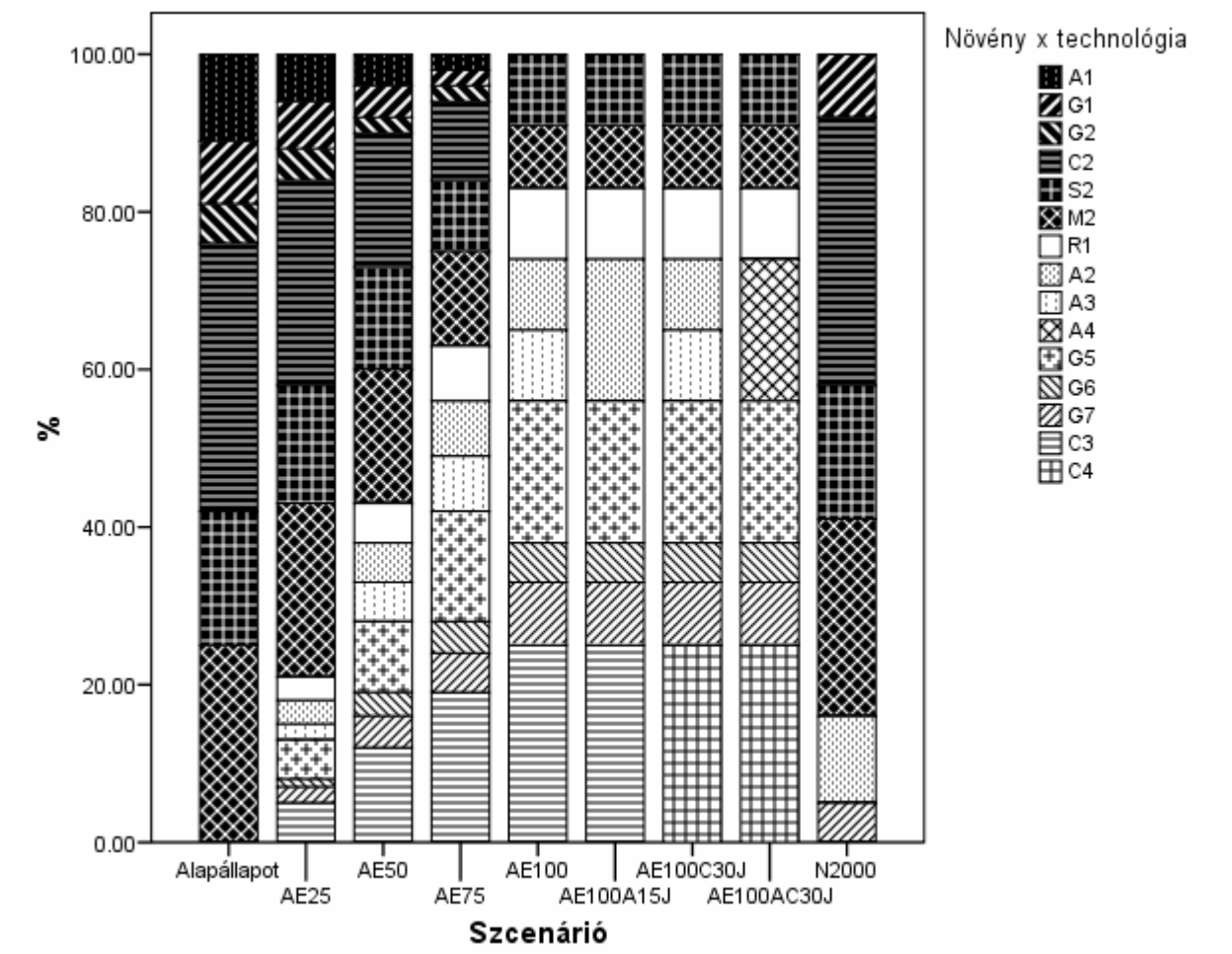
3.3.4 Szcenáriók a jelenlegi és alternatív túzokvédelmi intézkedések értékelésére a magyar agrár-környezetvédelmi program keretében

Első lépésben összeállítottam egy a túzokos területekre jellemző tipikus vetésszerkezetet az Általános Mezőgazdasági Összeírás 2000 (KSH, 2000) adatai alapján konvencionális technológiákból. Ezt követően az agrár-környezetvédelmi programhoz csatlakozott területeken – 25%, 50%, 75% és 100%-os lépésekben – megváltoztattam a vetésszerkezetet összetételét az agrár-környezetvédelmi program túzokvédelmi előírásainak megfelelően. A konvencionális technológiákat (a 6. táblázatban „K”-val jelölve) a túzokvédelmi előírásoknak megfelelő technológiákkal (a 6. táblázatban „AE”-val jelölve) váltottam fel az agrár-környezetvédelmi intézkedések alá vont területen, míg a programban részt nem vevő területen változatlanul hagytam a vetésszerkezeti arányokat és konvencionális technológiákat. Ugyan a gazdálkodók a három túzokvédelmi intézkedést – szántóföldi gazdálkodás, lucernatermesztés és gyepgazdálkodás – különböző arányban is választhatják, az egyszerűség kedvéért azonos arányú részvételt feltételeztem (4. ábra). Az **AE25 – AE100** szcenáriók esetében az agrár-környezetvédelmi technológiák aránya fokozatosan növekszik. E szcenáriók esetében az alábbi feltételezésekkel éltem:

- Az agrár-környezetvédelmi intézkedések alá tartozó lucerna felét – a jelenlegi előírásoknak megfelelően – IV. 25. előtt lekaszálják („A3”), felét pedig csak VI. 15. után („A2” technológia).
- A agrár-környezetvédelmi intézkedések alá tartozó gyepek felét VI. 15. után először kaszálják („G6”), míg a másik felét csak legeltetik („G7” technológia).

Érdemes megfigyelni, hogy az agrár-környezetvédelmi intézkedések előírásainak megfelelően e szcenáriókban növekszik túzok számára kedvező növények (például kalászos gabona, lucerna és parlag) területi aránya, míg csökken a kedvezőtlenebb adottságokat kínáló kapások aránya a vetésterületben.

Az **„AE100A15J”** szcenárió esetében feltételeztem, hogy a kaszálásra a lucerna esetében csak VI. 15. után kerül sor, azaz a IV. 25. előtti kaszálás lehetősége megszűnik. Ezt a feltételezést az teszi



4. ábra: A vetésszerkezet alakulása különböző szcenáriók esetén. A betűkódok megegyeznek az 6. táblázatban közöltekkel

lehetővé, hogy a IV. 25. előtti kaszálás részben károsíthatja a korai fészkeket (lásd 3. ábra). Ráadásul, az alkalmas és biztonságos fészkelőhelyek növényzetének levágása a tojókat kevésbé biztonságos kultúrákban való fészkelésre kényszeríti.

Az **„AE100C30J”** szcenárió az osztrák ÖPUL program „WF” előírására épült (Raab, 2004), amely szerint VI. 30. előtt a tavaszi gabonában semmilyen munka nem végezhető. Az „**AE100AC30J**” pedig még tovább szigorítja az előző előírást, és a lucerna első kaszálását is kitolja VI. 30-ig.

Végül a **„N2000”** szcenárió feltételezi, hogy a túzok fészkelőhelyeken a kaszálás önkéntes elhalasztásával szemben kötelező jelleggel tiltanák meg a lucerna és a gyep VI. 15. előtti kaszálását. Ez a szcenárió a Natura 2000 támogatás várható hatásainak értékelését célozza.

Mind a három fészkelőhely-választási szcenárió esetében varianciaanalízis segítségével külön-külön megvizsgáltam azt a null-hipotézist miszerint különböző szcenáriók esetén nem különbözik a populációk fertilitása. Ehhez először valamennyi szcenáriót külön-külön 1000 alkalommal futtattam a reprodukciós modellben. Az eredményeket az SPSS 15.0 (SPSS Inc., 2006) szoftver One-Way funkciójának alkalmazásával dolgoztam fel. A fő analízist követően Ryan, Einot, Gabriel és Welsh Q procedúráját alkalmaztam a szcenáriók homogén csoportjainak meghatározása érdekében (Field, 2005).

3.3.5 A populáció életképességének vizsgálata

A fertilitás változásának hatását a populáció életképességére egy mátrix modell segítségével vizsgáltam. A modellben csak a tojók adatai szerepelnek tekintettel a túzokra jellemző poligámiára és promiszkuitásra (Morales & Martin, 2002). A modellezett életciklust a 5. ábra, a modellezés során alkalmazott paramétereket a 9. táblázat tartalmazza.

9. táblázat: A mátrix modell becsült paraméterei

Paraméter	Becsült érték
s_0, az azévi madarak túlélési rátája	0,658 (S.D. 0,0041)
s_1, az egyéves madarak túlélési rátája	0,902 (S.D. 0,0012)
s_2, a kétéves madarak túlélési rátája	0,909 (S.D. 0,0012)
$s_{\geq 3}$, a hároméves és idősebb madarak túlélési rátája	0,909 (S.D. 0,0012)
$f_{\geq 3}$, a három éves és annál idősebb madarak által felnevelt tojó csibék száma	C / 2 (S.D. 0,06)

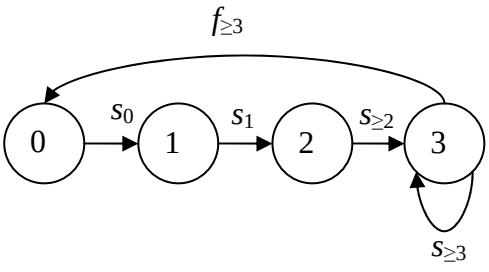
C: a reprodukciós modell által szimulált csibeszám

A modell feltételezte, hogy a tojók 3. életévükben költenek először. A reprodukciós ráta esetében nem alkalmaztam korrekciót (Caswell, 2001), mert a mátrix modell nem cenzus, hanem a reprodukciós modell eredményeire épült, így a költő tojók száma ismert volt.

A fiatalok és az öreg madarak éves túlélését – hasonló megbízhatóságú magyarországi adatok hiányában – spanyolországi rádiótelemetriás vizsgálatok (Martin, *et al.*, 2007) eredményei alapján becsültem. A 0. éves fiatalok esetében a túlélési ráta (s_0) csak az első télre vonatkozik, mivel azok túlélését szeptember végéig már a reprodukciós modell által becsült fertilitási érték magába foglalta. Így ezt az értéket Martin *et al.* (2007) 120–365 napos madarakra vonatozó adataiból számítottam.

A reprodukciós rátát a reprodukciós modell alapmodelljének eredményei (15. táblázat) alapján becsültem az egyes szcenáriókra. 1:1 ivararánytt feltételezve a modell eredményét kettővel osztva kaptam a mátrix modellben alkalmazott értéket mind az átlag, mind a szórás esetében.

A determinisztikus mátrix modell alapján becsültem a populáció determinisztikus növekedési rátáját és vizsgáltam a modell paraméterek érzékenységét és elaszticitását is.



5. ábra: A túzok életciklus diagramja. (Jelmagyarázat a 9. táblázatban)

Azonban a determinisztikus modell nem vesz figyelembe olyan tényezőket – mint például a demográfiai és környezeti sztochasztikus hatások – amelyek a kis populációkban élő túzok esetében különösen fontosak lehetnek (Faragó, 1990a; Streich, *et al.*, 2006). Ezért a determinisztikus modellek mellett sztochasztikus életképességi vizsgálatokat is végeztem. Ehhez egy 25 példányos

induló állományt és maximum 150 példányos eltartóképességet feltételeztem, ami nagyjából megfelel Faragó tapasztalatainak a Moson Projektben (Faragó, 2005).

A kemény telek hatásának figyelembe vétele érdekében egy alternatív modellt is kidolgoztam. Ebben a negyvenes és a nyolcvanas évek tapasztalatai (Faragó, 1990a) alapján feltételeztem, hogy – megfelelő védelmi intézkedések hiányában – átlagosan 20 évente az állomány 15%-a elpusztul a kemény tél következtében. Feltételezve, hogy az agrár-környezetvédelmi program keretében telepített repcetáblák hatékonyak a kemény telek okozta mortalitással szemben, a katasztrófa nélküli és a katasztrófát is magába foglaló modellek eredményeinek összehasonlítása lehetőséget ad a repcetelepítés potenciális hatásának értékelésére.

A mátrix modell alapján végzett determinisztikus érzékenység-vizsgálat (17. táblázat) szerint a túzokpopuláció determinisztikus növekedési rátája érzékenyebb a kifejlett madarak túlélésére, mint a reprodukciós ráta változására. A magyar agrár-környezetvédelmi program – hasonlóan sok más, a földön fészkelő madarak fészkelési sikerének növelését célzó agrár-környezetvédelmi programhoz –azonban elsősorban a reprodukció növelésére koncentrál. A kifejlett madarak mortalitásának csökkentése – az időnként előforduló katasztrofális téli pusztulások megakadályozását célzó repcetelepítés kivételével – csak a kaszálások elhalasztásának mellékhatásaként jelenik meg. Ugyanakkor a kifejlett madarak mortalitása számos nem mezőgazdasági tényező hatására magasabb lehet a normálisnál. Ezek közül az elektromos vezetékekkel történő ütközés az egyik legjelentősebb (Kollar, 1996; Janss & Ferrer, 2000; Reiter, 2000; Faragó, 2001b, a; Pinto, *et al.*, 2005; Martin, *et al.*, 2007). Értelemszerűen, az agrár-környezetvédelmi intézkedéseknek ezeknek az addicionális halálozási okoknak a hatásait is kompenzálniuk kellene a populáció csökkenésének megakadályozása érdekében. Kérdéses, elégséges-e az agrár-környezetvédelmi program által megnövelt reprodukció a túlélési ráta csökkenésének kompenzációjára. Ennek vizsgálata érdekében mind a katasztrófa nélküli és a katasztrófát is magába foglaló modellek esetében 1%-os lépésekben 5%-kal csökkentettem valamennyi korosztály túlélési rátáját.

Az egyes szcenáriók hatását a populáció életképességére a populáció 100 éven belüli halmozott kipusztulási valószínűsége alapján értékeltem. A modelleket valamennyi szcenárió esetében 1 000 alkalommal futtattam. Mind a determinisztikus és a sztochasztikus vizsgálatokhoz a RAMAS Metapop 4.0 (Akçakaya & Root, 2002) szoftvert használtam.

4. EREDMÉNYEK

4.1 Az egyes földhasználati változásokra érzékeny madárfajok meghatározása

4.1.1 A növekvő növényvédő szer használatra érzékeny fajok

A **herbicidek használatára legérzékenyebb** fajok közé tartozónak tekinthetjük a fürjet, az erdei pacsirtát és a sordélyt (12. táblázat). Az érzékeny fajok közé tartoznak még a búbos pacsirta, a sziki pacsirta és a kenderike. A modell által meghatározott bajszos-, kerti- és sövénysármány (*E. cia*, *E. hortulana*, *E. cirlus*) csak lokális elterjedésűek Magyarországon. A következő fajok táplálkozásában a gyommag mellett a termesztett növényeknek is jelentős szerepük van: túzok, fogoly, kék galamb (*C. oenas*), örvös galamb, vadgerle, mezei pacsirta, mezei veréb, zöldike (*C. chloris*) és citromsármány.

Az **rovarirtó szerek használatára legérzékenyebb** csoportba tartozónak tekinthetjük a kék vércsét, a fürjet, a túzokot, az ugartyúkot (*Burhinus oedicnemus*), a füleskuvikot (*Otus scops*), a bíbicet, a szalakótát, a mezei pacsirtát, az erdei pacsirtát, a parlagi pityert (*Anthus campestris*), a réti tücsökmadarat, a cigány csaláncsúcsot (*S. torquata*), a seregélyt, a mezei verebet és a sordélyt (12. táblázat). A hamvas rétihéja (*Circus pygargus*), a vörös vércse és a kuvik esetében a kisemlősök, illetve madarak is fontos szerepet játszanak a táplálékozásukban. A fehér gólya esetében pedig a kétéltűek játszanak kiegészítő szerepet. Számos rovarevő mezei madárfaj inkább a kertekben és erdőszegélyekben, illetve fasorokban táplálkozik, ezért ezeket a rovarirtó szerek használata kevésbé érinti. Ezek közé tartozik a mezei és a karvalyposzáta (*S. nisoria*), a vörösbegy (*Erithacus rubecula*), fekete-, az énekes- és a léprigó (*T. merula*, *T. philomelos*, *T. viscivorus*), a tövisszúró (*L. collurio*) és a kis őrgébics, a citrom-, a sövény-, a kerti sármány, valamint a zöldike.

A **rodenticidekre szerekre** legérzékenyebb fajok közé tartozik a hamvas rétihéja, a kerecsen (*F. cherrug*), a vörös vércse, a kuvik, a macskabagoly (*Strix aluco*) és a réti fülesbagoly (*Asio flammeus*) (12. táblázat).

4.1.2 A gazdaságok konszolidációjára és specializációjára érzékeny madárfajok

78 Magyarországon is költő mezei madárfaj közül 51 felelt meg a módszertani részben leírt feltételek valamelyikének (10. táblázat). Ezek közül 13 – többnyire a rovarirtó szerekre érzékenyeknél már említett – faj csak kis kiterjedésű mezőgazdasági élőhelyet igényel (a 12. táblázatban egy kereszttel jelölve). Megjegyzendő azonban, hogy ezek között számos olyan faj is előfordul, például a rozsdás csuk és a búbos pacsirta, amelyek a 4.2 fejezetben ismertetett eredmények szerint szorosan kötődik a kisparcellás műveléshez. 10 – többnyire vizes élőhelyekhez kötődő – faj esetében pedig nem lényeges a mezőgazdasági élőhely nagysága. A maradék 28 faj közül csupán két faj – a túzok és a mezei pacsirta – esetében volt lényeges a termesztett növények sokfélesége, míg a többi faj elsősorban vagy fás, illetve bokros élőhelyeket igényelt fészkelő- vagy vártahelyként, vagy vizes élőhelyek jelenlétét, mint például a piroslábú cankó és a bíbic.

10. táblázat: A gazdaságok konszolidációjára potenciálisan érzékeny mezőgazdasághoz kötődő fajok

Faj	Mezőgazdasági és fás, illetve vízi élőhelyek mozaikossága	A vetésszerkezet mozaikossága	A növényzet mozaikossága a táblán belül
Accipiter brevipes	+		
Alauda arvensis		+	+
Anas querquedula			+
Anthus campestris			+
Aquila heliaca			+
Aquila pomarina	+		
Ardea purpurea	+		
Asio flammeus			+
Burhinus oedicnemus			+
Buteo rufinus			+
Calandrella brachydactyla			+
Carduelis cannabina			+
Chlidonias niger	+		
Circaetus gallicus	+		
Circus pygargus			+
Columba oenas	+		
Columba palumbus	+		
Coracias garrulus	+		
Emberiza cia			+
Emberiza cirlus			+
Emberiza hortulana		+	+
Erithacus rubecula			+
Falco tinnunculus			+
Falco vespertinus			+
Galerida cristata			+
Glareola nordmanni	+		
Glareola pratincola	+		
Hippolais pallida	+		+
Lanius collurio			+
Lanius excubitor			+
Lanius minor			+
Lullula arborea			+
Milvus migrans	+		
Milvus milvus	+		
Monticola saxatilis			+
Motacilla flava			+
Otis tarda		+	+
Otus scops	+		
Picus viridis	+		
Porzana porzana			+
Saxicola rubetra			+
Saxicola torquata			+
Scolopax rusticola	+		
Streptopelia turtur	+		
Strix aluco	+		
Sylvia communis			+
Sylvia nisoria			+
Tringa totanus			+
Turdus merula			+
Turdus philomelos			+
Vanellus vanellus			+

4.1.3 A gyepek művelésének intenzívebbé válására érzékeny fajok meghatározása

A 73 gyepekhez is kötődő madárfaj közül 10 érzékeny valamilyen mértékben a **taposásra** (12. táblázat). Ezek valamennyien földön fészkelő madárfajok. Többnyire vízimadarak – például a széki csér, a bíbic, a piroslábú cankó és a nagy goda (*Limosa limosa*). Ide tartozik azonban a túzok, az

ugartyúk és a mezei pacsirta is. A taposás hatása a faj reprodukciójára nagymértékben függ az állatsűrűségtől és a faj újrafészkelési képességétől (Beintema, 1983; Beintema & Müskens, 1987; Green, 1988). A **kaszálásra** érzékeny fajok száma 14. Ezek nagyrészt azonosak a taposásra is érzékeny fajokkal, de ide tartozik néhány olyan faj is, amely elsősorban a kaszálóként hasznosított területeken fordul elő, mint például a haris, a réti fülesbagoly vagy a rozsdás csaláncsúcs is. A gyepek **vízrendezésére** 12 faj érzékeny. Ezek valamennyien a vízimadarak közül kerülnek ki. A **növényzeten élő rovarokkal** vagy **magokkal táplálkozó** fajok csoportja olyan fajokat foglal magába mint például a rozsdás és a cigány csaláncsúcs, a réti tücsökmadár és a magevők közül például a zöldike és a kenderike.

Ugyanakkor a rövidebb füvű területek fenntartása előnyös lehet azoknak a fajoknak, amelyek talajlakó ízeltlábúakkal táplálkoznak. Ezek közé tartoznak a rigó- és a varjúfélék, a bíbic és a seregély (11. táblázat).

11. táblázat: Mezei madárfajok amelyek számára az intenzív gyepgazdálkodás előnyös feltételeket teremthet

Faj
Buteo rufinus
Corvus frugilegus
Corvus monedula
Larus canus
Scolopax rusticola
Sturnus vulgaris
Turdus pilaris
Turdus viscivorus
Vanellus vanellus

4.1.4 A termelés felhagyására érzékeny fajok

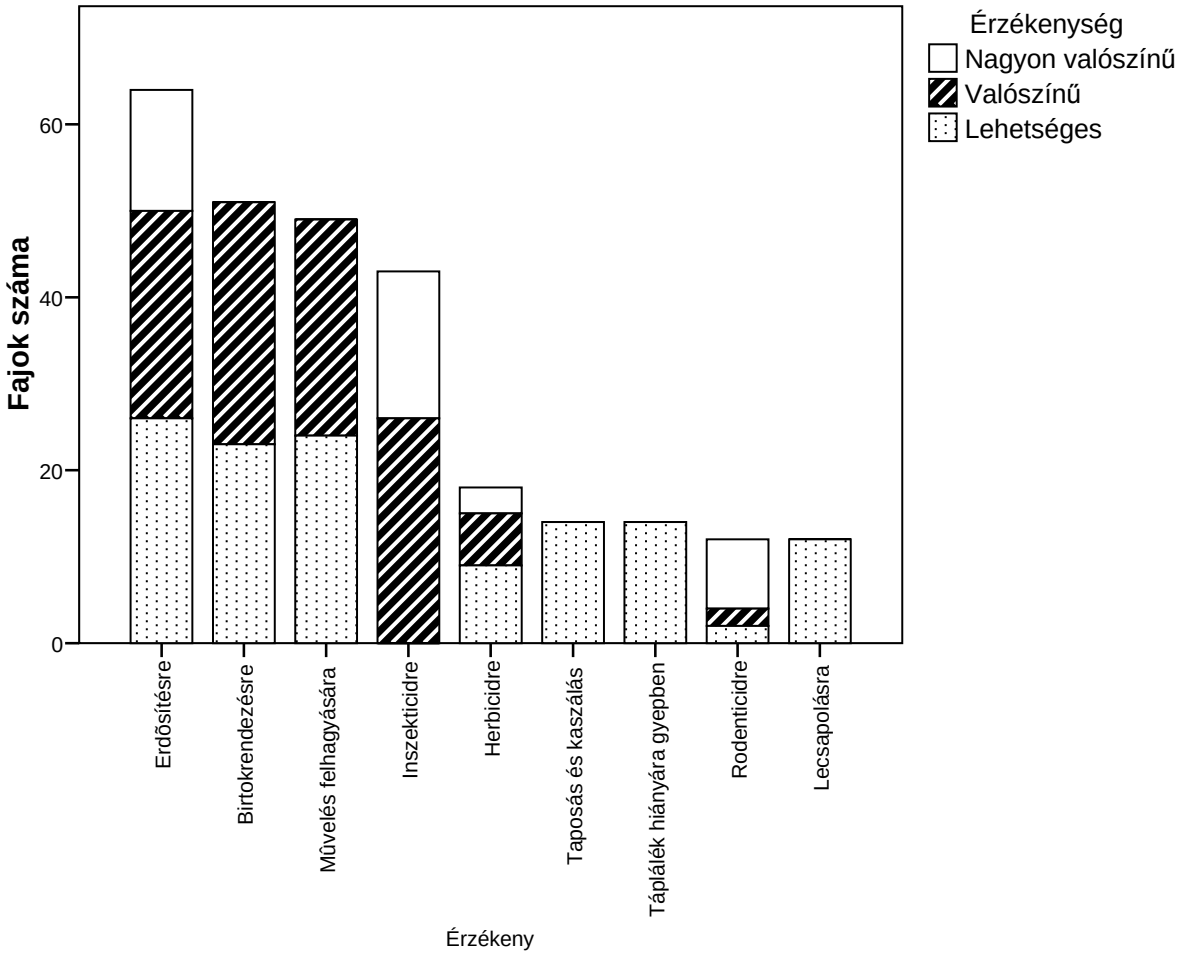
49 faj – az összes mezőgazdasági faj 62%-a – igényel rövid vegetációt (12. táblázatban egy kereszttel jelölve). Emellett 25 faj igényel 10 ha-nál nagyobb mezőgazdasági területet is otthonkörzetében. A művelés felhagyására valószínűleg érzékeny fajok közé tartozik a parlagi sas, a kerecsen, a vörös- és kékvércse, a bíbic, a piroslábú cankó, a nagy goda, a kuvik, a füleskuvik, a zöld küllő, a vadgerle, az örvös és kék galamb, a szalakóta, a mezei és erdei pacsirta, a parlagi pityer, cigány csaláncsúcs és a seregély. Természetesen elhagyott területeken is kialakulhat a talajadottságok függvényében – például homok vagy szikes talaj, köves kopárok – olyan változatos növényi struktúra, ami lehetővé teszi, hogy e fajok is megfelelő fészkelő vagy táplálkozó helyet találjanak.

4.1.5 Az erdőtelepítésre érzékeny fajok

Az erdősítésre különösen érzékenyek a nagyon nyílt élőhelyet igénylő fajok (amelyeket a 12. táblázatban „+++” jelöl), mint a túzok, a székicsér, bíbic, a nagy goda, a piroslábú cankó, a mezei és a búbos pacsirta és a parlagi pityer. A két pacsirta kivételével valamennyi faj jól behatárolható élőhely-preferenciával rendelkezik és a legfontosabb élőhelyeik a Natura 2000 hálózatban védelem alatt állnak.

4.1.6 A mezei madárfajok potenciális érzékenységének átfogó értékelése

A fajok élőhely- és táplálékigénye alapján az előző fejezetekben ismertetett eredményeket foglalja össze a 6. ábra és a 12. táblázat. Ezek szerint a legtöbb mezei madárfaj az erdősítésre, a birtokrendezésre, illetve a művelés felhagyására lehet érzékeny. A növényvédőszerek közül a legtöbb fajt a rovarirtó-szerek nagyobb mértékű alkalmazása érintheti. Ez az elemzés azonban nem



6. ábra: Az egyes földhasználati változásokra illetve az intenzív mezőgazdaság egyes tényezőire potenciálisan érzékeny fajok száma az érzékenység valószínűségét is figyelembe véve

szolgál tudományos evidenciával a mezei madárfajok tényleges érzékenységére, csupán a potenciális hatásviselők és a további részletesebb vizsgálatokat igénylő fajok, illetve a nagyobb figyelmet érdemlő hatások módszeres meghatározására szolgált.

12. táblázat: Az adatbázis adatainak értékelése alapján az egyes mezőgazdasági eredetű tényezőkre potenciálisan érzékenynek tekinthető fajok (A + jelek száma a faj érzékenységének valószínűségét és nem azok érzékenységét jelzi)

Faj	Herbicidre	Insecticidre	Rodenticidre	Birtokrendezésre	Taposásra vagy kaszálásra	Vizes élőhelyek lecsapolsására	Fűmag és rovartáplálék hiányára	Művelés felhagyására	Erdősítésre
				érzékeny					
Accipiter brevipes				++					
Acrocephalus paludicola									++
Alauda arvensis	+	+++		++	+			++	+++
Anas acuta					+	+		+	+++
Anas querquedula				+		+		+	
Anthus campestris		+++		++				++	+++
Aquila chrysaetos									++
Aquila heliaca				++				++	+++

Faj	Herbicidre	Insecticidre	Rodenticidre	Birtokrendezésre	Taposásra vagy kaszálásra	Vizes élőhelyek lecsapolsására	Fűmag és rovartáplálék hiányára	Művelés felhagyására	Erdősítésre
					érzékeny				
Aquila pomarina			++	+				+	+
Ardea purpurea				+		+			
Asio flammeus			+++	++	+				++
Athene noctua		+++	+++					++	++
Bubo bubo									
Burhinus oedicnemus		++		+	+			+	++
Buteo rufinus		++	+++	++				++	+++
Calandrella brachydactyla	++	++		+				+	+++
Carduelis cannabina	++			+			+	+	++
Carduelis chloris	+	++					+	+	+
Chlidonias niger				++		+			++
Ciconia ciconia		++				+		+	++
Circaetus gallicus				++					+
Circus pygargus		++	+++	++	+				++
Columba oenas	+			++				++	+
Columba palumbus	+			++				++	+
Coracias garrulus		+++		++				++	+
Corvus frugilegus		++						+	++
Corvus monedula		+++						++	++
Coturnix coturnix	+++	+++			+				++
Crex crex					+				++
Emberiza cia	++	++		+				+	+
Emberiza cirlus	++	++		+				+	+
Emberiza citrinella	+	++						+	++
Emberiza hortulana	++	++		+				+	+
Erithacus rubecula		++		+					
Falco cherrug			+++					++	++
Falco peregrinus									+++
Falco tinnunculus		++	+++	++			+	++	++
Falco vespertinus		+++		++			+	++	
Galerida cristata	++	++		+				+	+++
Glareola nordmanni				+		+		+	+++
Glareola pratincola				+	+	+		+	+++
Hippolais pallida		++		+			+		+
Hirundo rustica						+			+
Lanius collurio		++	++	+			+	+	+
Lanius excubitor		++	+++	++				++	+
Lanius minor		++		+			+	+	++
Larus canus		++						+	+++
Limosa limosa					+	+		++	+++
Locustella naevia		++					+		+
Lullula arborea	+++	+++		++				++	+
Merops apiaster									++
Miliaria calandra	+++	+++							++
Milvus migrans			+	++					++
Milvus milvus			+	++				++	++
Monticola saxatilis				++				++	+
Motacilla flava				++	+	+			++
Numenius arquata									
Otis tarda	+	+++		++	+		+		+++
Otus scops		+++		++				++	
Passer montanus	+	+++							+
Perdix perdix	+	+++					+		++

Faj	Herbicidre	Insecticidre	Rodenticidre	Birtokrendezésre	Taposásra vagy kaszálásra	Vizes élőhelyek lecsapolsására	Fűmag és rovartáplálék hiányára	Művelés felhagyására	Erdősítésre
					érzékeny				
Picus viridis				++				++	
Porzana porzana				+		+			+
Saxicola rubetra				+	+		+		+
Saxicola torquata		+++		++				++	+
Scolopax rusticola				+				+	
Streptopelia turtur	+			++				++	+
Strix aluco		+++	+++	++			+	++	
Sturnus vulgaris		+++						++	++
Sylvia communis		++		+			+		+
Sylvia nisoria		++		+			+		+
Tringa totanus				++	+	+		++	+++
Turdus merula		++		+				+	
Turdus philomelos		++		+				+	
Turdus pilaris		++						+	+
Turdus viscivorus		++						+	+
Tyto alba									+
Vanellus vanellus		+++		++	+			++	+++

4.2 A gyakori mezei madárfajok és a termesztett növények közötti kapcsolat

4.2.1 A földhasználat hatása a mezei madárfajok előfordulására

Az egyes fajok és az Á-NÉR élőhelykategórák előfordulása közötti kapcsolatot az alábbiakban a logisztikus regressziós modellezés eredményei alapján tekintem át (13. táblázat).

A **fehér gólya** előfordulását elfogadható pontossággal sikerült modellezni (AUC = 0,720). A várakozásoknak megfelelően ezt a vizes élőhelyek (vizek, hínarasok, mocsári növényzet) és a szikes, illetve másodlagos gyepek jelenléte jelezte előre. Meglepő módon pozitívan befolyásolta a faj előfordulását egyes szántóföldi kultúrák, például a repce és a kukorica jelenléte is. Azonban valószínűsíthető, hogy ezek csak mint táplálkozási területek szerepeltek. Ugyanakkor a modell szerint a takarmánynövények jelenléte nem befolyásolta a faj előfordulását, ami bizonyos mértékig ellentmond a várakozásoknak. A modell ugyancsak jelezte – bár nem szignifikánsan – az erdők elkerülését is.

A **vörös vércse** előfordulását elfogadható pontossággal írta le a modell (AUC = 0,747). A modell elsősorban a faj nyílt, füves és szántóföldi kultúrákhoz, fasorokhoz és ültetvényekhez kötődését, a zárt erdők elkerülését ragadja meg.

A **nagy goda** előfordulását jól írta le a modell (AUC = 0,846). Azt pozitívan jelezte előre a szikesek, a zárt félszáraz (alföldi sztyepprétek) és a másodlagos gyepek előfordulása. Negatívan befolyásolták viszont a faj előfordulását a szegélyek.

A modell eredményei alapján a **piroslábú cankó** előfordulása legnagyobb valószínűséggel a nedves réteken, szikes illetve a másodlagos gyepeken várható. A szegélyek megléte negatívan befolyásolhatja e faj előfordulási valószínűségét is. A modell a faj előfordulását is jól írta le (AUC = 0,817).

A **bíbic** élőhely-igényét elfogadhatóan írta le a modell (AUC = 0,795). A modellezés eredményei szerint az meglehetősen hasonló a piroslábú cankóéhoz, de ez a faj a vizes élőhelyek és szántóföldi kultúrák szélesebb körében fordul elő, mint az előző kettő. Az előfordulás valószínűsége a szántóföldi kultúrák közül a kukorica esetében a legkisebb, ami valószínűleg azzal van összefüggésben, hogy ezt a növényt Magyarországon általában a jobb vízgazdálkodású és ezért a bíbic által kevésbé használt területeken termesztik. A napraforgót és a búzát viszont gyakran vetik a bíbic számára kedvező, vízállásokkal tarkított szikes talajokba is.

A **fürj** előfordulását elfogadhatóan sikerült modellezni csupán az élőhely alapján (AUC = 0,713). A gabona, a félszáraz, vetett és a másodlagos gyepek, kistáblás mozaikok jelzik előre a faj előfordulását leginkább, de meglepő módon a napraforgóban is számítani lehet az előfordulására. Ugyanakkor szignifikáns a szegélyek és az üde lomboserdők elkerülése is.

A **kék galamb** előfordulását (AUC = 0,744) leginkább az üde lomboserdők és természetszerű gyepek jelenléte jelezte előre. A szántóföldi növények jelenléte nem befolyásolta jelentősen a faj előfordulását, ami ugyan ellentmond a nyugat-európai tapasztalatoknak, de összhangban van a fajra vonatkozó hazai ismeretekkel (Haraszthy, 1998).

Az **örvös galamb** előfordulását az élőhelyek alapján csak gyengén lehetett modellezni (AUC = 0,625). Leginkább a különböző erdőtípusokhoz kötődik. Ebben a tekintetben élőhely-választása változatosabb a kék galambénál. A szántóföldi növények közül a takarmánynövények jelenléte jelzi előre jelenlétét a fészkelési időben, ami jól magyarázható a zöld növényi részeket igénylő táplálkozásával (Faragó, 2002).

A **vadgerle** előfordulását elfogadható pontossággal sikerült modellezni (AUC = 0,712). Azt a különböző erdőtípusok széles köre jelzi. A szántóföldi növények különösebb befolyással nem bírnak a megtelepedésére, bár a kapás növényeket valószínűleg kerüli. Ugyanakkor az üde rétekkel és telepített gyepekkel pozitív asszociációt mutat. A mezőgazdasági területek felhagyására azok bezáródásáig kedvezően reagál.

A **szalakóta** előfordulását a nyílt szárazgyepek (homokpuszta gyepek) és a szikesek előfordulása jól jelzik előre (AUC = 0,822). A gabona, a kukorica és a nagyüzemi ültetvények kiválasztása prediktív változóként ellentmond az elvárásoknak. Valószínűleg az említett gyeptípusokkal mozaikos előfordulásuk miatt kerültek a faj előfordulását jelző tényezők közé.

A **zöld küllő** előfordulását elfogadhatóan (AUC = 0,722) sikerült modellezni. Azt pozitívan jelezte előre a ligeterdők és zárt száraz lomboserdők, valamint a természetközeli degradált gyepmaradványokat is magukba foglaló fiatal erdősítések jelenléte. Az utóbbi jól tükrözi az erdőkkel elegyes gyepek fontosságát e főleg hangyákkal táplálkozó faj számára. Nem szignifikáns negatív hatás volt kimutatható a kukorica, napraforgó, szikes gyepek és lakott területek esetében.

A **búbos pacsirta** előfordulását leginkább előrejelző élőhelyek a nyílt és a másodlagos gyepek. A szántóföldi növények közül a kukorica és a gabona is pozitívan kapcsolódik a faj előfordulásához, de a repce esetében is gyenge, nem szignifikáns negatív kapcsolat figyelhető meg. Az előfordulás valószínűsége a legnagyobb a kisparcellás művelésű területeket tartalmazó helyeken. A modell a faj előfordulását elfogadható pontossággal írja le (AUC = 0,731).

Az **erdei pacsirta** előfordulását elfogadható pontossággal írta le a modell (AUC = 0,793). Az azt legnagyobb mértékben előre jelző tényezők a hegy- és dombvidéki gyepek és faültetvények jelenléte, felhagyott szőlők és gyümölcsösök, valamint a zárt erdők helyén kialakult vágáscserjések. Ez jól tükrözi faj igényét a nyílt területek és a „vártahelyek” együttese iránt.

A **mezei pacsirta** elterjedését jól (AUC = 0,828) lehetett előre jelezni a mintavételi pontok növényzete alapján. A faj előfordulási valószínűségét pozitívan befolyásolta valamennyi szántóföldi kultúra, és a különböző száraz gyeptípusok (domb- és hegyvidéki gyepek, szikesek) jelenléte. Ugyanakkor az üde és nedves rétek negatívan befolyásolták a faj megtelepedését. Ugyancsak negatívan befolyásolta a mezei pacsirta elterjedését a különböző erdőtípusok és települések is. A modell együtthatója – azaz az előfordulás valószínűsége – a természetes száraz gyepek és a telepített gyepek esetében volt a legnagyobb, amit a repce, a gabonafélék és a kisparcellás művelési szerkezet követett. A kapás kultúrákban az előfordulási valószínűség kisebb volt.

A **füsti fecske** előfordulását a modell csak gyengén írta le (AUC = 0,688), ami a faj mobil életmódjának ismeretében nem is meglepő. Azt leginkább az emberi települések, a rovartáplálékban gazdag gyepek, vizek és táblaszegélyek jelenléte jelzi előre. A szántóföldi kultúrák közül csak a takarmánynövények kapcsolódtak pozitívan a faj előfordulásával. Ugyan az a többi szántóföldi élőhelyen is előfordul, a termesztett növénynek nincs meghatározó jelentősége. Ugyanakkor szinte bármelyik erdőtípus jelenléte szignifikánsan negatívan befolyásolta a faj előfordulását.

A **réti tücsökmadár** előfordulását elfogadható pontossággal írta le a modell (AUC = 0,788). Az szorosan kapcsolódik a természetes és másodlagos nedves rétek jelenlétéhez.

A **feketerigó** előfordulását jól írja le a modell (AUC = 0,803). Azt tulajdonképpen bármilyen fás vagy bokros élőhely kedvezően, míg a nyílt élőhelyek előfordulása kedvezőtlenül érinti.

Az **énekes rigó** élőhely választása is hasonló, de a feketerigónál kevesebb élőhely típusban fordul elő. Ennek megfelelően e faj előfordulását is jól – a feketerigóénál pontosabban – írta le a modell (AUC = 0,832).

A **léprigó** esetében a modell jól megragadja, hogy az elsősorban a domb- és hegyvidéki gyepekkel mozaikos erdős tájat preferálja. Előfordulását a modell jól (AUC = 0,893) jelezte előre.

A **mezei poszáta** előfordulását a modell csak gyengén írta le (AUC = 0,664). Az pozitívan függ össze a zárt száraz és félszáraz, illetve telepített gyepek, a kis- és nagyüzemi ültetvények, valamint a spontán erdősülő területek jelenlétével. Azon kevés fajok közé tartozik, amelyikek szoros összefüggést mutatnak a fáslegelőkkel is. Az erdőtelepítések szegélyeit is elfoglalja, így az erdőtelepítés és a művelés extenzívebbé válása kedvezően érintheti a fajt. A modell gyengébb előrejelző-képességének oka valószínűleg az, hogy a faj megtelepedését segítő kisebb bokrokat valószínűleg nem minden esetben rögzítették konzekvensen a megfigyelők.

A **karvalyposzáta** előfordulását elfogadhatóan írja le a modell (AUC = 0,730). Azt elsősorban a spontán erdősülő területek, a fasorok jelzik előre. Meglepő módon erősen szignifikáns kapcsolat adódott a zöldség- és dísznövények jelenlétével is, azonban az adatok részletes vizsgálata nyomán kiderült, hogy ezt valószínűleg csak az élőhely kisszámú előfordulása okozta.

A **rozsdás csaláncsúcs** előfordulását elfogadhatóan írta le a modell (AUC = 0,771). Azt pozitívan jelzi előre az üde sík és dombvidéki rétek, a zárt száraz és félszáraz gyepek valamint a másodlagos gyepek jelenléte. A szántóföldi növények közül erősen szignifikáns pozitív kapcsolat volt kimutatható a repcével és gyengébb, de szignifikáns kapcsolat a kisparcellás műveléssel.

A **cigány csaláncsúcs** előfordulását is elfogadható pontossággal írta le a modell (AUC = 0,700). Azt a természetes és másodlagos gyepek szélesebb köre jelzi előre pozitívan, mint a rozsdás csuk esetében. A felhagyott szántók mellett ez a faj a felhagyott gyümölcsösökben is nagyobb valószínűséggel fordul elő, mint a rozsdás csaláncsúcs. Ugyanakkor a szántóföldi kultúrák közül csak a kisparcellás műveléssel kapcsolódik össze szignifikáns mértékben az előfordulása. A rozsdás csaláncsúcsnál nagyobb mértékben telepszik meg a nyílt erdőkben, bokrosokban is. E faj számára

gyepek felhagyása és az erdőtelepítések kezdeti fázisai is kedvező élőhelyet teremtenek. Ugyanakkor a zárt erdőket már elkerüli.

A **tövisszúró gébics** előfordulását a modell csak gyengén írta le (AUC = 0,650). Az azt pozitívan előrejelző tényezők között a legfontosabb a táblaszegélyek és fasorok jelenléte volt. Emellett a faj szorosan kapcsolódott a felhagyott, spontán cserjésedő területekhez. Gyengébb, de pozitív kapcsolat volt megfigyelhető a nyílt, illetve a domb- és hegyvidéki gyepekkel. A mezőgazdasági területeken a faj pozitív asszociációt mutat mind a kis- és nagyüzemi ültetvényekkel, de a szántóföldi növények közül egyik sem befolyásolta jelentősen az előfordulás valószínűségét.

A **kis őrgébics** előfordulását a modell szintén csak gyengén írta le (AUC = 0,658). A tövisszúró gébicshez hasonlóan a szegélyek előfordulása jelezte elő pozitívan, de hasonló fontosságú volt a szikes gyepek jelenléte is, ami megfelel a várakozásoknak. A faj előfordulását negatívan befolyásolják a zárt erdők és a nedves rétek. A szántóföldi növények közül gyenge pozitív asszociáció volt kimutatható a gabonafélékkel, bár ebben a vonatkozásban a szalakótához hasonló lehet a helyzet.

A **seregély** előfordulását csak gyengén sikerült modellezni (AUC = 0,644), ami a faj csoportos fészkelési módjának és komplex élőhely-használatának ismeretében nem meglepő. Azt pozitívan jelzik előre a szegélyek, a különböző gyeptípusok, a különböző laza szerkezetű erdőtípusok (ligeterdők, fellazuló száraz lomboserdők), spontán erdősülő területek és a kisebb léptékű változatos mezőgazdasági területek (kisparcellák, kisüzemi ültetvények, kiskertek, lakott területek). Szoros pozitív kapcsolat mutatkozik a takarmánytermő területekkel is.

A **vetési varjú** előfordulását szintén elfogadható pontossággal sikerült előre jelezni (AUC = 0,732). Felismerhető a faj kötődése a nedves rétekhez, szántókhoz, gyümölcsösökhöz és lakott településekhez.

A **csóka** előfordulását is elfogadhatóan lehetett előre jelezni (AUC = 0,764). E faj esetében is a lakott települések és a gyepek tartoznak az előfordulást legjobban előrejelző tényezők közé.

A **kenderike** előfordulását elfogadhatóan sikerült modellezni (AUC = 0,713). Ezt legerősebben a felhagyott szántók és szőlők, valamint a gyepekkel vegyes fiatal erdőtelepítések jelzik előre. Gyengébb, de szintén pozitív és szignifikáns a kapcsolat a nagyüzemi ültetvényekkel, kiskertekkel és lakott területekkel.

A **zöldike** előfordulását csak gyengébben írja le a modell (AUC = 0,699). Azt leginkább a fellazuló száraz lomboserdők és cserjések (például borókások), a fiatal erdőtelepítések, spontán beerdősödő területek, a kiskertek, a lakott települések és rudeális területek jelezték előre. A várakozásokkal ellentétben a napraforgó, a repce, a gabonafélék és a parlag, valamint az üde lomboserdők jelenléte csökkentette a faj előfordulásának valószínűségét. Ugyancsak a várakozásokkal ellentétes volt a szignifikáns negatív kapcsolat a felhagyott szőlőkkel és gyümölcsösökkel.

A **mezei veréb** előfordulását a modell csak gyengén írta le (AUC = 0,688). Azt pozitívan jelezte előre a különböző mezőgazdasági ültetvények (kis- és nagyüzemi ültetvények, kiskertek), a lakott területek, ruderáliák és extenzíven művelt területek jelenléte. A faj előfordulásának valószínűségét emeli a másodlagos és vetett gyepek, valamint a kisparcellás művelés jelenléte. Ugyancsak pozitív a nedves rétek és ligeterdők jelenléte. A gyengébb előrejelző-képesség oka valószínűleg az, hogy a fészkelőhely jelenlétére vonatkozó közvetlen információ nem szerepelt a modellben.

A **citromsármány** előfordulását is elfogadhatóan írja le a modell (AUC = 0,795), leginkább a különböző erdőtípusokkal való asszociációja alapján. Viszont valamennyi szántóföldi kultúra

jelenléte negatívan befolyásolta a faj előfordulási valószínűségét, ami bizonyos mértékig ellentmond az elvárásoknak.

A **sordély** előfordulását csak gyengén írta le a modell (AUC = 0,697). A modell szerint azt a nyílt mezőgazdasági élőhelyek szinte mindegyike pozitív módon jelzi előre a kapás kultúrák kivételével. Ugyanakkor a sordély előfordulásának valószínűsége viszonylag nagy az olyan félig nyílt élőhelyek esetében is, mint a kis és nagyüzemi ültetvények. A modell gyengébb előrejelző képességét annak tulajdonítom, hogy az nem vette figyelembe a faj számára oly fontos vártahelyek jelenlétét, illetve hiányát. Ugyanakkor a faj előfordulását negatívan befolyásolja a zárt természetes és telepített erdők jelenléte.

13. táblázat: Az egyes mezei madárfajok előfordulásának kapcsolata az egyes Á-NÉR élőhelykategórákkal

Élőhely \ Faj	ALAARV	CARCAN	CARCHL	CICCIC	COLOEN	COLPAL	CORFRU	CORGAR	CORMON	COTCOT	EMBCIT	FALTIN	GALCRI	HIRRUS	LANCOL	LANMIN	LIMLIM
Szegély						++				-				++	+++	++	-
A Hínarasok				((+))			((-))										
B Mocsarak	(-)		(-)	+		(-)											
C Forráslápok, átmeneti dagadólápok							++					++		(+)			
D Üde sík- és dombvidéki rétek és rétlápok	(-)						++						(-)			((-))	
E Domb- és hegyvidéki gyepek	++										++				+		
F Szikesek	+++			++			((-))	+++			-	++		(+)		+	+++
G Nyílt szárazgyepek					(+)								+				
H Zárt száraz és félszáraz gyepek								+++		+	+		((-))	(+)	+		+
J Liget- és láperdők	(-)	+				++					+	((-))					
K Üde lomboserdők	---	((-))	-	((-))	+++	+++				-	+++	((-))	((-))	---		((-))	
L Zárt száraz lomboserdők	---			((-))		++	((-))				+++	((-))	((-))	---	-	((-))	
M Fellazuló száraz lomboserdők és cserjések			+			+					+		((-))	-			
N Fenyőerdők	(-)													(-)			
O Természetközeli gyepek felhagyott szántókon	(+)			+++	((-))		++			+		+++	++	(+)			+
O11 Felhagyott szőlők és gyümölcsösök	+++	+++	-								+						
O12 Egyéb másodlagos mocsarak, rétek és gyepek		+++											((-))				
P1 Vágáscserjések és őshonos fafajú pionír erdők	-					+	+++				+++		((-))				
P2 Spontán cserjésedő-erdősödő területek											+++			--	+++		
P3 Fiatal erdősítés gyepmaradványokkal		++	+				(+)				+				((-))		
P4 Fáslegelők	(-)																
P Egyéb másodlagos gyep-erdő mozaikok																	
R1 Spontán beerdősödött területek	-		(+)				((-))				++		((-))				
R Egyéb származékerdők és ligetek	---	((-))		((-))						(-)	+++			--			
S Egyéb telepített faültetvények és származékaik	---					+		(+)	((-))	(-)	+++		--	--			
S6 Nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések											+++						
S7 Facsoportok, erdősávok és fasorok (fásítások)					((-))						+++	+			+++		
T1 Egyéb szántó	+++									+							
T1G Gabona	+++		--					+		+++	-	+++	+			(+)	

Élőhely \ Faj	ALAARV	CARCAN	CARCHL	CICCIC	COLOEN	COLPAL	CORFRU	CORGAR	CORMON	COTCOT	EMBCIT	FALTIN	GALCRI	HIRRUS	LANCOL	LANMIN	LIMLIM
T1K Kukorica	+++			+			++	++			--	(+)	++				
T1N Napraforgó	++		(-)							+	((-))						
T1R Repce	+++		((-))	+							((-))		((-))				
T2 Évelő szántóföldi kultúrák	+					+								++			
T3 Zöldség- és dísznövénykultúrák				+								+					
T4 Rizskultúrák															((+))		
T5 Vetett rétek és legelők	+++						+++		++	++							
T6 Kistáblás mozaikok	+++									+	-		+++	+			
T7 Nagyüzemi szőlők és gyümölcsösök		++					+++	++				+			++		
T8 Kisüzemi gyümölcsösök és szőlők						(-)	+								(+)		
T9 Kiskertek	(-)	+++	+++						((-))			((-))		++			
U1-3 Lakott terület	---	++	+++				+		+++	--	((-))			+++	--		
U4-6 Telephelyek, roncsterületek	---		+							-			+				
U8-9 Folyó- és állóvizek	-			++		+							((-))	(+)	(+)		

Jelmagyarázat:

((x)) - Nem szignifikáns kapcsolat ($P > 0,1$)
(x) - Közel szignifikáns kapcsolat ($P = 0,05 – 0,0999$)
x - Szignifikáns kapcsolat ($P = 0,04999 – 0,01$)
xx - Erősen szignifikáns kapcsolat ($P = 0,0099 – 0,001$)
xxx - Nagyon erősen szignifikáns kapcsolat ($P < 0,001$)
- - Negatív kapcsolat
+ - Pozitív kapcsolat

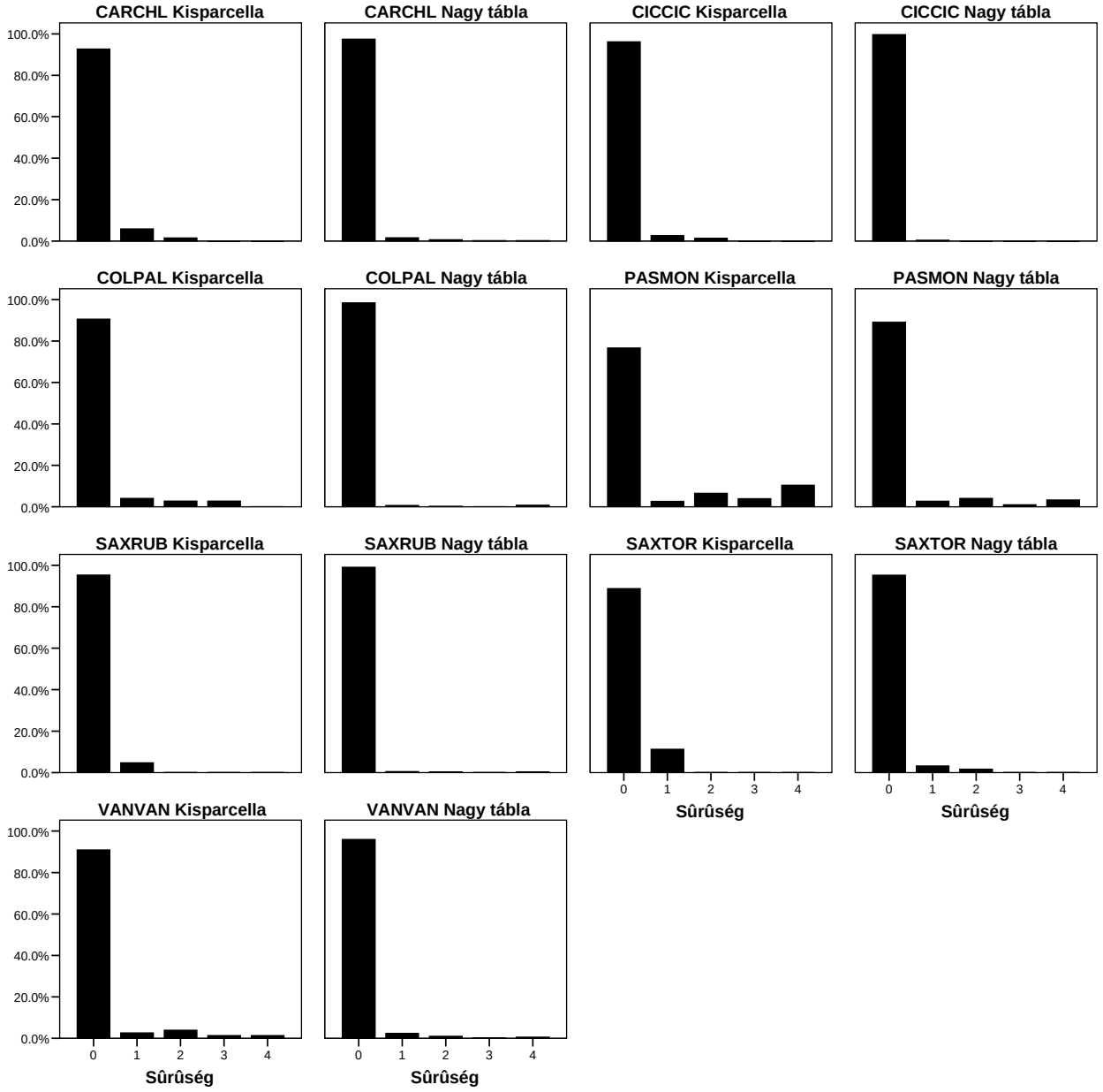
13. táblázat folytatása

Élőhely \ Faj	LOCNAE	LULARB	MILCAL	PASMON	PICVIR	SAXRUB	SAXTOR	STRTUR	STUVUL	SYLCOM	SYLNIS	TRITOT	TURMER	TURPHI	TURPIL	TURVIS	VANVAN
Szegély				+					+++			(-)	+++				
A Hínarasok																	
B Mocsarak													--	(-)			++
C Forráslápok, átmeneti dagadólápok			+				+		(+)								
D Üde sík- és dombvidéki rétek és rétlápok	+++		+	+		++	+++	++			((-))	+++	-				++
E Domb- és hegyvidéki gyepek		+++					(+)		++							++	
F Szikesek			++		((-))		+			((-))	((-))	+++	---	((-))			+++
G Nyílt szárazgyepek								--	++								
H Zárt száraz és félszáraz gyepek			+++			+++	++		(+)	++		++					
J Liget- és láperdők				(+)	+++		-	++	++				+++	(+)		((-))	
K Üde lomboserdők			--	--			(-)		--		((-))		+++	+++		++	
L Zárt száraz lomboserdők		(+)	--	--	++	((-))	-	(+)			((-))		+++	+++		+++	((-))
M Fellazuló száraz lomboserdők és cserjések								++	+	((-))							((-))
N Fenyőerdők				((-))									(+)				
O Természetközeli gyepek felhagyott szántókon	+		+++	++		+++	+++		+	+		++	(-)			((-))	+++
O11 Felhagyott szőlők és gyümölcsösök		+	+++				+++			(+)							
O12 Egyéb másodlagos mocsarak, rétek és gyepek	+++						+										
P1 Vágáscserjések és őshonos fafajú pionír erdők								+++						+			((-))
P2 Spontán cserjésedő-erdősödő területek			(+)				(+)	+++	+++	+++	+++		++	+++			
P3 Fiatal erdősítés gyepmaradványokkal					+		+										
P4 Fáslegelők										+			+				
P Egyéb másodlagos gyep-erdő mozaikok		++						++									
R1 Spontán beerdősödött területek				-			-	++					++		+		
R Egyéb származékerdők és ligetek			(-)				-	+++					+++				((-))
S Egyéb telepített faültetvények és származékaik		+++	--	-				+++		(+)			+++	+++		(+)	-
S6 Nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések								+++					++	+	((+))	+	
S7 Facsoportok, erdősávok és fasorok (fásítások)		((-))						+			++						

Élőhely \ Faj	LOCNAE	LULARB	MILCAL	PASMON	PICVIR	SAXRUB	SAXTOR	STRTUR	STUVUL	SYLCOM	SYLNIS	TRITOT	TURMER	TURPHI	TURPIL	TURVIS	VANVAN
T1 Egyéb szántó		((-))	(+)	(+)				+	(-)				---	-			(-)
T1G Gabona		(-)	+									+	---	---		((-))	+++
T1K Kukorica	((-))			+	(-)	(+)							---	--			+
T1N Napraforgó					((-))				-				--				+
T1R Repce						+++							--	((-))			++
T2 Évelő szántóföldi kultúrák			++	+					+++				---			++	+
T3 Zöldség- és dísznövénykultúrák											++			((-))			+++
T4 Rizskultúrák			((+))				((+))	((+))									
T5 Vetett rétek és legelők				(+)			+	+	(+)	++	((-))		--			++	
T6 Kistáblás mozaikok				+		+	+		(+)				-				
T7 Nagyüzemi szőlők és gyümölcsösök			+++	++						++							
T8 Kisüzemi gyümölcsösök és szőlők			++	+++					(+)	+						+	((-))
T9 Kiskertek	((-))		+	+++					(+)					+++			((-))
U1-3 Lakott terület	((-))		---	++	(-)		(-)	---	(+)		((-))		+++	(+)	((+))		(-)
U4-6 Telephelyek, roncsterületek				+++			+										
U8-9 Folyó- és állóvizek										++							++

4.2.2 A földhasználat hatása a mezei madárfajok sűrűségére

A 39 vizsgált mezei madárfaj közül 17 esetében jelzett a Kruskall-Wallis teszt szignifikáns különbséget a mintavételi ponton termesztett növényzet típusa szerint (M3/3. táblázat). Ezek közül a kenderike, a fehér gólya, a tövisszúró gébics és a mezei veréb esetében a különbség szignifikáns (p < 0,05) volt, míg a mezei pacsirta, a zöldike, az örvös galamb, a citromsármány, a sordély, a rozsdás és a cigány csaláncsúcs, a vadgerle, a seregély, a mezei poszáta, a fekete- és az énekes rigó és a bíbic esetében a különbség erősen szignifikáns volt (P < 0.01). 26 faj esetében viszont elfogadhatjuk a null-hipotézist, miszerint nem a tábla- és vetésszerkezet befolyásolja azok

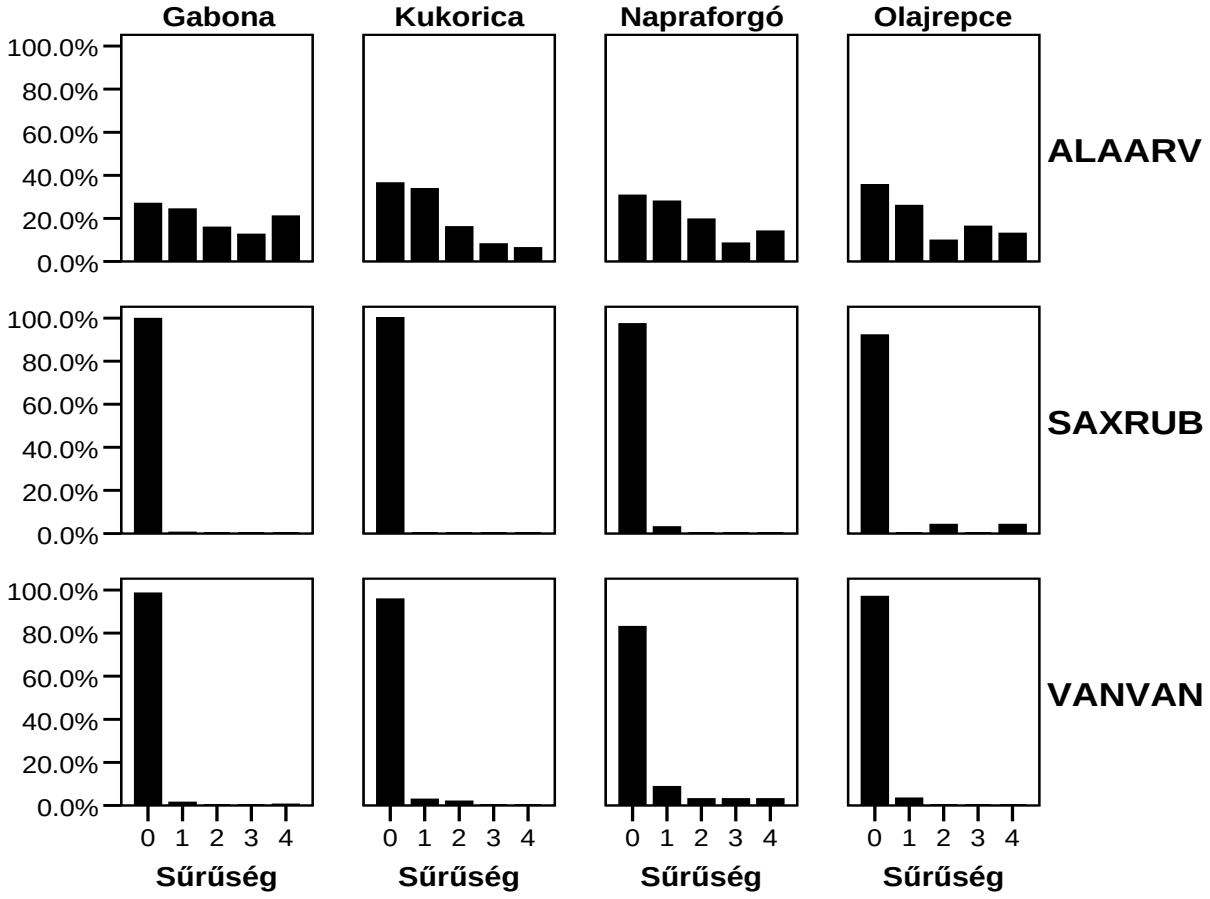


7. ábra: A kisparcellás és nagytáblás területeken szignifikánsan eltérő sűrűségben előforduló fajok egyedszámának megoszlása a mintavételi pontokon az adott élőhelytípus összes felmért pontjának százalékában

állománysűrűségét, hanem más tényezők. Meg kell azonban jegyezni, hogy számos faj (például a kuvik és a parlagi pityer) esetében csak kevés pozitív megfigyelés állt rendelkezésre. A nagy goda, a halvány geze és fenyőrigó esetében ráadásul valamennyi megfigyelés egy élőhelytípusból származott.

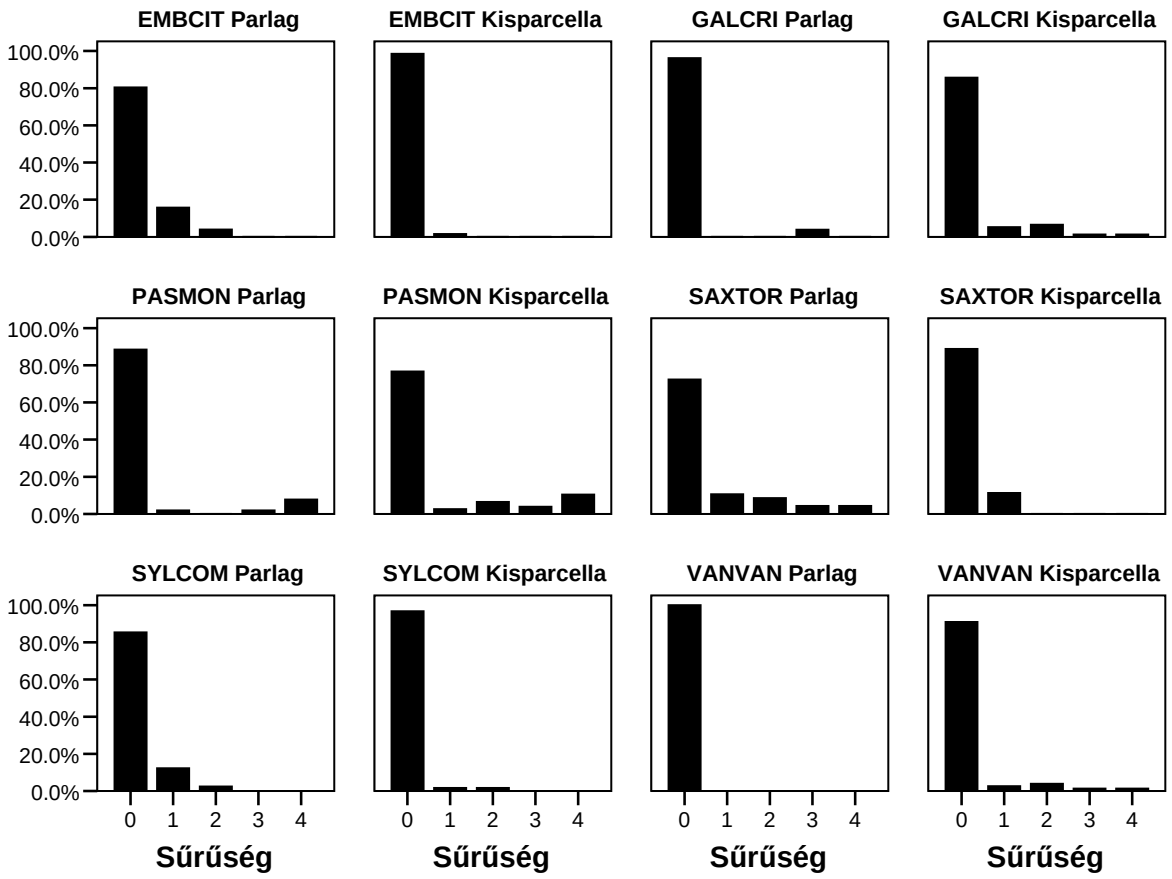
A **kisparcellás és a nagytáblás** művelésű területek esetében szignifikáns különbség a zöldike, a fehér gólya, az örvös galamb, a mezei veréb, a rozsdás és cigány csaláncsúcs, valamint a bíbic esetében mutatkozott (M3/4. táblázat, 7. ábra).

A nagytáblás **gabona és kukorica** esetében csupán a mezei pacsirta esetében találtam szignifikáns különbséget a $p < 0{,}05$ szinten (M3/5. táblázat, 8. ábra).



8. ábra: A nagyüzemi kukorica, napraforgó és olajrepce táblákban a gabonáétól szignifikánsan eltérő sűrűségben előforduló fajok egyedszámának megoszlása a mintavételi pontokon az adott élőhelytípus összes felmért pontjának százalékában

A **gabona és a napraforgó** között csupán a bíbic esetében mutatkozott szignifikáns különbség (M3/6. táblázat, 8. ábra). A **gabona és repce** között pedig csak a rozsdás csaláncsúcs sűrűségében (M3/7. táblázat, 8. ábra).

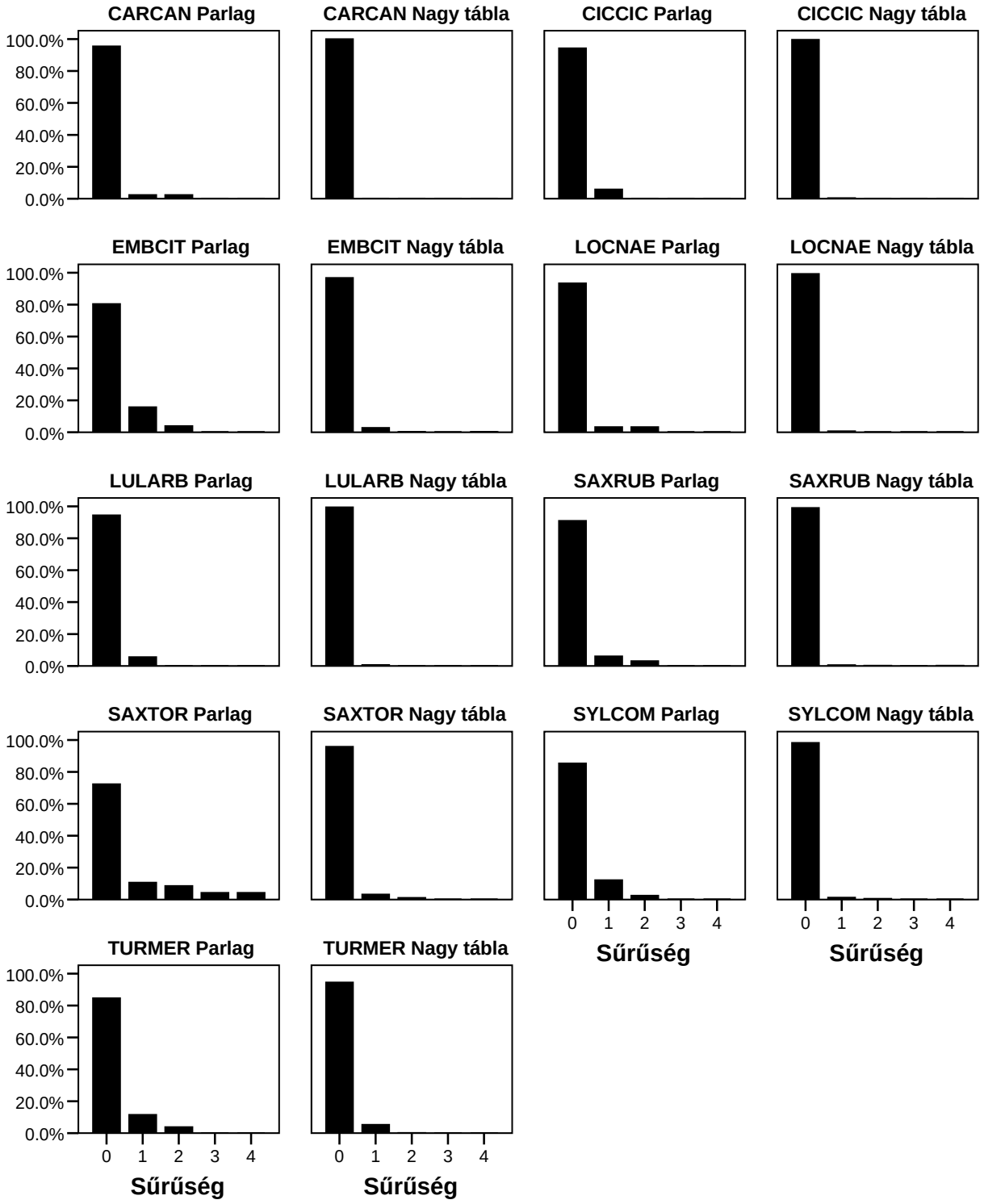


9. ábra: A parlag és kisparcellás területeken szignifikánsan eltérő sűrűségben előforduló fajok egyedszámának megoszlása a mintavételi pontokon az adott élőhelytípus összes felmért pontjának százalékában

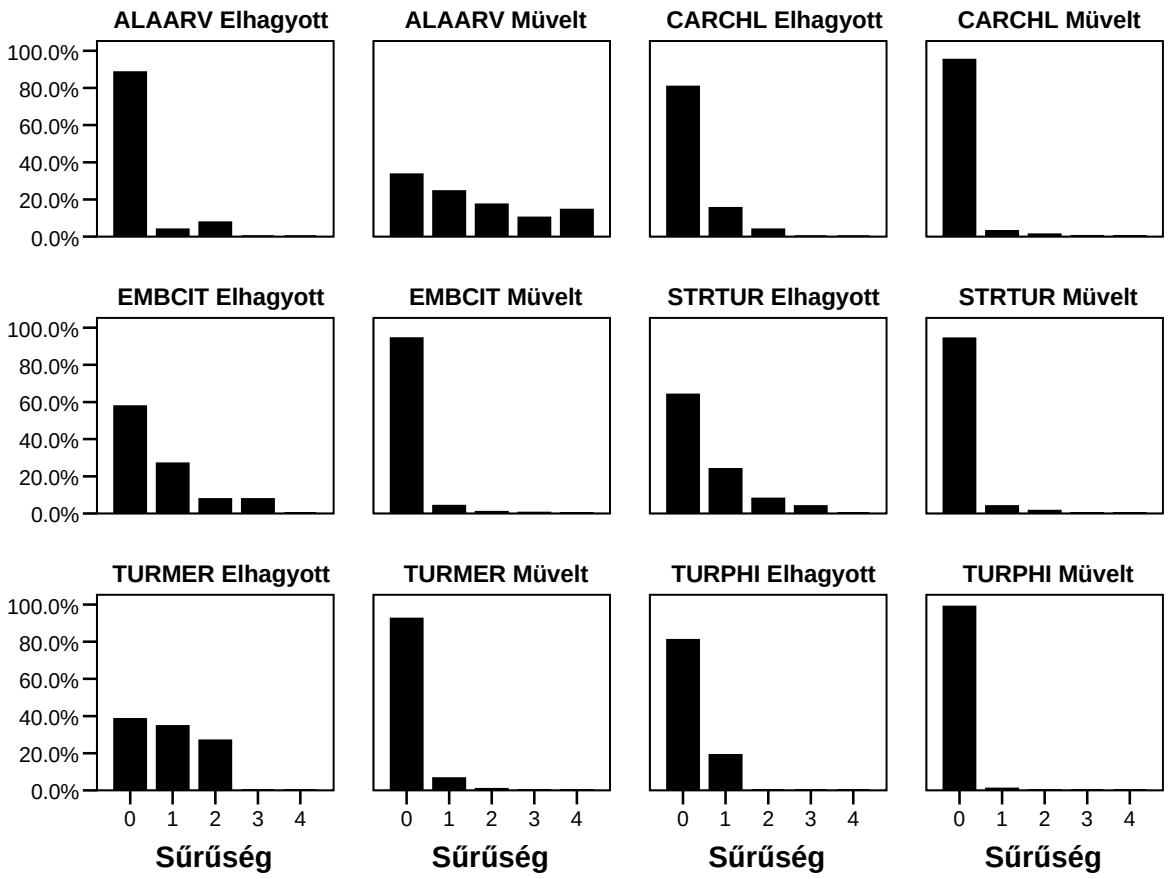
A **parlag területeket a kisparcellás művelésű területekkel** összehasonlítva a citromsármány, a cigány csaláncsúcs, a mezei poszáta, a búbos pacsirta, a mezei veréb és a bíbic esetében mutatkozott szignifikáns vagy közel szignifikáns különbség (M3/8. táblázat, 9. ábra). Ezek közül az első három faj esetében a parlagon, míg az utóbbi három faj esetében a kisparcellás területeken volt nagyobb a madarak sűrűsége.

A **parlag területeket a nagytáblás művelésű területekkel** összehasonlítva a kenderike, a fehér gólya, a citromsármány, a réti tücsökmadár, az erdei pacsirta, a rozsdás és cigány csaláncsúcs, a mezei poszáta és a feketerigó sűrűségében mutatkozott szignifikáns különbség, valamennyi esetében a parlag javára (M3/9. táblázat, 10. ábra). Ez azt jelzi, hogy a termelési kötelezettség megszűnése, illetve a földpihentetési kötelezettség esetén a többéves parlagok kialakulása során e fajok sűrűségének növekedésére lehet számítani.

A művelés teljes felhagyása következtében a **spontán erdősülő területeken** csak a mezei pacsirtának volt szignifikánsan kisebb az állománysűrűsége (M3/10. táblázat, 11. ábra). Ezzel szemben szignifikánsan nagyobb volt a zöldike, a citromsármány, a vadgerle, a fekete- és énekes rigó sűrűsége. Azaz – a várakozásoknak megfelelően – az erdei és erdőszegélyben elő fajoké.



10. ábra: A parlag és nagytáblás területeken szignifikánsan eltérő sűrűségben előforduló fajok egyedszámának megoszlása a mintavételi pontokon az adott élőhelytípus összes felmért pontjának százalékában



11. ábra: Az elhagyott és művelt területeken szignifikánsan eltérő sűrűségben előforduló fajok egyedszámának megoszlása a mintavételi pontokon az adott élőhelytípus összes felmért pontjának százalékában

4.3 Az agrár-környezetvédelmi intézkedések eredményességének vizsgálata a túzok példáján

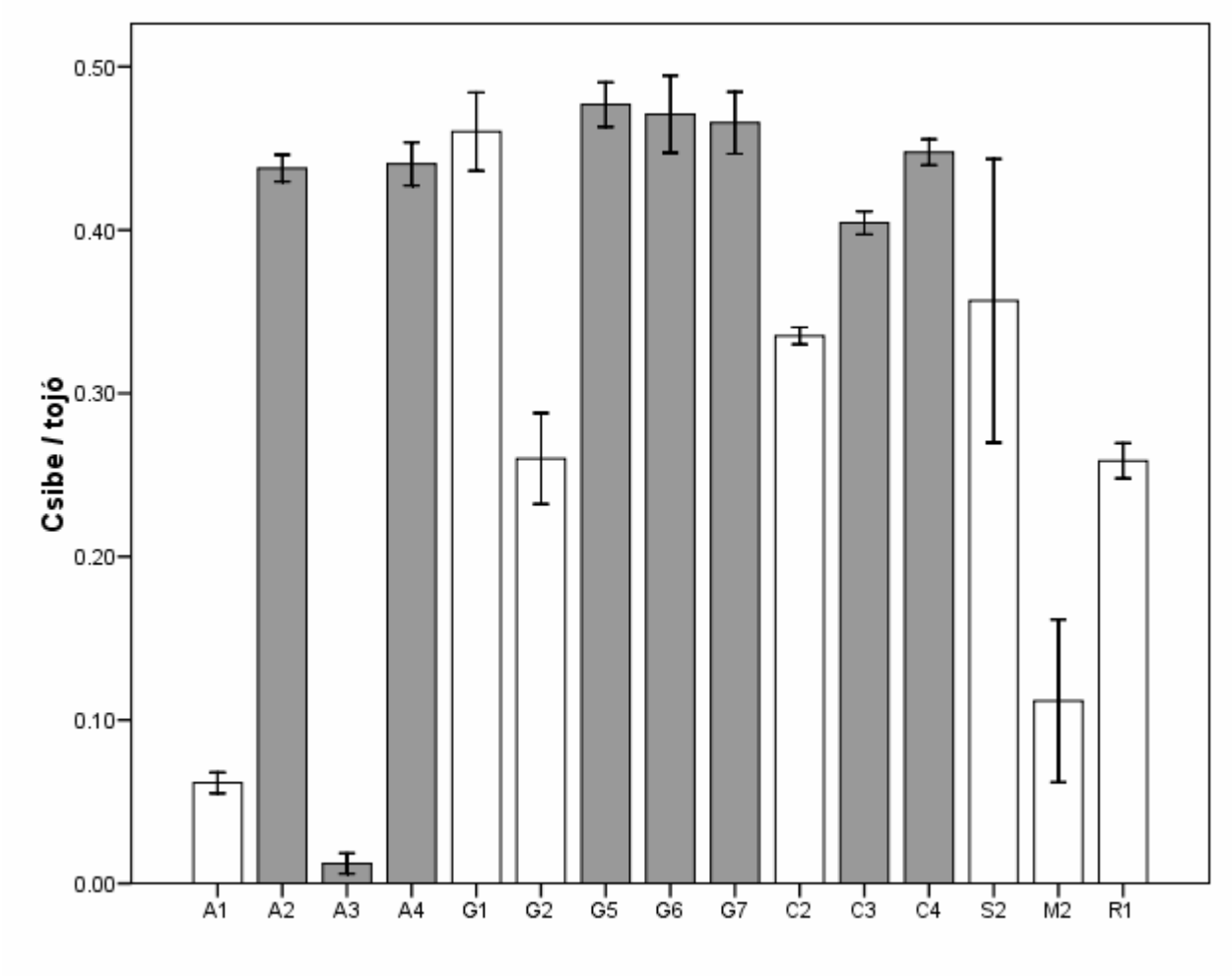
4.3.1 A mezőgazdasági kultúra és technológia hatása a túzok fészkelési sikerére

Az egy tojó által IX. 30-ig átlagosan felnevelt fiókák száma alapján mért fertilitás értékének változását a különböző mezőgazdasági kultúrákban a 12. ábra mutatja az alapmodell adatai alapján. Az ábrán jól megfigyelhető, hogy a konvencionális és az agrár-környezetvédelmi technológiák között növényenként eltérő mértékű különbség mutatkozik.

A lucerna esetében – a IV. 25. előtt kaszáltak kivételével – az agrár-környezetvédelmi előírásoknak megfelelően művelt táblákban (A2: N = 6 746, M = 0,4378, SE = 0,00418; A4: N = 1 000, M = 0,4404, SE = 0,00676) legalább hétszer olyan magas volt a felnevelt fiókák száma, mint a konvencionális technológia esetén (A1: N = 3 364, M = 0,0616, SE = 0,00326). Azonban megjegyzendő, hogy a IV. 25. előtt kaszált lucernákban a produkció még a konvencionális technológiáénál is kisebb volt (A3: N = 1 412, M = 0,0122, SE = 0,00319). Ez megfelel a korábbi tapasztalatoknak, miszerint a lucernában szinte biztos a főköltés fészekaljainak pusztulása.

A gyepeknél különböző kép rajzolódik ki a legelők (G1) és a kaszálással is hasznosított (G2) területek esetében. A 12. ábrán jól látszik, hogy a költési siker a konvencionálisan kezelt legelőkön (G1: *N* = 2 269, *M* = 0,4602, *SE* = 0,01225) nem sokkal marad el az agrár-környezetvédelmi előírásoknak megfelelően kezelt kaszálóktól (G6: *N* = 2 424, *M* = 0,4708, *SE* = 0,01204), illetve legelőktől (G7: *N* = 3 608, *M* = 0,4656, *SE* = 0,00966), sőt még a maximális költési sikert reprezentáló parlagtól sem (G5: *N* = 5 366, *M* = 0,4768, 0,00697). Ugyanakkor a költési időben kaszált területeken a felnevelt csibék száma csupán a fele az előbbieknek (G2: *N* = 1 187, *M* = 0,2601, *SE* = 0,01421). A legelők esetében tapasztalható magas költési siker elsősorban a modellben feltételezett alacsony mortalitásnak tulajdonítható. Amint azt a módszertani részben is kifejtettem, a fészekpusztulás valószínűleg függ a legeltetett állatállomány sűrűségétől is. Ennek következtében a modellnek ezt az előrejelzését a gyakorlatban érdemes óvatosan kezelni. Ugyanakkor ez a feltételezés valószínűleg jól jellemzi a jelenlegi helyzetet Magyarországon mivel mind a korábbi vizsgálatok (Faragó, 2001b, a), mind az általam elemzett adatok – 1998. és 2005. között 437 mentett fészek közül mindössze 10 került meg legeltetés során – e veszélyeztető tényező csekély súlyára utalnak. A kaszálás esetében a lucernáénál nagyobb felnevelési siker elsősorban az ebben az élőhelyben később kezdődő kaszálásnak tulajdonítható.

A gabona esetében viszonylag kis különbség tapasztalható a konvencionális (C2: *N* = 4 997, *M* =



12. ábra: Az egy költő tojó által átlagosan felnevelt fiókák számának alakulása különböző mezőgazdasági kultúrákban. Az oszlopok tetején található vonalak az átlag körüli 95%-os konfidencia intervallumot jelzik. Az üres oszlopok jelzik a konvencionális, a sötétek pedig az agrár-környezetvédelmi technológiákat. Az egyes technológiák kódja megegyezik a 6. táblázatban közöltekkel

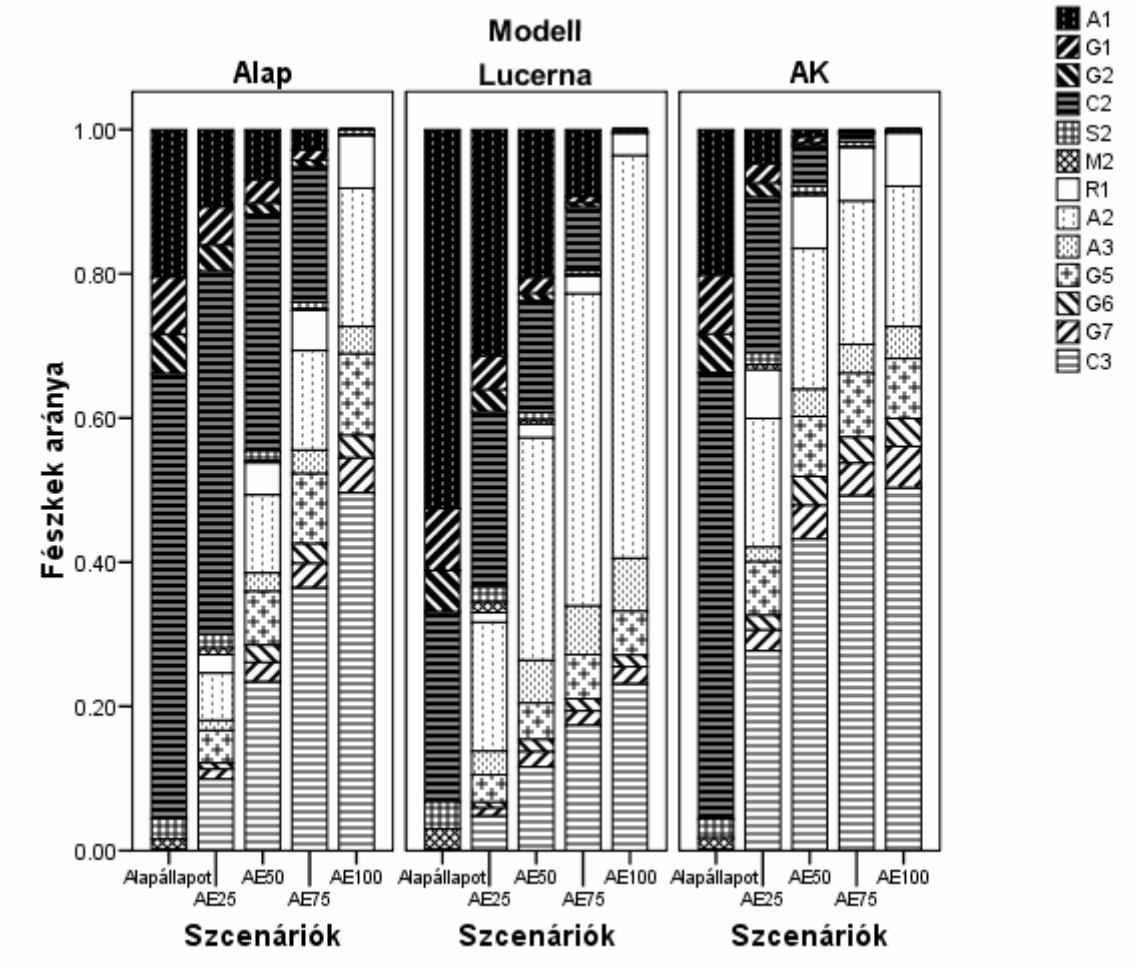
0,3352, *SE* = 0,00267) és az agrár-környezetvédelmi előírásoknak megfelelően kezelt területek (C3: *N* = 4 955, *M* = 0,4044, *SE* = 0,00358; C4: *N* = 2 000, *M* = 0,4476, *SE* = 0,00401) között. Ez az eredmény jól egyezik Faragó (1992b) véleményével, miszerint a túzok a kedvező környezeti feltételeket biztosító búzában van kitéve a legkisebb mértékű technológiai veszélynek. Ugyanakkor megjegyzendő, hogy a vegyszerezés következtében bekövetkező fészekelhagyás mértékét csak ±10,5 %-os hibahatárral sikerült becsülni. Ennek megfelelően a konvencionális és az agrár-környezetvédelmi technológiák közötti különbség valamivel nagyobb is lehet. Ugyancsak figyelmet érdemel, hogy az ÖPUL előírásain alapuló C4 technológia esetében a felnevelt fiatalok száma mintegy 10 %-kal magasabb lehet, mint a magyar előírásoknak megfelelő – egy liszthartmat elleni védekezést megengedő – C3 technológia esetén.

A várakozásoknak megfelelően a modell 9 000 replikáció közül csak kevés esetben jelezte a túzok fészkelését kukoricában (*N* = 188) és napraforgóban (*N* = 157). Ez azzal magyarázható, hogy e tavaszi vetésű növények a költési időszak elején még nem kínálnak megfelelő fészkelőhelyet. A modell előrejelzése szerint viszont a mechanikai sorközművelés nélkül kezelt napraforgóban a költési siker (*M* = 0,3567, *SE* = 0,04428) hasonló lehet mint a konvencionális gabonában. Ezzel szemben a későbbi vetésű kukoricában csak kisebb költési sikerre lehet számítani (*M* = 0,1117, *SE* = 0,02538). A repce esetében is viszonylag szerény lehet a költési siker (*N* = 5 592, *M* = 0,2587, *SE* = 0,00548) a szükséges háromszori vegyszeres kezelés miatt.

4.3.2 Az agrár-környezetvédelmi intézkedések területi arányának hatása

A fészkek különböző növények és technológiák közötti eloszlását különböző fészkelőhely preferenciák esetén a 13. ábra mutatja be. Ezek közül a lucerna preferálását feltételező modell áll legközelebb az irodalomban közöltekhez (Fodor, *et al.*, 1971; Faragó, 1983, 1986; Demeter, *et al.*, 1994; Faragó, 2001a). Ugyanakkor a fészekmentések során gyűjtött adatok valószínűleg nem adnak torzítatlan becslést a túzok fészkelőhely-választására vonatkozóan.

Így nem zárható ki az sem, hogy az alapmodell által prognosztizált magasabb arányú fészkelés közelíti meg jobban a valós helyzetet. Erre utal, hogy a fészekmentések során csak a tojók száma alapján feltételezhető fészkek körülbelül egyharmadát sikerül megtalálni (Széll, Kurpé és Fatér *szem. közl.*). Valószínűsíthető, hogy a meg nem került fészkek jelentős része a gabonában található, ahol kevésbé van zavaró hatásoknak kitéve. E bizonytalanságokat figyelembe véve indokolt az alternatív modellek használata az elemzés során.

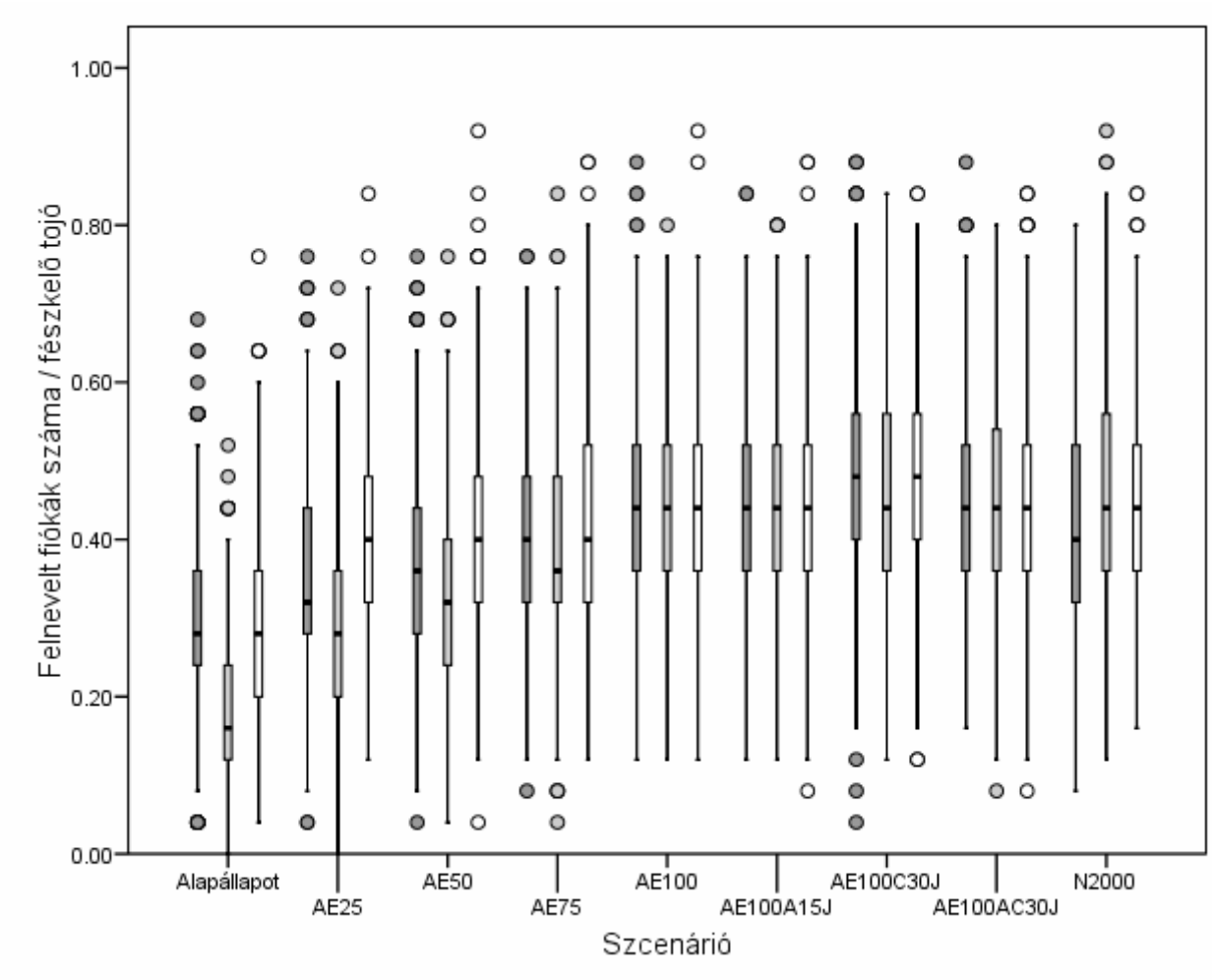


13. ábra: A fészkek megoszlása különböző növénytermesztési technológiák között az agrár-környezetvédelmi program területi kiterjedésének és a feltételezett fészkelőhely-választási preferenciák szerint. Az egyes növénytermesztési technológiák kódja megegyezik a 6. táblázatban használtakkal. A konvencionális és agrár-környezetvédelmi technológiákat az üressel jelölt (R1) változó választja el.

A 13. ábra azt is jól mutatja, hogy a várakozásoknak megfelelően az agrár-környezetvédelmi intézkedések által fedett terület arányának növekedésével nő a magasabb fészkelési sikerrel kecsegtető agrár-környezetvédelmi intézkedések által védett élőhelyeken fészkelő madarak aránya. Azonban az **alapmodell** szerint a fészkek nagyjából az agrár-környezetvédelmi program területi arányának megfelelően oszlottak meg a konvencionálisan és a túzokkímélő módon kezelt területek között. A területi arányoknál kissé magasabb arányú fészkelés az agrár-környezetvédelmi program előírásai szerint kezelt területeken annak tulajdonítható, hogy az előírt vetésszerkezet növeli a túzok számára kedvező körülményeket nyújtó növények arányát (lásd 4. ábra).

A lucerna, illetve az agrár-környezetvédelmi intézkedések hatálya alá tartozó kultúrák preferálását feltételező modellek esetében viszont a program területi részarányánál nagyobb mértékben nőtt az agrár-környezetvédelmi területeken költő madarak aránya. A **lucerna modell** esetében ez annak köszönhető, hogy az agrár-környezetvédelmi program előírásainak megfelelően a vetésterület legalább 20%-án pillangós takarmánynövényt kell termeszteni (lásd 7. táblázat). Fontos azonban megfigyelni, hogy ebben az esetben a fészkek nagyjából az agrár-környezetvédelmi program területi részesedésének megfelelően oszlottak meg a konvencionális és a túzokkímélő módon kezelt lucernások között. Az **AE modell** esetében viszont a túzokkímélő módon kezelt táblákban fészkelő

madarak aránya jóval magasabb volt, mint a program területi részesedése. A fészkek 90%-a már a program 50%-os területi részaránya esetén az agrár-környezetvédelmi intézkedések hatálya alá tartozó táblákban volt.



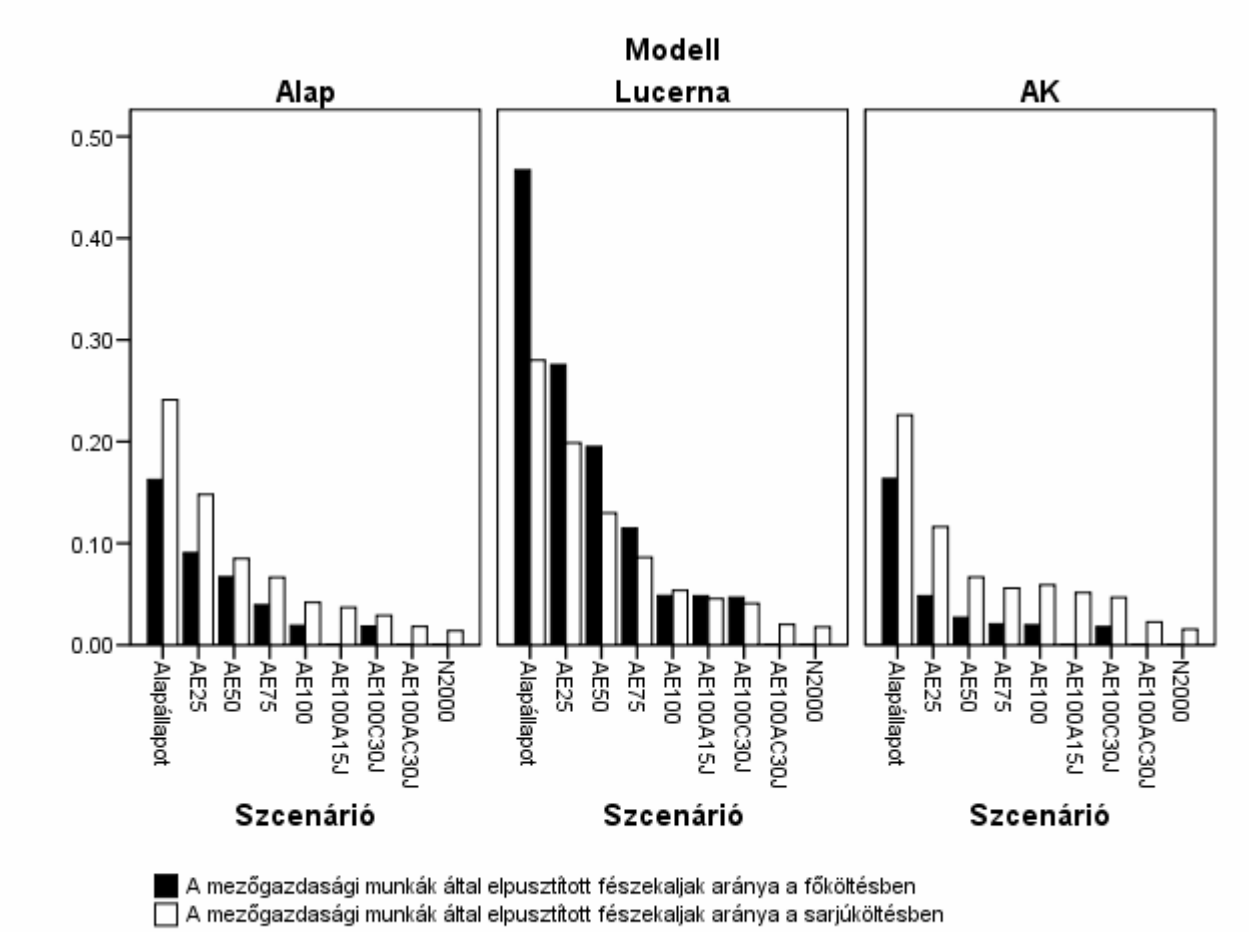
14. ábra: Az egy fészkelő tojó által átlagosan felnevelt fiókák számának alakulása különböző fészkelőhely-választási preferenciákat feltételező modellek esetében az egyes szcenáriókban 1000 replikáció alapján. Sötét szürkével jelölve az alapmodell, világos szürkével a lucerna modell, üressel az AE modell.

Az egyes szcenáriók esetében az egy fészkelő tojó által átlagosan felnevelt fiókák száma jelentős szórást mutatott (14. ábra), ami a sztochasztikus hatások jelentőségét mutatja. Ennek ellenére mind a három modell esetében kimutatható volt az agrár-környezetvédelmi programok területi részesedésének és az alkalmazott előírások szignifikáns hatása (alapmodell: $F(8, 8\,991) = 215{,}948$, $p < 0{,}001$, $\omega = 0{,}39$; lucerna modell: $F(8, 8\,991) = 650{,}647$, $p < 0{,}001$, $\omega = 0{,}60$; AE modell: $F(8, 8\,991) = 167{,}422$, $p < 0{,}001$, $\omega = 0{,}35$). A *post hoc* teszt segítségével sikerült igazolni, hogy a tojónként átlagosan felnevelt fiókák száma az agrár-környezetvédelmi program területi részesedésének növekedésével nőtt valamennyi modell esetében (14. táblázat). Az AE modell esetében az AE50 és AE75 szcenáriók között már csak elhanyagolható különbség mutatkozott. Ezt azzal lehet magyarázni, hogy – e modell feltételei mellett – a túzokkímélő módon kezelt területeken fészkelő madarak aránya már nem nőtt jelentősen az agrár-környezetvédelmi program 50%-os részesedése fölött.

Az alternatív agrár-környezetvédelmi és a Natura 2000 szcenáriók esetében kevésbé egyértelmű különbségeket lehetett találni. A felnevelt fiókák számában mutatkozó viszonylag kis eltérések

miatt e szcenáriók 2–3 homogén csoportot alkottak valamennyi modell esetében (14. táblázat). Az egyik általános érvényű eredmény, hogy a N2000 szcenárió eredménye gyakorlatilag megegyezett – sőt a Lucerna és az AE modellek esetében meg is haladta – a jelenlegi előírások mellett a teljes terület agrár-környezetvédelmi támogatásban részesítő helyzetet reprezentáló AE100 szcenárió eredményeivel. **Ez azt jelenti, hogy a fertilitás tekintetében a sokkal kisebb területre – a jelen modell esetében az összterület 16%-ára – koncentráló kötelező jellegű Natura 2000 intézkedéssel hasonló – vagy jobb – eredményt lehet elérni, mint a teljes élőhely agrár-környezetvédelmi intézkedés alá vonásával.**

A másik figyelemre méltó eredmény, hogy az első kaszálás elhalasztása valamennyi lucerna esetében (AE100A15J szcenárió) – az agrár-környezetvédelmi program 100%-os részesedése esetén – nem eredményezett szignifikánsan jobb fertilitási eredményeket, mint a jelenlegi előírásokat reprezentáló AE100 szcenárió egyik modell esetében sem. Az alternatív előírások közül csupán az osztrák ÖPUL program „WF" csomagján alapuló AE100C30J szcenárió esetében volt szignifikánsan magasabb a populáció fertilitása, mint az AE100 szcenárióéban.



15. ábra: A mezőgazdasági munkák által elpusztított fészekaljak számának alakulása a fő- és a sarjúköltésben különböző szcenáriók esetén különböző fészkelőhely preferenciák feltételezése esetén

A fenti eredményeket jól magyarázza, hogy az agrár-környezetvédelmi program területi arányának növekedésével fokozatosan csökkent a mezőgazdasági munkák által elpusztított fészkek aránya mind a két költés esetében (15. ábra). Azonban érdemes megfigyelni, hogy az AE modell esetében ez viszonylag hamar – már 25%-os aránynál – bekövetkezett, míg a lucerna modell esetében csak

később vált számottevővé. A 13. ábra tanúsága szerint ez egyértelműen a lucernában történő nagyobb arányú fészkelésnek tulajdonítható. Ennek hatása marginálisan még az agrár-környezetvédelmi intézkedések 100%-os területi részesedése esetén is érzékelhető.

A fentieket megerősíti az alapmodell összes futására összevontan elvégzett korreláció-számítás is. Az egy tojó által átlagosan felnevelt fiókák száma pozitívan és erősen korrelált a főköltésből felnevelt fiókák számával, r_S = 0,958, $p_{(egyoldali)}$ < 0,01, és csak gyenge összefüggést mutatott a második költésből felnevelt fiókák számával, r_S = 0,133, $p_{(egyoldali)}$ < 0,01. Ez a megállapítás egybecseng Faragó (1992b; 2001b) korábbi megállapításaival, miszerint a sarjúköltés jelenősége elenyésző a magyarországi viszonyok között a pótköltésbe kezdő tojók kisebb száma, annak alacsony kelési sikere és a mezőgazdasági munkák általi nagyobb veszélyeztetettsége miatt.

A főköltésből felnevelt fiókák száma negatív kapcsolatot mutatott a mezőgazdasági munkák által elpusztított fészkek arányával, r_S = – 0,365, $p_{(egyoldali)}$ < 0,01. A kapcsolat közepes erősségére magyarázatot kínál, hogy a felnevelt fiókák száma még számos egyéb sztochasztikus tényezőtől is függ. Ugyanakkor a sarjúköltés esetében nem volt kapcsolat a felnevelt fiókák száma és a mezőgazdasági munkák által elpusztult fészkek aránya között, r_S = – 0,002, *ns*.

Mind az alap- és az AE modell esetében az agrár-környezetvédelmi intézkedések eredményeként mintegy 50%-kal lehet növelni a populáció fertilitását (15. táblázat). A lucerna modell esetében ez a 130%-ot is meghaladhatja. A magasabb arányú javulás azonban ebben az esetben az alapállapotban tapasztalható alacsonyabb fertilitásnak tulajdonítható. A maximális érték azonban valamennyi modell esetében hasonló. Ennek alapján megállapítható, hogy az adott paraméterek mellett a fészkelőhely választási mechanizmus csak a különbséget befolyásolja az alapállapot és a 100%-os fedettség között, de a maximális értéket nem.

14. táblázat: Az egyes szcenáriók csoportosítása az egy tojó által átlagosan felnevel fiókák száma alapján különböző fészkelőhely-választási feltételezések mellett

Alapmodell

Ryan-Einot-Gabriel-Welsch Q

	N	Homogén csoportok alpha = 0,05 szignifikancia szinten						
Szcenárió	1	2	3	4	5	6	7	1
Alapállapot	1000	0,2973						
AE25	1000		0,3434					
AE50	1000			0,3754				
AE75	1000				0,3973			
N2000	1000					0,4242		
AE100	1000					0,4376	0,4376	
AE100A15J	1000						0,4424	
AE100AC30J	1000						0,4474	
AE100C30J	1000							0,4658
Sig.		1,000	1,000	1,000	1,000	0,052	0,398	1,000

Lucerna modell

	N	Homogén csoportok alpha = 0,05 szignifikancia szinten						
Szcenárió	1	2	3	4	5	6	7	1
Alapállapot	1000	0,1846						
AE25	1000		0,2912					
AE50	1000			0,3333				
AE75	1000				0,3851			
AE100	1000					0,4308		
AE100A15J	1000					0,4408	0,4408	
AE100AC30J	1000						0,4514	0,4514
N2000	1000							0,4596
AE100C30J	1000							0,4638
Sig.		1,000	1,000	1,000	1,000	0,243	0,185	0,149

AE modell

	N	Homogén csoportok alpha = 0,05 szignifikancia szinten					
Szcenárió	1	2	3	4	5	6	1
Alapállapot	1000	0,2992					
AE25	1000		0,3951				
AE50	1000			0,4107			
AE75	1000			0,4198			
AE100	1000				0,4348		
AE100A15J	1000				0,4409	0,4409	
AE100AC30J	1000				0,4469	0,4469	
N2000	1000					0,4541	
AE100C30J	1000						0,4680
Sig.		1,000	1,000	0,366	0,197	0,122	1,000

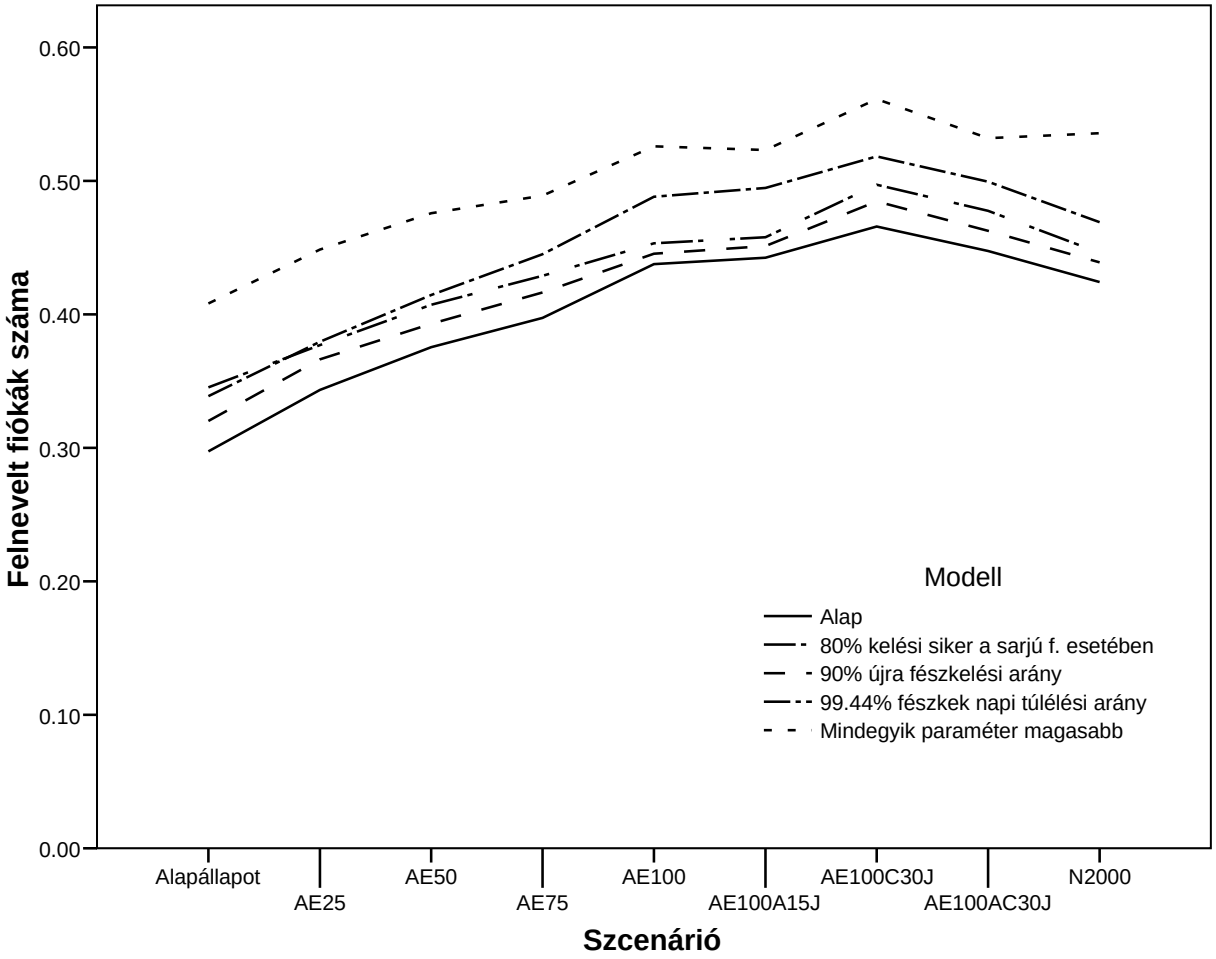
15. táblázat: A túzok reprodukciójának sikere különböző szcenáriók esetén

Modell	Szcenárió	Összes kiköltött tojások száma tojónként		Felnevelt fiókák száma összesen		A kelésig túlélt fészekaljak aránya a fõköltésben		A kelésig túlélt fészekaljak aránya a sarjúköltésben	
		Átlag	S.D.	Átlag	S.D.	Átlag	S.D.	Átlag	S.D.
Alap	Alapállapot	0,8906	0,17531	0,2973	0,10781	0,5044	0,10062	0,4670	0,20261
	AE25	1,0126	0,17394	0,3434	0,11922	0,5786	0,09756	0,5586	0,20541
	AE50	1,0914	0,17148	0,3753	0,11554	0,6307	0,10060	0,6392	0,22686
	AE75	1,1495	0,16997	0,3969	0,12078	0,6739	0,09099	0,6513	0,24169
	AE100	1,2191	0,15637	0,4371	0,12175	0,7233	0,08577	0,7068	0,25705
	AE100A15J	1,2442	0,16288	0,4422	0,11976	0,7409	0,08521	0,7058	0,25409
	AE100C30J	1,2285	0,16027	0,4652	0,12576	0,7290	0,08492	0,7098	0,25684
	AE100AC30J	1,2631	0,16272	0,4471	0,12181	0,7533	0,08329	0,7315	0,26142
	N2000	1,1267	0,16403	0,4243	0,12138	0,6573	0,09274	0,6529	0,24488
Lucerna	Alapállapot	0,6100	0,16704	0,1846	0,08901	0,2993	0,09470	0,4503	0,15918
	AE25	0,8678	0,18053	0,2912	0,11292	0,4697	0,10138	0,5354	0,18418
	AE50	0,9986	0,18238	0,3333	0,11332	0,5572	0,10279	0,6124	0,20248
	AE75	1,1143	0,17254	0,3855	0,12292	0,6416	0,09765	0,6434	0,22445
	AE100	1,2024	0,16238	0,4303	0,12224	0,7085	0,08985	0,7120	0,24742
	AE100A15J	1,2063	0,15985	0,4405	0,11876	0,7177	0,08870	0,7078	0,24919
	AE100C30J	1,2258	0,16067	0,4635	0,12528	0,7255	0,08563	0,7087	0,26003
	AE100AC30J	1,2754	0,15934	0,4502	0,12753	0,7627	0,08122	0,7428	0,26973
	N2000	1,2134	0,16901	0,4593	0,12763	0,7194	0,09208	0,6684	0,26311
AE	Alapállapot	0,8913	0,17916	0,2992	0,11051	0,5022	0,10044	0,4878	0,19649
	AE25	1,1317	0,16832	0,3946	0,11648	0,6577	0,09472	0,6125	0,24229
	AE50	1,1874	0,17300	0,4096	0,12980	0,7022	0,09219	0,6631	0,25505
	AE75	1,2115	0,16668	0,4194	0,12848	0,7197	0,09025	0,6849	0,26352
	AE100	1,2104	0,16469	0,4341	0,11860	0,7234	0,09006	0,6768	0,25966
	AE100A15J	1,2334	0,16338	0,4396	0,12494	0,7414	0,08391	0,6757	0,26666
	AE100C30J	1,2300	0,16269	0,4680	0,12685	0,7298	0,08480	0,7058	0,25338
	AE100AC30J	1,2518	0,16508	0,4460	0,12274	0,7466	0,08522	0,7285	0,25430
	N2000	1,2078	0,16460	0,4525	0,12210	0,7198	0,08814	0,6799	0,25688

4.3.3 Az egyes paraméterek befolyása a modell eredményeire

Az előzőekkel ellentétben a modell paramétereinek változtatása esetén az egyes szcenáriók közötti abszolút különbség nem változott lényegesen, viszont az egyes szcenáriókhoz tartozó értékek az alapmodellhez képest arányosan nőttek (16. ábra). A vizsgált értéktartományon belül a legnagyobb hatása a fészkek napi túlélésének volt. E paraméter mindössze 0,5%-os növekedése 10–14%-kal növelte a populáció fióka produkcióját. A tojók újrafészkelésének 50%-os növekedése viszont csak mindössze 2–8%-kal növelte ezt az értéket. A kelési siker 100%-os növekedése pedig a populáció fertilitásának 3–16%-os növekedését okozta volna. Az előbb említett tényezők kombinált hatása 18–37%-kal magasabb produkcióval járna.

Ennek alapján megállapítható, hogy a sarjúköltés paraméterei nem befolyásolják nagymértékben a reprodukciós modell eredményeit. Ugyanakkor a fészkek napi túlélési rátájának változása jelentős hatással lehet. Megjegyzendő, hogy 98,91%-os napi túlélési ráta mellett a 25 napos inkubációs időszak alatt a fészkek mintegy 76%-a éli meg a kelést, míg a paraméter becslésére vonatkozó 95% konfidencia intervallum felső határértékét képező 99,44% mellett 87%-kuk. Ebből két következtetés vonható le. Egyrészt e paraméter becslésének pontossága jelentős mértékben befolyásolja a modell által becsült eredményeket. Másrészt a reprodukció javítása szempontjából különleges figyelmet



16. ábra: Egyes paraméterek hatása a populáció fertilitásának alakulására különböző szcenáriók esetén

érdemelnek azok a tényezők, amik a fészek napi túlélését befolyásolhatják – például predáció (Faragó, 2001b, a; Martin, *et al.*, 2007).

4.3.4 Az agrár-környezetvédelmi intézkedések hatása a túzok populáció életképességére

A magyar agrár-környezetvédelmi intézkedések a populáció reprodukciós rátájának növelésén keresztül igyekeznek javítani a populáció életképességét, és növelni annak létszámát. A reprodukciós modell alapján feltételezhető, hogy a populáció fertilitása az agrár-környezetvédelmi program kiterjedésével, illetve az előírásokban szereplő intézkedéseknek megfelelően változik.

A populáció mátrix modelljének elemzése alapján megállapítható, hogy az alapállapotban a populáció determinisztikus növekedési rátája lassan csökkenő populációt jelez az alapmodell esetében. Ez az agrár-környezetvédelmi program területi arányának növekedésével fokozatosan javul (16. táblázat). Amennyiben a modell magába foglalja a kemény telek által okozott időnkénti katasztrofális állománycsökkenések hatását, a populáció 100 éven belüli kipusztulásának veszélye 33,1%-ról 0,5%-ra csökken az agrár-környezetvédelmi intézkedések területi arányának növekedésével. Amennyiben a modell azt feltételezi, hogy a katasztrofális téli pusztulások nem következnek be, a kipusztulás veszélye 14,4%-ról nullára csökken. Ez azt mutatja, hogy az időszakos téli pusztulás kiküszöbölésére irányuló intézkedések – például a repcevetés és szükség esetén a hó eltakarítás előírása – legalább olyan mértékben javítja a populáció életképességét, mint a reprodukció növelése agrár-környezetvédelmi intézkedéseknek a terület 25%-ára történő kiterjesztése által.

16. táblázat: A modell populáció determinisztikus növekedési rátája és kipusztulásának veszélye az agrár-környezetvédelmi program területi arányának függvényében

Szcenárió	λ	100 éven belüli kipusztulás veszélye	
		Katasztrófa nélkül	Katasztrófával
Alapállapot	0,9919	0,144	0,331
25% AE	1,0006	0,044	0,157
50% AE	1,0088	0,011	0,054
75% AE	1,0128	0,004	0,027
100% AE	1,0206	0,000	0,005

A mátrix modell érzékenységének determinisztikus elemzése azt mutatja (17. táblázat), hogy a növekedési ráta a legérzékenyebb az idős madarak túlélésére és a fertilitás változására. Az első tényező jelentőségét megerősíti az elaszticitás vizsgálata is.

17. táblázat: A determinisztikus növekedési ráta érzékenysége az egyes paraméterek változására

Paraméter	Érzékenység	Elaszticitás
s_0	0,10	0,07
s_1	0,07	0,07
s_2	0,07	0,07
$s_{\geq 3}$	0,80	0,73
$F_{\geq 3}$	0,44	0,07

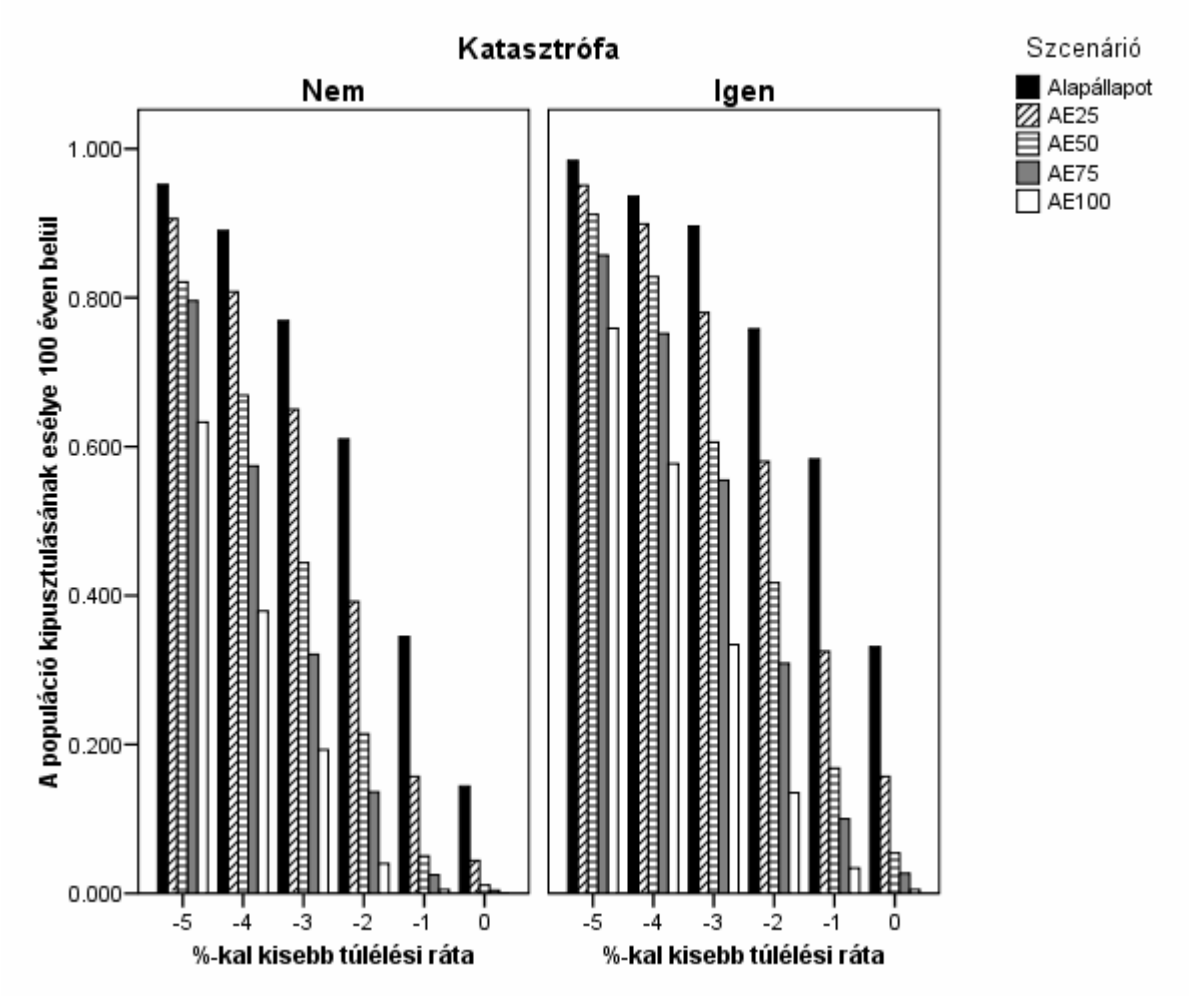
Mivel a determinisztikus érzékenységvizsgálat szerint a modell kevésbé érzékeny a reprodukció növelésére, mint a felnőtt madarak túlélésére, a reprodukció növelése az agrár-környezetvédelmi program keretében csak korlátozott mértékben képes kompenzálni a túlélési ráta esetleges csökkenését (például elektromos vezetékek építése miatt). A populáció életképességének sztochasztikus vizsgálata megerősítette a fenti feltételezést (17. ábra).

A 17. ábra jól mutatja, hogy a túlélési ráták 1%-os csökkenésének kompenzációjához még elegendő az AE25 szcenárió által okozott 15%-os fertilitásnövekedés. 2%-os csökkenés esetében ennek kompenzálásához már az agrár-környezetvédelmi programok 25–50%-os részesedésére lenne szükség. 3%-os csökkenést pedig már csak a terület egészének agrár-környezetvédelmi program alá vonása – a fertilitás csaknem 50%-os növekedése – is alig tudná kompenzálni a jelenlegi előírások mellett. Ennél nagyobb csökkenés kompenzálása pedig szinte lehetetlen a fertilitás növelésén keresztül.

Természetesen az eredményeket óvatosan kell kezelni, hiszen a modell paramétereit számos bizonytalanság terheli. Ennek megfelelően nem szabad a fenti előrejelzéseket az agrár-környezetvédelmi programok kívánatos területi arányának meghatározásához felhasználni. Sokkal inkább érdemes a modell általános következtetéseire figyelni:

- A mortalitás – különösen a felnőtt madaraké – jelentősebben befolyásolja a populáció életképességét, mint a reprodukció. Ezért az agrár-környezetvédelmi programnak nagyobb figyelmet kell fordítania azokra az intézkedésekre, amik megakadályozzák a tojók elkaszálását. Korábbi adatok szerint ez a tényező19%-os aránnyal szerepelt a felnőtt túzokok halálozási okai között (Faragó, 2001b).

- Jelentősen rontja az agrár-környezetvédelmi programok eredményességét, ha az agrár-környezetvédelmi intézkedésekkel párhuzamosan nem történnek intézkedések a mortalitás nem mezőgazdasági okainak csökkentése érdekében. Ezek közül jelenleg Magyarországon



17. ábra: A túzokpopuláció 100 éven belüli kipusztulásának esélye a túlélés és az agrár-környezetvédelmi program területi arányának alakulásának függvényében. Az agrár-környezetvédelmi program területi arányának függvényében a fertilitás értéke a 15. táblázat alapmodellre vonatkozó értékeinek megfelelően változik.

az elektromos vezetékek okozta pusztulás szerepel a halálozási okok listájának élén (Faragó, 2001b), bár ez a tényező elsősorban a kakasokat és nem a tojókat érinti.

- Az agrár-környezetvédelmi intézkedések által támogatandó terület részesedését célszerű lenne a populáció mortalitásának figyelembe vételével meghatározni. A nagyobb mortalitású, de még a kritikus mértékű mortalitású populációk esetében célszerű nagyobb területi részesedésre törekedni, mint a kisebb mortalitású populációk esetében. Ehhez azonban ismerni kellene a mortalitás mértékét, ami költséges rádiótelemetriás kutatást igényel. Ugyanakkor itt kell visszautaljak a Natura 2000 kifizetéseknek az agrár-környezetvédelmi programoknál várhatóan nagyobb hatékonyságára a fertilitás növelése terén.

- A populáció életképesség vizsgálata megerősítette a téli mortalitás csökkentésének szükségességét, és az erre irányuló agrár-környezetvédelmi intézkedések fontosságát.

-

5. AZ EREDMÉNYEK MEGVITATÁSA

5.1 A földhasználati változások hatásainak előrejelzése

A 4.1 fejezetben meghatároztam a várható földhasználati változásokra potenciálisan érzékeny fajokat. A 4.2.1 fejezetben bemutattam az egyes gyakoribb mezei madárfajok előfordulási valószínűségének alakulását a mintavételi pontokon talákható Á-NÉR élőhely kategóriák fügvényében. Többnyire a modellezés eredménye összhangban volt az egyes fajoknak a szakirodalomban is leírt élőhelyigényével (Cramp, *et al.*, 1977-1994; Haraszthy, 1998). Azonban, néhány esetben – például fehér gólya, a szalakóta – a modellezésnek a várakozásoktól eltérő eredményei születtek. Ez azonban az empririkus statisztikai modellek tipikus jellemzője (Guisan & Zimmermann, 2000; Aebischer, et al., 2003; Fielding, et al., 2003; Whittingham, et al., 2007), ami annak tulajdonítható, hogy azok asszociációs és nem ok-okozati kapcsolatokat vizsgálnak. Így a rendelkezésre álló adatok véletlenszerűen is befolyásolhatják a modellezés eredményét. A jelen vizsgálat esetében az egyik ilyen korlátozó tényezőnek tekinthetjük a jelenlét adatok viszonylag kis számát. A vizsgált fajok fele esetében száznál is kevesebb volt azoknak a pontoknak a száma ahol azok jelenlétét sikerült kimutatni. Mindez annak ellenére, hogy vizsgálatom során a hasonló jellegű vizsgálatokhoz képest kivételesen nagy mennyiségű, 2 432 mintavételi pont adatait dolgoztam fel. Ennek következtében az eredményeket bizonyos mértékig torzíthatták az ú.n. befolyásos esetek, amikor egy „ritkább” faj kis számú pozitív megfigyelése valamilyen ugyancsak „ritkább” élőhelyre esett.

A modellek előrejelző képessége 10 faj esetében gyenge (AUC = 0,60–0,69) volt, 17 esetében elfogadható (AUC = 0,70–0,79) és 7 esetében jó (AUC = 0,80–0,89) volt. A gyengébben előrejelezhető előfordulású fajok csoportjába általában gyakoribb fajok tartoztak, amelyek többféle élőhely együttes jelenlétét igénylik (például örvös galamb, seregély, tövisszúró gébics, mezei veréb, zöldike). Ezzel szemben a jobban modellezhető fajok többnyire valamelyik speciális élőhelyhez kötődnek (például nagy goda, szalakóta), vagy bizonyos élőhelyeket erősen elkerülnek (például a mezei pacsirta a fás területeket, vagy a feketerigó a nyílt területeket). Ezek közül több faj csoportosan fordul elő és fészkelőhelyétől távol táplálkozik. Ezek a tényezők általában rontják a modellek előrejelző képességét (Seoane, *et al.*, 2005). A generalista fajok nehezebb modellezhetőségét korábban már más szerzők is megállapították (Dettmers, *et al.*, 2002; Hepinstall, *et al.*, 2002; Brotons, *et al.*, 2004). A modellek előrejelző képességét részben korlátozta, hogy azok csak az egyes élőhelyek jelenlétét, azaz a mintavételi pont kompozicióját veszik figyelembe, de annak szerkezetét nem. Az élőhely szerkezetének modellezése azonban számos nehezen megoldható módszertani kérdést vett fel. Ezek közül az egyik a megfelelő méretű mintavételi egység meghatározása (Hahn & O'Connor, 2002; Maurer, 2002; Smallwood, 2002). E kérdés megoldását tovább nehezítette, hogy jelen vizsgálat esetében a térinformatikai eszközök alkalmazását aggályosnak tekinthetjük (Corsi, *et al.*, 2000) egyrészt a mintavételi pontok pontos földrajzi helyzetét illetően, másrészt a rendelkezésre álló távérzékelésen alapuló NÖVMON és CORINE élőhelyi adatok bizonytalansága miatt. Hasonlóképpen problematikus az élőhely szerkezetének megfelelő leírása, és az alkalmazott indexek ökológiai értelmezés (Morrison, *et al.*, 2006). Ezek a kérdések azonban kevésbé jelentősek az általam végzett vizsgálatok esetében, amelyek elsősorban a mezőgazdasági földhasználat nagyléptékű változásait kívánják megragadni, de a táblaszinten bekövetkező változásokon (i.e. táblaméret, szegélyek jelenléte, termesztett növényzet).

Eredményeim a mezei pacsirta, a mezei veréb és a sordély esetében jól egyeztek az e más szerzők által a CORINE felszínborítási osztályok alapján végzett modellezések eredményeivel (Erdős, *et al.*, 2007).

A vizsgálat hiányosságaként kell megemlíteni, hogy az csak a fészkelési időszak adatain alapul. Azonban számos vizsgálat utal arra, hogy a mezei madarak állományának csökkenésében a téli táplálék hiánya fontos szerepet játszhat (Shrubb, 1988; Perkins, *et al.*, 2000; Atkinson, *et al.*, 2002; Moorcroft, *et al.*, 2002; Bradbury & Allen, 2003; Stoate, *et al.*, 2003; Siriwardena & Stevens, 2004; Gillings, *et al.*, 2005; Moreira, *et al.*, 2005).

5.2 A termelés felhagyásának hatásai

A gyakoribb mezei madárfajok közül csak a mezei pacsirta esetében sikerült kimutatni az állomány lehetséges csökkenését a termelés felhagyása következtében. Azonban élőhelyi igényeik alapján a vizsgált gyakoribb mezei madárfajok közül a vörös vércse, a bíbic, a piroslábú cankó, a nagy goda, a kuvik, a zöld küllő, a vadgerle, az örvös és kék galamb, a szalakóta, az erdei pacsirta, a parlagi pityer, a cigány csaláncsúcs és a seregély is ismert a nyílt élőhelyek iránti igényéről (Tucker & Evans, 1997), és így azok érzékenységét a 4.1.4 fejezetben jeleztem is. E fajok egy része (például a bíbic, a piroslábú cankó, a nagy goda, a kuvik, a zöld küllő és az erdei pacsirta) csak túl kis számban került megfigyelésre az MMM keretében ahhoz, hogy statisztikailag szignifikáns különbség kimutatható legyen. Ezzel szemben a vadgerle állománysűrűsége az előrejelzéssel ellentétben szignifikánsan magasabbnak bizonyult a felhagyott területeken, ami valószínűleg az alkalmas fészkelőhely jelenlétével van összefüggésben. E faj, és a hasonló életmódú fajok esetében különösen fontos lenne a pont- és a táji szintű tényezők vizsgálatát ötvözni.

Ugyanakkor azt is meg kell jegyezni, hogy számos ritka mezei madárfaj (például a parlagi sas, a túzok, a széki csér és sziki pacsirta) is nagy kiterjedésű nyílt élőhelyet igényel (Tucker & Evans, 1997). Ezek egy része – például a kék vércse, a parlagi sas és a kerecsen – esetében a LIFE programok keretében vizsgálatok folynak az élőhelyigényük pontosabb meghatározása érdekében. A gyakori fajok esetében viszont eredményeim összhangban állnak más szerzők (Farina, 1997; Tucker, 1997; Tucker & Evans, 1997; Suárez-Seoane, *et al.*, 2002; Aunins & Priednieks, 2003; Luoto, *et al.*, 2003; Laiolo, *et al.*, 2004) megállapításaival, miszerint a művelés felhagyása elsősorban a kevésbé veszélyeztetett arboreális fajoknak kedvez.

A termelés felhagyásának negatív hatását tovább erősíthetik a vidékfejlesztési terv által támogatott erdőtelepítések és a fás energiaültetvények kiterjedésének növekedése is. Ezt megerősítik az élőhelyasszociációs vizsgálatok eredményei is. Bár a felhagyást követő kezdeti időszakban (P2 Spontán cserjésedő-erdősülő területek) mindössze a füsti fecske előfordulása esetében lehetett erősen szignifikáns negatív kapcsolatot kimutatni, az „R1 Spontán beerdősödött területek", „S Egyéb telepített faültetvények és származékaik", valamint az „S6 Nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések" esetében már számos faj – így a búbos pacsirta, a sordély, a cigánycsuk, a mezei veréb és a bíbic – esetében is szignifikáns negatív kapcsolat volt kimutatható. Ez megerősítette az élőhelyigényük alapján előrejelzett érzékenységüket az erdősítésre.

5.3 A birtokrendezés hatásai

A kisparcellás művelésű területek fontosságát is sokrétűen sikerült igazolni. Az előfordulás valószínűségét tekintve pozitív asszociációt mutatott a „T6 Kistáblás mozaikok" élőhellyel a mezei pacsirta, a fürj, a búbos pacsirta, a füsti fecske, a mezei veréb, a rozsdás- és a cigánycsuk, és negatívot a feketerigó. Ugyancsak pozitív kapcsolat volt kimutatható a szegélyek és az örvös galamb, a füsti fecske, a tövisszúró gébics, a mezei veréb, a seregély és a feketerigó előfordulása között. Ugyanakkor hét faj – a zöldike, a fehér gólya, az örvös galamb, a mezei veréb, a rozsdás és cigánycsuk, valamint a bíbic – állománysűrűsége is szignifikánsan magasabb volt a kisparcellás területeken, mint a nagy táblák esetében. További három faj – a kis őrgébics, a barázdabillegető és a búbos pacsirta – állománya közel szignifikánsan volt magasabb a kisparcellás területeken. Ezek közül a mezei- és búbos pacsirta, a tövisszúró- és kis őrgébics, az örvös galamb, a rozsdás- és cigánycsuk, a feketerigó és a bíbic érzékenységét sikerült ökológai igényeik alapján előre jelezni a

9. táblázatban. Ez arra utal, hogy a birtokrendezés jelentőségét alábecsülhetjük csupán a strukturális jellemzők alapján. Ugyanakkor az eredmények egybecsengenek Robinson és Sutherland (2002) megállapításával, miszerint a mezei madárfajok állományának csökkenése Nagy-Britanniában a táji sokféleség drasztikus csökkenésének tulajdonítható. A kisparcellás művelés – ami a vegyes gazdálkodás egyik speciális formája – változatos növényzeti struktúrát és táplálékkínálatot kínál a madár mozgáskörzetén belül, aminek előnyös hatását a kutatások már sokrétűen igazolták a bíbic (Wilson, *et al.*, 2001), a mezei pacsirta (Eraud & Boutin, 2002) és a magevő madarak (Evans, 1997) esetében. A szegélyek kedvező hatását is már számos tanulmány igazolta (Rands, 1986; Faragó, 1998; Chamberlain & Wilson, 2000; Jánoska, 2001; Marshall & Moonen, 2002; Perkins, *et al.*, 2002; Vickery, *et al.*, 2002; Field & Anderson, 2004; Fuller, *et al.*, 2004).

5.4 A vetésszerkezet változásának hatása

A vetésszerkezet hatását nem sikerült a fajok ökológiai igényei alapján előre jelzni. A különböző nagyüzemi kultúrákat összehasonlítva is csak néhány faj esetében találtam szignifikáns különbséget azok állománysűrűségében. A sűrűség-különbségek jó összhangot mutattak az előfordulási valószínűségek modellezésének eredményeivel. Az érintett fajok közül a mezei pacsirta és a bíbic a földön fészkelő fajok közé tartozik, ahol a növényzet magassága – illetve a kukorica esetében annak hiánya – jelentősen befolyásolja a fészkelőhely választást (Redfern, 1982; Galbraith, 1988; Chamberlain, *et al.*, 1999; Eraud & Boutin, 2002; Chamberlain, *et al.*, 2004; Bradbury, *et al.*, 2005; Sheldon, *et al.*, 2005). A rozsdás csuk esetében a repcében tapasztalt magasabb denzitás valószínűleg a növényzet szerkezetére és táplálékkínálatára vezethető vissza. Egyrészt a repce rovarokban rendkívül gazdag (Bocz, 1996). Másrészt a viszonylag magas repce jó vártahelyet kínál a rozsdás csuk számára. Elképzelhető, hogy a többi faj esetében a különbség hiánya részben a költő párok helyhűségére vezethető vissza (O'Connor, 1987), amit például a tövisszúró gébics (Massa, *et al.*, 1993) és a bíbic (Thompson, *et al.*, 1994) esetében a kutatások is igazoltak. Tovább nehezíti a növényi kultúra szerepének felismerését a kedvezőbb és kedvezőtlenebb adottságú területek közötti diszperzió sűrűséget kiegyenlítő szerepe (Baillie, *et al.*, 2000). Ezért a vetésszerkezet változásának tanulmányozása érdekében további, demográfiai paramétereken alapuló intenzív vizsgálatok lennének szükségesek (Garshelis, 2000).

5.5 A kötelező földpihentetés bevezetésének hatása

A parlagterületek és a kistáblás művelésű területek állománysűrűségek összehasonlítása vegyes eredményt mutatott. A fajok egy részének szignifikánsan magasabb volt a sűrűsége a parlagterületeken, míg másoknak a kisparcellás területeken volt nagyobb a sűrűsége. Az utóbbiak közé elsősorban olyan fajok tartoztak, amik táplálkozásuk vagy fészkelésük során előnyben részesítik a csupasz talajfelszínt. Ebben a vonatkozásban a hazai eredmények összhangban vannak a Portugáliai eredményekkel (Moreira, 1999). Megjegyzendő azonban, hogy a magyarországi kisparcellás területek jellegzetesen magukba foglalnak parlagoltatott parcellákat is, ami egyes fajok esetében hozzájárulhat a két élőhely közötti viszonylag kis különbséghez. A kötelező földpihentetés a kisparcellás művelésű területeket nem fogja érinteni, mert az csak a 19,45 hektárt meghaladó gazdaságok esetében lesz kötelező (Potori & Udovecz, 2006).

A parlagterületeket a nagyüzemi módon művelt területekkel összehasonlítva viszont kilenc faj esetében lehetett szignifikáns különbséget kimutatni. Valamennyi esetben a parlagon volt nagyobb az állománysűrűség. Következésképpen, a kötelező földpihentetés – amennyiben a kezelési előírások figyelembe veszik a mezei madarak táplálék- és fészkelőhely-igényét – kedvező lehet a mezei madárfajok számára, amint azt a brit tapasztalatok is mutatják (Sotherton, 1998; Buckingham, *et al.*, 1999; Henderson, *et al.*, 2000a; Henderson & Evans, 2000; Henderson, *et al.*, 2000b). Ugyanakkor a földpihentetés természetvédelmi hatása teljes mértékben az alkalmazott kezelési módszereken múlik (Winspear & Davies, 2005). Az egyes fajok igényeire tekintett nélkül kialakított előírások akár károsak is lehetnek (Potts, 1997). Ráadásul a „földpihentetés” alá tartozó

területen továbbra is lehetséges a nem étkezési, illetve takarmányozási célra szánt növények termesztése. Így kérdéses, hogy a pihentetett területek milyen mértékben fognak valóban hozzájárulni a táplálékkészlet és fészkelőhelyek bővüléséhez (Schifferli, 2000).

5.6 Az agrár-környezetvédelmi programok eredményességét befolyásoló tényezők

A túzok védelmét szolgáló magyar agrár-környezetvédelmi intézkedések eredményességét befolyásoló tényezőket a szimulációs modellezés módszerével vizsgáltam. A modell érvényességét alátámasztja, hogy számos a modell által számított érték jó egyezést mutatott az irodalmi adatokkal. Így a modell szerint fészkelésre kiválasztott mezőgazdasági kultúrák megfeleltek a korábbi hazai kutatások (Fodor, *et al.*, 1971; Faragó, 1986; 1989b; 1992b; Demeter, *et al.*, 1994) és az elmúlt évek fészekmentési (Motkó *szem. közl*, Széll, *szem. közl.*) eredményeinek. Azonban az Alapmodell nagyobb mértékű fészkelést mutatott gabonában, mint az az említett források alapján várható lett volna, bár a fészekmentési adatok valószínűleg túlbecsülik azoknak a kultúráknak a jelentőségét, ahol a fészkek munkálat által veszélyeztetettek (Faragó, 1992b). Ugyanakkor a Lucerna modell hasonló eredményt mutatott, mint a fészekmentések eredményei.

A modell által kalkulált 43–47%-os fióka túlélés is hasonló volt Faragó (2001b) kérdőíves felmérésen alapuló 49%-os magyarországi, illetve Martin *et al.* (Martin, *et al.*, 2007) Spanyolországban végzett rádiótelemetriás vizsgálatokon alapuló 45,4%-os becsléséhez.

Az Alapállapotban becsült 0,30 (S.D. 0.11) fióka/költő tojó érték közel volt a Hevesben 1990. és 2005. közötti időszak adatai (Fatér *szem. közl.*) alapján számított 0,27 fióka/költő tojó értékhez. Azonban messze elmaradt a Faragó (2001a; 2001b) által 1985-ben és 1988-ban kérdőíves felmérés alapján becsült 0,54, illetve 0,67 fióka/költő tojó értéktől. Ugyanakkor a modell eredménye messze meghaladta a Spanyolországban kilenc éves rádiótelemetriás és egyedi jelöléses vizsgálatokon alapuló 0,14 fióka/tojó értéket (Morales, et al., 2002). Az eltérések ellenére a modell által becsült értékeket a lehetséges értékek közé esőnek tekinthetjük. A modell érzékenységvizsgálata arra is ráirányította a figyelmet, hogy a legérzékenyebb paraméter a fészekalj napi túlélési rátája volt. Az ezt befolyásoló tényezők közül többet – például az időjárást és a predációt – nem lehet az agrár-környezetvédelmi programokkal befolyásolni, azonban ezek hatása jelentősen befolyásolhatja a populáció fertilitását, és így megnehezítheti az agrár-környezetvédelmi programok eredményességének értékelését.

A modellezés eredményei alapján az is megállapítható, hogy az agrár-környezetvédelmi program eredményessége elsősorban a program által fedett terület részarányától függött. Az egész terület agrár-környezetvédelmi intézkedések alá vonása esetén az alternatív előírások nem befolyásolták jelentősen a program eredményességét. Sikerült kimutatni, hogy kis területi részesedés mellett az agrár-környezetvédelmi program csak akkor lehetne hatásos egy a túzokhoz hasonló ökológiájú és természetvédelmi problémákkal rendelkező faj esetében, ha a tojók fészkelőhely választásukkor preferálnák az agrár-környezetvédelmi programba bevont táblákat. Ebben az esetben már viszonylag kis részesedés mellett is az állomány nagy része az agrár-környezetvédelmi előírások által védett táblákban fészkelne. Azonban azokban az esetekben, amikor ilyen preferencia nem áll fenn (Alap és Lucerna modellek), a modellezés eredményei szerint kis területi kiterjedés mellett az agrár-környezetvédelmi programok nem képesek számottevő mértékben növelni a populáció produktivitását. Ez összhangban áll Kleijn *et al.* (2004) megállapításaival, akik a partimadarak védelmét szolgáló hollandiai agrár-környezetvédelmi intézkedések vizsgálata alapján azon spekuláltak, hogy a partimadarak alacsonyabb denzitása az agrár-környezetvédelmi területeken a kedvezőtlenebb táplálkozási és élőhelyi adottságoknak tulajdonítható. Ezzel kapcsolatban érdemes megjegyezni, hogy 2003-ban Magyarországon a 276 845 hektár jogosult területből mindössze 31 429 hektáron (11%) támogatták a túzokvédelmi intézkedéseket (Práger & Bankovics, 2004). Ugyan 2005-ben már több mint 80 ezer hektáron (29%) támogatták a túzokkímélő gazdálkodást (FVM,

2006b), a modellezés eredményei szerint valószínűleg még ez a területi kiterjedés sem volt elégséges jelentős eredmények eléréséhez. A helyzet valószínűleg az EU más tagállamaiban sem jobb, mivel az agrár-környezetvédelmi programok által fedett terület csak néhányban haladja meg a 30%-ot (CEC, 2005). Ráadásul, az agrár-környezetvédelmi intézkedések zöme nem támaszt magas követelményeket a gazdálkodókkal szemben (Kleijn, et al., 2006).

Az „N2000" szcenárió eredményei arra utalnak, hogy a kötelezően betartandó Natura 2000 intézkedések kompenzációja eredményesebb lehet a földön fészkelő madarak védelmére, mint az önkéntes alapon működő agrár-környezetvédelmi intézkedések. Az agrár-környezetvédelmi intézkedések önkéntességéből adódó problémát már más szerzők is felvetették (Kleijn, *et al.*, 2006; Whittingham, 2007).

A túzok populációra kidolgozott mátrix modell érzékenységének vizsgálata megerősítette a korábbi hasonló vizsgálatok (Streich, et al., 1996; Streich, 2000; Lane, et al., 2001; Morales, et al., 2002) eredményeit, miszerint a populáció életképessége legérzékenyebb a tojók túlélésére és a fertilitás értékére. Ugyanakkor arra is rámutatott, hogy a populáció fertilitásának növelésére fókuszáló agrár-környezetvédelmi intézkedések csak szűk határok között képesek kompenzálni a túlélési ráta csökkenését. A mortalitás kiemelkedő jelentősége a hosszú életű és viszonylag kis szaporodási rátával rendelkező fajok esetében megmagyarázhatja, hogy a szaporodási siker táblaszinten megfigyelt növekedése miért nem jelenik meg populációs szinten is, amint azt holland kutatók is felvetették (Verhulst, et al., 2007). Ennek megfelelően fontos, hogy a túzok védelmét célzó agrár-környezetvédelmi intézkedések a halálozási okok – például kemény telek által okozta katasztrófák (Faragó, 1990a; Streich, *et al.*, 2006), illetve a tojók elkaszálása (Faragó, 2001b, a) – csökkentését is célozzák. Emellett a faj sikeres védelme érdekében az agrár-környezetvédelmi programokat szükséges lenne kiegészíteni az egyéb mortalitási faktorok – például az elektromos vezetékekkel való ütközés (Janss & Ferrer, 2000; Reiter, 2000; Faragó, 2001a; 2001b; Pinto, *et al.*, 2005) – csökkentését szolgáló intézkedésekkel is.

6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

1. A KAP-reform és a Koppenhágai Megállapodás elemzése alapján megállapítható, hogy Magyarország EU-csatlakozása a mezei madárfajok számára kisebb veszélyt jelent mint az EU régi tagállamai esetében. Ennnek okai, hogy (1) csökkent a KAP termelést ösztönző jellege, (2) új lehetőségek nyíltak meg a természetvédelem számára (például kereszt-megfelelés, kötelező földpihentetés, agrár-környezetvédelmi intézkedések, kompenzációs kifizetések a Natura 2000 területeken). Azonban a magasabb intézményi árak még mindig intenzívebb termelésre ösztönöznek, bár ez nem érvényesül teljes mértékben az intézményi rendszer és a logisztika gyengeségei miatt. Mindazonáltal, a Madárvédelmi Irányelv követelményeinek teljesítése és az EU-nak a biodiverzitás csökkenését 2010-ig elérni kívánó célkitűzésének elérése érdekében a természetvédelmi érdekeket még alaposabban kellene integrálni a magyar agrárpolitikába.

2. Természetvédelmi szempontból továbbra is a gyepek fenntartása jelenti majd a legnagyobb problémát, mivel a legelő állatállomány fejlesztését kvóták korlátozzák. Az MMM adatainak elemzése szerint a spontán erdősülő területek – főként a hegy- és dombvidéken – számos mezei madárfaj esetében nagyobb állománysűrűség fennmaradását teszik lehetővé. Ugyanakkor az Alföldön a legeltetés csökkenésének hatása kedvezőtlenebb főleg a ritka fajok esetében. Az SPS-re való áttérés fontos kérdése lesz a gyepek után fizetendő földalapú támogatás mértékének meghatározása. A gyepterületek védelmét szem előtt tartva célszerű lenne ezt legalább a szántóföldd el azonos mértékben meghatározni. Ehhez az agrár-környezetvédelmi támogatások további anyagi támogatást és útmutatást nyújthatnak.

3. Tekintettel a gyomok és rovarok kimagasló fontosságára a mezei madárfajok számára, a magyar kereszt-megfelelési szabályok felülvizsgálatára lenne szükség. Célszerűbb lenne a gyomok és nemkívánatos növények eltávolítását előíró szabályokat a veszélyes gyomokra korlátozni. A gazdálkodók számára tanácsadást kellene biztosítani pihentetett földterületek, kisléptékű tájelemek gondozására vonatkozóan. Emellett célszerű lenne a fészkelési időben korlátozni a fenntartó jellegű kezeléseket a pihentetett területeken.

4. Habár a kisparcellás gazdálkodási forma számos mezei madárfaj számára kedvező, valószínűleg ez a gazdálkodási forma fokozatosan el fog tűnni. Ezért fontos lenne felgyorsítani az ebben az élőhely-típusban a madarak magasabb állománysűrűségéért és diverzitásáért felelős tényezőket. Ezt a kritikus élőhelyi sajátosságokat nagy léptékben biztosító agrár-környezetvédelmi intézkedések kidolgozása és kísérleti bevezetése kellene kövesse. Valószínűleg a kötelező földpihentetés hatására rendelkezésre állnak majd terület a természet- és vadgazdálkodási célú kezeléshez, amennyiben megfelelő ösztönzők is rendelkezésre állnak.

5. Az Új Magyarország Vidékfejlesztési Terv számos olyan intézkedést is tartalmaz (például mezőgazdasági és nem mezőgazdasági területek erdősítése, belvízelvezetés, vízrendezés), ami potenciálisan kedvezőtlenül érinthet egyes mezei madárfajokat. Ezek védelmét a beruházások engedélyezése során figyelembe kell venni. Ennek lehetősége – a kijelölést indokoló fajok esetében – a Natura 2000 területeken jogszabály alapján biztosított. Ugyanakkor a többi faj és terület esetében ilyen védelem még nem áll fent.

6. A mezőgazdasági üzemek korszerűsítése után az agrár-környezetvédelmi intézkedések részesülnek a legnagyobb támogatásban az Új Magyarország Vidékfejlesztési Terv keretében. Ezek közül a túzokvédelmi intézkedések kiemelkedő jelentőségűek. A szimulációs modellezés eredményei arra utalnak, hogy a leghatékonyabb intézkedés a lucerna és a gyep kaszálásának június 15.-ig történő elhalasztása lenne a faj védelmére kijelölt Különleges Madárvédelmi Területeken. Itt a gazdálkodók jövedelem-kiesését inkább a Natura 2000 kifizetéseken keresztül

kellene kompenzálni, mint azt csupán önkéntes megállapodásokra alapozni. Ugyanakkor az agrár-környezetvédelmi intézkedések továbbra is fontos szerepet játszhatnak, különösen a téli túlélés javítását szolgáló repcevetések támogatásán keresztül.

7. Célszerű lenne hasonló szimulációs modellezési megközelítést szélesebb körben alkalmazni a biodiverzitás védelmét szolgáló vidékfejlesztési politika támogatása érdekében a döntéshozatal keretében, például az eszközök kiválasztása, a költségvetés allokációja és az intézkedések célterületeinek kiválasztása. Azonban ez a megközelítés nem minden faj esetében alkalmazható még a modellezéshez szükséges információk hiányában. Mindazonáltal a modellezés segíthet az információs hiányok és a további kutatást igénylő kérdések meghatározásában.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

Magyarország csatlakozása az Európai Unióhoz jelentős kihívást jelent a magyar természetvédelem számára. Egyrészt a Közös Agrárpolitika átvétele és a közös európai piachoz történő csatlakozás következtében megváltoznak a mezőgazdasági termelés feltételei. Másrész Magyarországnak teljesítenie kell az EU természetvédelmi joganyagának követelményeit, és ki kell vennie a részét a Közösség Göteborgban elfogadott biodiverzitásvédelmi célkitűzéseinek eléréséből. Az EU természetvédelmi joganyagának egyik alappillére a Madárvédelmi Irányelv, amelyik megköveteli a tagállamoktól, hogy fenntartsák a területükön előforduló valamennyi madárfaj állományának kedvező védelmi helyzetét. Ehhez a Közös Agrárpolitika számos eszközt is kínál, amelyek köre a 2003. évi KAP reform keretében jelentősen tovább bővült. Ugyanakkor a régebbi tagállamok tapasztalatai szerint a Közös Agrárpolitika is jelentősen hozzájárult a mezei madárfajok állományok drasztikus csökkenéséhez.

A kutatás azzal a céllal indult, hogy feltárja hazánk Európai Uniós csatlakozása és a 2003. évi KAP-reform következtében kialakítandó új agrártámogatási rendszer hatásait a mezei madárfajokra Magyarországon. Ennek érdekében:

1. A rendelkezésre álló agrárgazdasági elemzések alapján meg kívántam határozni az EU-csatlakozás és a 2003. évi KAP reform hatásait az egyes ágazatokra, és az ezek alapján a várható földhasználati változásokat;

2. Olyan módszert kívántam kidolgozni, ami lehetővé teszi a várható földhasználati változásokra potenciálisan érzékenynek tekinthető mezei madárfajok előzetes meghatározását;

3. Az előrejelzésekhez kapcsolódóan tesztelni kívántam a nagyléptékű biodiverzitás-monitorozási programok adatainak használhatóságát a földhasználati változások előrejelzéséhez a még kevésbé kutatott szántóföldi élőhelyek esetében;

4. Olyan szimulációs modellezési módszert kívántam kidolgozni, ami lehetővé teszi az agrár-környezetvdelmi programok és más, a biodiverzitás védelmét is szolgáló vidékfejlesztési intézkedések várható hatásainak előzetes értékelését a programok tervezéséhez kapcsolódó döntéshozatal jobb megalapozása érdekében.

Dolgozatomban röviden áttekintettem a mezőgazdaság és a mezei madarak állományának alakulásával, illetve a KAP-reformokkal és a biodiverzitás védelmét is szolgáló KAP intézkedésekkel kapcsolatos hazai és külföldi szakirodalmat. Az irodalmi források elemzése alapján feltártam az EU-csatlakozás és a KAP-reform nyomán várható főbb termelési és földhasználati változásokat. Ennek alapján a legfontosabb várható változások a szántóföldi termelés intenzitásának növekedése, a földpihentetési kötelezettség megjelenése, a kevésbé kedvező termőhelyi adottságú területeken a termelés felhagyása, illetve a felhagyott területek – elsősorban gyepek – erdősítése. Mivel egyes támogatások továbbra is az állatlétszámhoz kötöttek maradnak, helyenként intenzívebbé is válhat a gyepgazdálkodás. Részben piaci hatások és egyes vidékfejlesztési intézkedések következtében folytatódni fog a gazdaságok konszolidációja. A területalapú támogatások kifizetési feltételeinek következtében csökkenhetnek a kisléptékű tájelemek (szegélyek, vízállások) és a gyomos területek

Az élőhely- és táplálékigényük alapján meghatároztam a várható földhasználati változásokra potenciálisan veszélyeztetettnek tekinthető mezei madárfajokat. A legtöbb faj várhatóan az erdősítésre, a művelés felhagyására, a birtokrendezésre és a rovarirtó szerek használatának növekedésére reagál érzékenyen.

A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Mindennapi Madaraink Monitoringja keretében monitorozott 39 gyakoribb mezei madárfaj előfordulását az Á-NÉR kategóriák alapján modelleztem 2 926 mintavételi pont 2003. évi adatai alapján. A csak a különböző élőhelyek előfordulásán alapuló modellek előrejelző képessége 10 faj esetében gyenge (AUC = 0,60–0,69), 17 esetében elfogadható (AUC = 0,70–0,79) és 7 esetében jó (AUC = 0,80–0,89) volt. A jól előrejelezhető előfordulású fajok általában ritkábbak, illetve speciálisabb élőhelyigénnyel rendelkeztek, míg a gyengébben előrejelezhető fajok általában szélesebb körben elterjedt, komplex élőhelyeket igénylő fajok voltak.

Az ugyanebből az adatbázisból kiválasztott 864 homogén mintavételi ponton az egyes fajok sűrűségének az egzakt Mann-Whitney teszt segítségével történő összehasonlítása alapján megállapítottam, hogy 10 faj sűrűsége volt szignifikánsan nagyobb a kisparcellás művelésű területeken, mint a nagytáblás művelésű területeken, ami egyértelműen mutatja a kisparcellás területek kiemelkedő jelentőségét a mezei madarak számára. A parlagterületeken 7 faj állománya volt szignifikánsan nagyobbb, mint a nagytáblás területeken, míg a parlagterületeket a kisparcellás területekkel összehasonlítva 3 faj sűrűsége a parlagon, 3 fajé pedig a kisparcellás területeken volt szignifikánsan ($p < 0,05$), vagy közel szignifikánsan ($p < 0,1$) magasabb. Ez arra utal, hogy – megfelelő előírások mellett – a kötelező földpihentetés kedvezőbb feltételeket teremthet egyes mezei madárfajoknak, elsősorban a nagytáblás területeken. A teljesen felhagyott, beerdősülő területeken 5 arboreális faj sűrűsége volt magasabb, mint a művelt területeken. Ezzel szemben az utóbbiakon magasabb volt a mezei pacsirta egyedsűrűsége. A nagyüzemi területeken a kukoricát, napraforgót és repcét a gabonával összehasonlítva csupán 1-1 faj esetében lehetett szignifikáns különbséget tapasztalni. A sűrűségbeli különbségek jó egyezést mutattak az egyes fajok előfordulásának a logisztikus regresszió segítségével az Á-NÉR élőhelyek alapján előrejelzett valószínűségével.

A túzok védelmét szolgáló agrár-környezetvédelmi intézkedések eredményességét meghatározó tényezők hatásának értékelése érdekében egy szimulációs modellt készítettem. Ennek alapján értékeltem a program területi részesedése, számos alternatív előírás és egy lehetséges új Natura 2000 intézkedés hatását a populáció fertilitására, illetve az agrár-környezetvédelmi program segítségével megnövelt fertilitás hatását a populáció életképességére. Megállapítottam, hogy az agrár-környezetvédelmi programok eredményességét nagymértékben meghatározza a faj fészkelőhely választása. A program eredményessége akkor a legnagyobb egy földön fészkelő faj esetében, ha a tojók preferálják a program hatálya alá tartozó, azaz védett fészkelési körülményeket biztosító táblákat. Viszont az agrár-környezetvédelmi programok nem lehetnek eredményesek az olyan esetekben, amikor a tojók egy olyan élőhelyet preferálnak, ahol a konvencionális technológia mellett különösen nagyok fészkelési veszteségek (például a túzok esetében ilyen „ökológiai csapda” lehet a lucerna). A szimuláció eredményei alapján azt is megállapítottam, hogy a szigorúbb agrár-környezetvédelmi előírások a jelenlegiekhez képest csak a fertilitás marginális javulását ígérik. A csak a legkritikusabb növényekre koncentráló, de ott kötelezően betartandó korlátozások viszont csaknem olyan eredményesek lehetnek, mint a teljes terület agrár-környezetvédelmi támogatásban részesítése. Így a Natura 2000 kompenzációs kifizetések az agrár-környezetvédelmi programok költséghatékonyabb alternatíváját jelenthetik. A populáció életképességének elemzése arra is ráirányította a figyelmet, hogy az olyan hosszú életű, alacsony szaporodási sikerrel rendelkező fajok – mint a túzok – esetében a mortalitás sokkal jelentősebben befolyásolja a populáció növekedését és életképességét, mint a fertilitás. Ennek következtében felértékelődnek a magyar agrár-környezetvédelmi programnak a téli mortalitást és az elkaszálást csökkentő intézkedései. A szimulációs modellek eredményei azt is jelezték, hogy az agrár-környezetvédelmi programok segítségével csak korlátozott mértékben lehet kompenzálni a modern tájban oly gyakran – például elektromos vezetékekkel való ütközés miatt – megnőtt mortalitást. Így az ilyen mortalitási tényezők a veszélyeztetett fajok esetében nem hagyhatók figyelmen kívül.

Disszertációmban tehát különböző módszereket alkalmazva vizsgáltam a KAP magyarországi alkalmazásának hatását a mezei madárfajokra. Ennek alapján meghatároztam a mezei madárfajok számára legfontosabb szántóföldi élőhelyeket (kisparcellás és parlagterületek), javaslatokat fogalmaztam meg a jelenlegi kereszt-megfelelési szabályok módosítására, a kötelező földpihentetési rendszer esetleges kedvező hatásainak kiterjesztésére és szimulációs modellezési módszer szélesebbkörű alklamazására a biológiai sokféleséget érintő agrár-politikai döntések során.

8. MELLÉKLETEK

M1: Irodalomjegyzék

AEBISCHER, N. J., BRADBURY, R., EASTON, M., HENDERSON, I. G., SIRIWARDENA, G. M. & VICKERY, J. (2003): *Predicting the response of farmland birds to agricultural change.* Thetford: BTO. 4 p. http://www.defra.gov.uk/science/project_data/DocumentLibrary/BD1618/BD1618_1067_FRP.doc

AEBISCHER, N. J., GREEN, R. E. & EVANS, A. D. (2000): From science to recovery: four case studies of how research has been translated into conservation action in the UK. 43-54 p. In: Aebischer, N. J., et al. (Szerk.): *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. Tring: British Ornithologists' Union. 182 p.

AGRA CEAS (2003): *Accession of Central and Eastern European Countries to the EU and its impact on land use and the environment: The impact of the Copenhagen agreement.* Ashford: Imperial College, Wye, University of London. 69 p.

AKÇAKAYA, H. R. & ROOT, W. (2002): *Ramas Metapop: Viability Analysis for Stage-structured Metapopulations.* Setauket, NY: Applied Biomathematics.

AKI & KSH (2006): Agrárgazdasági Statisztikai Zsebkönyv 2005. Budapest: Agárgazdasági Kutató Intézet - Központi Statisztikai Hivatal. http://www.fvm.hu/doc/upload/200610/agrargazdasagi_statisztikai_zsebkonyv_2005.pdf.

ALONSO, J. C., MORALES, M. B. & ALONSO, J. A. (2000): Partial migration, and lek and nesting area fidelity in female Great Bustards. *The Condor*, 102 (1), 127-136 p.

ANDRIUSHCHENKO, Y. (in press): The Great Bustard in the South Ukraine. *Bustard Studies*, 6.

ÁNGYÁN, J. M., ZOLTÁN (Szerk.) (1997): *Alkalmazkodó növénytermesztés, ésszerű környezetgazdálkodás.* Budapest: Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó. 414 p.

ANTAL, J. (1987): *Növénytermesztők zsebkönyve.* 2. kiadás. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 508 p.

ATKINSON, P. W., BUCKINGHAM, D. & MORRIS, A. J. (2004): What factors determine where invertebrate-feeding birds forage in dry agricultural grasslands? *Ibis*, 146 (Suppl. 2), 99-107 p.

ATKINSON, P. W., FULLER, R. J. & VICKERY, J. A. (2002): Large-scale patterns of summer and winter bird distribution in relation to farmland type in England and Wales. *Ecography*, 25, 466-480 p.

ATKINSON, P. W., FULLER, R. J., VICKERY, J. A., CONWAY, G. J., TALLOWIN, J. R. B., SMITH, R. E. N., HAYSOM, K. A., INGS, T. C., ASTERAKI, E. J. & BROWN, V. K. (2005): Influence of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England. *Journal of Applied Ecology*, 42 (5), 932-942 p.

AUNINS, A. & PRIEDNIEKS, J. (2003): Bird population changes in Latvian farmland, 1995-2000: responses to different scenarios of rural development. *Ornis Hungarica*, 12-13, 41-50 p.

BAILLIE, S. R., SUTHERLAND, W. J., FREEMAN, S. N., GREGORY, R. D. & PARADIS, E. (2000): Consequences of large-scale processes for the conservation of bird populations. *Journal of Applied Ecology*, 37 (Suppl. 1), 88-102 p.

BALÁZS, P. (1998): Szempontok a magyar EU-csatlakozás elõny–hátrány mérlegének kidolgozásához. *Közgazdasági Szemle*, 45, 835-850 p.

BÁLDI, A., BATÁRY, P. & ERDŐS, S. (2005): Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108, 251-263 p.

BÁLDI, A. & FARAGÓ, S. (2007): Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118, 307-311 p.

BALDOCK, D. (1990): *Agriculture and habitat loss in Europe.* Gland (Switzerland): WWF International. (WWF Policy Paper). 60 p.

BALDOCK, D. & BEAUFOY, G. (1993): *Nature conservation and new directions in the EC Common Agricultural Policy: the potential role of EC policies in maintaining farming and management systems of high nature value in the Community.* London & Arnhem: Institute for European Environmental Policy. 224 p.

BALDOCK, D., BEAUFOY, G. & CLARK, J. (1994): *The nature of farming: low intensity farming systems in nine European countries.* Gland (Switzerland) & Peterborough (UK): WWF & JNCC. 66 p.

BALDOCK, D., DWYER, J. & SUMPSI VINAS, J. M. (2002): *Environmental integration and the CAP: A report to the European Commission, DG Agriculture.* London: Institute for European Environmental Policy. 113 p. http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/ieep_en.pdf

BALDOCK, D. & MITCHELL, K. (1995): *Cross-compliance within the Common Agricultural Policy: a review of options for landscape and nature conservation.* London: IEEP. 83 + IX p.

BANKOVICS, A. (1996): A túzok (*Otis tarda* Linne, 1758) állományának növekedése a Kiskunsági Nemzeti Parkban. *Állattani Közlemények*, 81, 3-8 p.

BANKOVICS, A. (1997): A túzok (Otis tarda L., 1758) természetvédelmi kezelése kiskunsági élőhelyein. *Természetvédelmi Közlemények*, 5-6, 87-92 p.

BARCSÁK, Z. & KERTÉSZ, I. (1986): *Gazdaságos gyeptermesztés- és hasznosítás.* Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 261 p.

BARNETT, P. R., WHITTINGHAM, M. J., BRADBURY, R. B. & WILSON, J. D. (2004): Use of unimproved and improved lowland grassland by wintering birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 102, 49-60 p.

BARTRAM, H., RAYMENT, M., DIXON, J. & NAGY, S. (1999): Proposal for pre-accession agri-environment schemes in central and eastern European countries: a biodiversity based approach. 108-118 p. In: Pienkowski, M. W. & Jones, D. G. L. (Szerk.): *Managing high-nature value farmland: policies, processes and practices*. Argyll: European Forum for Nature Conservation and Pastoralism. 176 p.

BARTRAM, H., RAYMENT, M. D., DIXON, J. & NAGY, S. (1997): *Proposals for preaccession agri-environment schemes in Hungary with potential for implementation in other Central and Eastern European countries. A discussion paper.* Sandy (UK): RSPB. 94 p.

BATÁRY, P., BÁLDI, A. & ERDŐS, S. (2007): Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. *Biodiversity and Conservation*, 16 (4), 871-881 p.

BEAUFOY, G., BIGNAL, E., JONES, G. & GUTTENSTEIN, E. (2003): *Options for the 2003 Reform of the CAP: a long term perspective for sustainable agriculture.* Brussels: Stichting Natuur en Milieu, WWF, European Forum on Nature Conservation and Pastoralism. 26 p.

BEINTEMA, A. J. (1983): Meadow birds as indicators. *Environmental Monitoring and Assessment*, 3, 391-398 p.

BEINTEMA, A. J. & MÜSKENS, D. M. (1987): Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 24, 743-758 p.

BENTON, T. G., BRYANT, D. M., COLE, L. & CRICK, H. Q. P. (2002): Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 39, 673-687 p.

BENTON, T. G., VICKERY, J. A. & WILSON, J. D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *TRENDS in Ecology and Evolution*, 18 (4), 182-188 p.

BERENDSE, F., CHAMBERLAIN, D., KLEIJN, D. & SCHEKKERMAN, H. (2004): Declining biodiversity in agricultural landscapes and the effectiveness of agri-environment schemes. *Ambio*, 33 (8), 499-502 p.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): *Birds in Europe: Population estimates, trends and conservation status.* Cambridge, U.K.: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series 12). 374 p.

BIRDLIFE INTERNATIONAL & EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): *European bird populations: estimates and trends.* Cambridge, U.K.: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series 10). 160 p.

BÍRÓ, M. & MOLNÁR, Z. (1998): *A Duna-Tisza köze homokbuckásainak tájtípusai, azok kiterjedése, növényzete és tájtörténete a 18. századtól.* Nyíregyháza: BGYTF. (Történeti földrajzi tanulmányok). 34 p.

BÍRÓ, S., DORGAI, L. & VARGA, P. (2004): A kedvezőtlen adottságú területek támogatása és magyarországi adaptációja. 379-409 p. In: Inotai, A. (Szerk.): *EU-tanulmányok V.* Budapest: Nemzeti Fejlesztési Hivatal. 697 p.

BOATMAN, N. D., BRICKLE, N. W., HART, J. D., MILSOM, T. P., MORRIS, A. J., MURRAY, A. W. A., MURRAY, K. A. & PETER, A. R. (2004): Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146 (Suppl. 2), 131-143 p.

BOCZ, E. (Szerk.) (1996): *Szántóföldi növénytermesztés.* Budapest: Mezőgazda Kiadó. 887 p.

BOLDOGH, S. & SZENTGYÖRGYI, P. (2003): A haris (*Crex crex* L. 1758.) állományának vizsgálata az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság illetékességi területén 1997-2002 között. *APN Füzetek*, 2, 77-96 p.

BOLSIUS, E. (1998): *Marginalisation and abandonment of Europe's high natural value farmland.* 180-188 p.

BRADBURY, R. B. & ALLEN, D. S. (2003): Evaluation of the impact of the pilot UK Arable Stewardship Scheme on breeding and wintering birds. *Bird Study*, 50 (2), 131-141 p.

BRADBURY, R. B., BROWNE, S. J., STEVENS, D. K. & AEBISCHER, N. J. (2004): Five-year evaluation of the impact of the Arable Stewardship Pilot Scheme on birds. *Ibis*, 146 (Suppl. 2), 171-180 p.

BRADBURY, R. B., HILL, R. A., MASON, D. C., HINSLEY, S. A., WILSON, J. D., BALZTER, H., ANDERSON, G. Q. A., WHITTINGHAM, M. J., DAVENPORT, I. J. & BELLAMY, P. E. (2005): Modelling relationships between birds and vegetation structure using airborne LiDAR data: a review with case studies from agricultural and woodland environments. *Ibis*, 147 (3), 443-452 p.

BROTONS, L., THUILLER, W., ARAÚJO, M. B. & HIRZEL, A. H. (2004): Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27, 437-448 p.

BROUWER, F., BALDOCK, D. & LA CHAPELLE, C. (2001): *Agriculture and nature conservation in the Candidate Countries.* The Hague: 59 p.

BUCKINGHAM, D. L., EVANS, A. D., MORRIS, A. J., ORSMAN, C. J. & YAXLEY, R. (1999): Use of set-aside land in winter by declining farmland bird species in the UK. *Bird Study*, 46 157-169 p.

BUCKINGHAM, D. L. & PEACH, W. J. (2005): The influence of livestock management on habitat quality for farmland birds. *Animal Science*, 81, 199-203 p.

BUCKINGHAM, D. L., PEACH, W. J. & FOX, D. S. (2006): Effects of agricultural management on the use of lowland grassland by foraging birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112 (1), 21 - 40 p.

BUDAY-SÁNTHA, A. (2001): *Agrárpolitika - Vidékpolitika.* Budapest-Pécs: Dialóg Campus. (A magyar agrárgazdaság és az Európai Unió). 463 p.

BURN, A. J. (2000): Pesticides and their effects on lowland farmland birds. 89-104 p. In: Aebischer, N. J., et al. (Szerk.): *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. Tring: British Ornithologists' Union. 182 p.

BUTLER, S. J., BRADBURY, R. B. & WHITTINGHAM, M. J. (2005): Stubble height affects the use of stubble fields by farmland birds. *Journal of Applied Ecology*, 42 (3), 469-476 p.

BUTLER, S. J. & GILLINGS, S. (2004): Quantifying the effects of habitat structure on prey detectability and accessibility to farmland birds. *Ibis*, 146 (Suppl. 2), 123-130 p.

CAMMARATA, A. (1997): *Agriculture and the environment.* Luxembourg: Office for Official Publications for the European Communities. (CAP Working Notes). 53 p.

CAMPBELL, L. H., AVERY, M. I., DONALD, P. F., EVANS, A. D., GREEN, R. E. & WILSON, J. D. (1997): A Review of the Indirect Effects of Pesticides on Birds. 227 p.

CASWELL, H. (2001): *Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation.* 2nd edition. kiadás. Sunderland, MA: Sinauer Publishers. 722 p.

CEC (2001): *Communication from the Commission to the Council and the European Parliament - Biodiversity Action Plan for Agriculture.* Commission of the European Communities. 52 p.

CEC (2002): *Enlargement and Agriculture: Successfully integrating the new Member States into the CAP.* Brussels: Commission of the European Communities. 81 p.

CEC (2003a): *LIFE and agri-environment supporting Natura 2000: Experience from the LIFE programme.* Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 72 p. http://europa.eu.int/comm/environment/life/infoproducts/agrienvironmentreport_en.pdf

CEC (2003b): *Mid-term review of the Common Agricultural Policy: July 2002 proposals impact analyses.* Brussels: DG Agriculture, Commission of the European Communities. 193 p. http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/reports/mtrimpact/rep_en.pdf

CEC (2004): *Communication from the Commission to the Council and the European Parliament: Financing Natura 2000.* Brussels: Commission of the European Communities. 11 p.

CEC (2005): *Agri-environment measures: Overview on general principles, types of measures, and application.* Brussels: Commission of the European Community. 24 p. http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/reports/agrienv/rep_en.pdf

CHAMBERLAIN, D. E., GOUGH, S., VICKERY, J. A., FIRBANK, L. G., PETIT, S., PYWELL, R. & BRADBURY, R. B. (2004): Rule-based predictive models are not cost-effective alternatives to bird monitoring on farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101, 1-8 p.

CHAMBERLAIN, D. E., WILSON, A. M., BROWNE, S. J. & VICKERY, J. A. (1999): Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *Journal of Applied Ecology*, 36, 856-870 p.

CHAMBERLAIN, D. E. & WILSON, J. D. (2000): The contribution of hedgerow structure to the value of organic farms to birds. 57-68 p. In: Aebischer, N. J., et al. (Szerk.): *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. Tring: British Ornithologists' Union. 182 p.

CONTI, G. & FAGARAZZI, L. (2004): Sustainable mountain development and the key issue of abandonment of marginal rural areas. http://www.planum.net/topics/documents/Conti_01.pdf.

CORSI, F., DE LEEUW, J. & SKIDMORE, A. (2000): Modeling Species Distribution with GIS. 288-331 p. In: Boitani, L. & Fuller, T. (Szerk.): *Research techniques in animal ecology*. New York: Columbia University Press.

CRAMP, S., SIMMONS, K. E. L. & PERRINS, C. M. (Szerk.) (1977-1994): *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa, The Birds of the Western Palearctic.* Oxford, UK: BirdGuides & Oxford University Press.

CSETE, L. & LÁNG, I. (Szerk.) (2005): *A fenntartható agrárgazdaság és vidékfejlesztés.* Budapest: MTA. (Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián. II. Az agrárium helyzete és jövője). 313 p.

DEMETER, L. (1995): The spatial distribution of great bustard (Otis tarda) nests in relation to solitary males in eastern Hungary. *Aquila*, 102, 53-60 p.

DEMETER, L., FATÉR, I. & SZÉP, T. (1994): The degree and causes of destruction of endangered great bustard (Otis tarda) nests in Hungarian populations. *Ornis Hungarica*, 4 (1-2), 19-24 p.

DÉR, F. (2005): A szántóföldi növénytermesztés és a gyepgazdálkodás helyzete és kilátásai az EU-csatlakozás után. 83-142 p. In: Inotai, A. (Szerk.): *EU-tanulmányok V*. Budapest: Nemzeti Fejlesztési Hivatal. 697 p.

DETTMERS, R., BUEHLER, D. A. & BARTLETT, J. B. (2002): A test and comparision of wildlife-habitat modeling techniques for predicting bird occurence at regional scale. 607-615 p. In: Scott, M. J., et al. (Szerk.): *Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale*. Washington: Island Press. 868 p.

DEVEREUX, C. L., MCKEEVER, C. U., BENTON, T. G. & WHITTINGHAM, M. J. (2004): The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis*, 146 (Suppl. 2), 115-122 p.

DÍAZ, M., CAMPOS, P. & PULIDO, F. J. (1997): The Spanish dehesas: a diversity in land-use and wildlife. 178-209 p. In: Pain, D. & Pienkovski, M. (Szerk.): *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. London: Academic Press. 436 p.

DÍAZ, M., ILLERA, J. C. & HEDO, D. (2001): Strategic Environmental Assessment of Plans and Programs. *Environmental Management*, 28 (2), 267 - 279 p.

DONALD, P. F., GREEN, R. E. & HEATH, M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings Royal Society of London Series B Biological Sciences*, 268 (1462), 25-29 p.

DONALD, P. F., PISANO, G., RAYMENT, M. D. & PAIN, D. J. (2002): The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 89 (3), 167-182 p.

DONALD, P. F., SANDERSON, F. J., BURFIELD, I. J. & BOMMEL, F. P. J. V. (2006): Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture and environment*, 116 (3-4), 189 p.

DONÁZAR, J. A., NAVESO, M. A., TELLA, J. L. & CAMPIÓN, D. (1997): Extensive grazing and raptors in Spain. 117-149 p. In: Pain, D. & Pienkovski, M. (Szerk.): *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. London: Academic Press. 436 p.

DORGAI, L. (2004): A magyarországi birtokstruktúra, a birtokrendezési stratégia megalapozása. http://www.program.fvm.hu/dl/Tanulmanyok_5.pdf.

EEA (2004a): *Agriculture and the environment in the EU accession countries: Implications of applying the EU common agricultural policy*. Copenhagen: European Environmental Agency. (Environmental issue report). 55 p.

EEA (2004b): *High nature value farmland - Characteristics, trends and policy challenges*. Copenhagen: EEA. 31 p.

ERAUD, C. & BOUTIN, J.-M. (2002): Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. *Bird Study*, 49, 287-296 p.

ERDŐS, S., SZÉP, T., BÁLDI, A. & NAGY, K. (2007): Mezőgazdasági területek felszínborításának és tájszerkezetének hatása három madárfaj gyakoriságára. *Tájökológiai Lapok*, 5 (1), 161-172 p.

EUROPEAN COMMISSION DIRECTORATE GENERAL FOR AGRICULTURE (2002): *Ananlysis of the impact on agricultural markets and incomes of the EU enlargement to the CEECs.* Brussels: Commission of the European Communities. 89 p.

EUROPEAN COMMISSION DIRECTORATE GENERAL FOR AGRICULTURE (2003): *CAP reform summary.* Brussels: Commission of the European Communities. (Newsletter - Special Edition). 8 p.

EUROPEAN COUNCIL (2001): Presidency conclusions: Göteborg European Council, 15 and 16 June 2001. http://ue.eu.int/ueDocs/cms_Data/docs/pressData/en/ec/00200-r1.en1.pdf

EVANS, A. (1997): The importance of mixed farming for seed-eating birds in the UK. 331-357 p. In: Pain, D. & Pienkovski, M. (Szerk.): *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. London: Academic Press. 436 p.

FALUDI, C. & FALUDINÉ BLICKLE, B. (1999): Az Abádszalóki Project fogoly (Perdix perdix) populációjának és környezetének vizsgálata, 1994-1997. *Magyar Apróvad Közlemények*, 4, 1-123 p.

FARAGÓ, S. (1983): A túzok (Otis t. tarda L.) fészkelésbiológiája Magyarországon. *Állattani Közlemények*, 70, 33-38 p.

FARAGÓ, S. (1985): Az európai túzok (*Otis tarda* Linné, 1758) növényi és állati eredetű táplálékának fajspektruma az área területén. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények*, 1985 (1-2), 121-130 p.

FARAGÓ, S. (1986): A növényzet szerepe a túzok (*Otis tarda* Linné, 1758) elterjedésében és költésbiológiájában Magyarországon *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények*, 1986 (2), 177-214 p.

FARAGÓ, S. (1988): Investigations on breeding ecology of Great Bustard (Otis tarda) in the Dévaványa Nature Conservation District. II Comparative study of food availability. *Aquila*, 95, 123-141 p.

FARAGÓ, S. (1989a): A makroklíma szerepe a túzok (Otis tarda tarda Linné, 1758) elterjedésében és költésbiológiájában Magyarországon. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények*, 1989 (1-2), 117-141 p.

FARAGÓ, S. (1989b): A mezőgazdaság hatása a túzok (*Otis tarda* L.) állományára Magyarországon. *Nimród Fórum*, 1989 (1), 12-30 p.

FARAGÓ, S. (1990a): A kemény telek hatása Magyarország túzok (Otis tarda L.) állományára. *Állattani Közlemények*, 76, 51-62 p.

FARAGÓ, S. (1990b): Vizsgálatok a szárnyasvad állati eredetű táplálékbázisáról mezőgazdasági környezetben Magyarországon. I. A szárnyasvad tápláléka, a táplálékbázis-vizsgálatok anyaga és módszere. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények*, 1989 (2), 153-191 p.

FARAGÓ, S. (1992a): Clutch size of the Great Bustard (Otis tarda) in Hungary. *Aquila*, 99, 69-84 p.

FARAGÓ, S. (1992b): *A túzok (Otis tarda L.) -állomány fenntartásának ökológiai alapjai Magyarországon.* Sopron: Erdészeti és Faipari Egyetem, Vadgazdálkodási Tanszék. (Kandidátusi értekezés). 130 p.

FARAGÓ, S. (1993): *Vadon élő állatfajok fennmaradásának lehetőségei mezőgazdasági környezetben Magyarországon* Budapest: WWF Magyarországi Képviselete. (WWF-füzetek 4). 24 p.

FARAGÓ, S. (1997): *Élőhelyfejlesztés az apróvad-gazdálkodásban: A fenntartható apróvad-gazdálkodás környezeti alapjai.* Budapest: Mezőgazda Kiadó. 356 p.

FARAGÓ, S. (1998): Habitat selection by the grey partridge (Perdix perdix) in the area of the Lajta Project (western Hungary). *Gibier Faune Sauvage*, 15 (4), 481-490; (Numero Special Tome 1) p.

FARAGÓ, S. (2001a): Great Bustard Census in Hungary 1988. *Magyar Apróvad Közlemények*, 6, 277-300 p.

FARAGÓ, S. (2001b): Magyarország túzokállománya az 1985. évi országos túzokállományfelmérés alapján. *Magyar Apróvad Közlemények*, 6, 239-276 p.

FARAGÓ, S. (2002): *Vadászati állattan.* Budapest: Mezőgazda Kiadó. 496 p.

FARAGÓ, S. (2005): One-hundred-year trend of the Great Bustard population in the Kisalföld region. *Aquila*, 112, 153-162 p.

FARAGÓ, S. & BUDAY, P. (1998): A Lajta-Project fogoly (Perdix perdix) populációjának és környezetének vizsgálata 1989-1997. *Magyar Apróvad Közlemények*, 2, 1-250 p.

FARINA, A. (1997): Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology*, 12, 365-378 p.

FARMER, M. & SWALES, V. (2004): *The development and implementation of cross compliance in the EU 15 - an analysis: A report for the RSPB.* London: IEEP. 85 p.

FASOLA, M. & RUÍZ, X. (1997): Rice farming and waterbirds: integrated management in an artificial landscape. 210-235 p. In: Pain, D. & Pienkovski, M. (Szerk.): *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. London: Academic Press. 436 p.

FATÉR, I. & NAGY, S. (1993): *Túzokkíméleti területek kialakítása a Környezetileg Érzékeny Területek rendszeréhez kapcsolódóan.* Budapest: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület.

FÉSÜS, I., MÁRKUS, F., SZABÓ, G., TÖLGYESI, I., VARGA, Z. & VERMES, L. (1992): *Interaction between agriculture and environment in Hungary.* Cambridge: IUCN. 113 p.

FIELD, A. (2005): *Discovering statistics using SPSS: (and sex, drugs and rock 'n' roll).* 2. kiadás. London: SAGE Publications. (ISM Introducing statistical methods). 781 p.

FIELD, R. H. & ANDERSON, G. Q. A. (2004): Habitat use by breeding Tree Sparrows *Passer montanus*. *Ibis*, 146 (Suppl. 2), 60-68 p.

FIELDING, A., WHITFIELD, D. P., MCLEOD, D. R. A., MCGRADY, M. J. & HAWORTH, P. F. (2003): Modelling the impact of land use change on golden eagles (Aquila chrysaetos). 323-339 p. In: Thompson, D.B.A.; Redpath, S.M.; Fielding, A.H.; Marquiss, M.; Galbraith, C.A. (Szerk.) Birds of prey in a changing environment. Edinburgh: Stationery Office. 550 p.

FODOR, T., NAGY, L. & STERBETZ, I. (1971): *A túzok.* Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 155 p.

FRISNYÁK, S. (1992): *Magyarország történeti földrajza.* Budapest: Tankönyvkiadó. 213 p.

FULLER, R. J., HINSLEY, S. A. & SWETNAM, R. D. (2004): The relevance of non-farmland habitats, uncropped areas and habitat diversity to the conservation of farmland birds. *Ibis*, 146 (Suppl. 2), 22-31 p.

FVM (2006a): *Jelentés az agrárgazdaság 2005. évi helyzetéről.* Budapest: FVM. 183 p. http://www.fvm.hu/doc/upload/200610/agrargazdasag_2005.pdf.

FVM (2006b): *Jelentés Magyarország Nemzeti Vidékfejlesztési Tervének 2005. évi megvalósításáról.* Budapest: FVM. 86 p. https://www.nakp.hu/download/NVT-JELENTS_2005_AKI-VTI(05_22).doc.

FVM (2006c): *A magyar mezőgazdaság és élelmiszeripar számokban 2005.* Budapest: Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium. 53 p.

FVM (2007): Új Magyarország Vidékfejlesztési Program 2007-2013. Budapest: FVM. http://www.fvm.hu/main.php?folderID=2104.

GALBRAITH, H. (1988): Effects of agriculture on the breeding ecology of lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Applied Ecology*, 25 (2), 487-503 p.

GANZERT, C. (1995): The agri-environment programmes: are they effective? 168-175 p. In: McCracken, D. I. & Bignal, E. M. (Szerk.): *Farming on the edge: the nature of traditional farmland in Europe. Proceedings of the Fourth European Forum on Nature Conservation and Pastoralism 2-4 November 1994, Trujillo, Spain.* Peterborough: JNCC. 216 p.

GARSHELIS, D. L. (2000): Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection and importance. 111-164 p. In: Boitani, L. & Fuller, T. K. (Szerk.): *Research techniques in animal ecology: controversies and consequences*. New York: Columbia University Press.

GILLINGS, S. & FULLER, R. J. (1998): Changes in bird populations on sample lowland English farms in relation to loss of hedgerows and other non-crop habitats. *Oecologia*, 116 120-127 p.

GILLINGS, S., NEWSON, S. E., NOBLE, D. G. & VICKERY, J. A. (2005): Winter availability of cereal stubbles attracts declining farmland birds and positively influences breeding population trends. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*, 272, 733-739 p.

GREEN, R. E. (1988): Effects of environmental factors on the timing and success of breeding Common Snipe *Gallinago gallinago* (Aves: Scolopacidae). *Journal of Applied Ecology*, 25 (1), 79-93 p.

GREEN, R. E. (2002): Diagnosing causes of population declines and selecting remedial actions. 139-179 p. In: Norris, K. & Pain, D. J. (Szerk.): *Conserving bird biodiversity: general principles and their application*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 352 p.

GREEN, R. E., TYLER, G. A., STOWE, T. J. & NEWTON, A. V. (1997): A simulation model of the effect of mowing of agricultural grassland on the breeding success of the corncrake (Crex crex). *Journal of Zoology*, 243 (1), 81 - 115 p.

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. *Royal Society Philosophical Transactions Biological Sciences*, 360 (1454), 269-288 p.

GRICE, P., EVANS, A., OSMOND, J. & BRAND-HARDY, R. (2004): Science into policy: the role of research in the development of a recovery plan for farmland birds in England. *Ibis*, 146 (Suppl. 2), 239-249 p.

GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N. E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186 p.

HAHN, D. C. & O'CONNOR, R. J. (2002): Contrasting determinants of abundance in ancestral and colonised ranges of an invasive brood parasite. 219-228 p. In: Scott, M. J., et al. (Szerk.): *Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale*. Washington: Island Press. 868 p.

HALMAI, P. (1995): *Az Európai Unió agrárrendszere.* Budapest: Mezőgazda Kiadó. 303 p.

HALMAI, P. (2004): *A reform ökonómiája - EU közös agrárpolitika: fordulópont vagy kiigazítás?* Budapest: KJK-KERSZÖV. (KJK-KERSZÖV Kiadványok). 306 p.

HALMAI, P. & PÁLOVICS, B. (1996): Az EU-tagság elõrejelezhetõ agrárgazdasági hatásai. http://www.omgk.hu/pages/euag/EA9601/hp.html.

HARASZTHY, L. (Szerk.) (1998): *Magyarország madarai.* Budapest: Mezőgazda Kiadó. 441 p.

HARASZTHY, L. (1999): *Természeti értékeink megőrzésének lehetőségei az Európai Unióban.* Budapest: WWF Magyarországi Képviselete. (WWF-füzetek 14). 30 p.

HARASZTHY, L., MÁRKUS, F. & BANK, L. (1997): *A fás legelők természetvédelme.* Budapest: WWF Magyarországi Képviselete - MME. (WWF-füzetek 12). 24 p.

HEATH, M. F. & EVANS, M. I. (Szerk.) (2000): *Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation.* Cambridge, U.K.: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series 8). 866+791 p.

HENDERSON, I., CLARK, N., BODEY, T., HOLLOWAY, S. J. & ARMITAGE, M. (2005): The use of pea crops by farmland birds; evidence for an extended breeding and enhanced feeding opportunities in crop mosaics. *BTO Research Report.* 1-30 p.

HENDERSON, I. G., COOPER, J., FULLER, R. J. & VICKERY, J. (2000a): The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology*, 37, 335-347 p.

HENDERSON, I. G. & EVANS, A. D. (2000): Responses of farmland birds to set-aside and its management. 69-76 p. In: Aebischer, N. J., et al. (Szerk.): *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. Tring: British Ornithologists' Union. 182 p.

HENDERSON, I. G., VICKERY, J. A. & FULLER, R. J. (2000b): Summer bird abundance and distribution on set-aside fields on intensive arable farms in England. *Ecography*, 23 50-59 p.

HEPINSTALL, J. A., KROHN, W. B. & SADER, S. A. (2002): Effects of niche width on the performance and agreement of avian habitat models. 593-606 p. In: Scott, M. J., et al. (Szerk.): *Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale*. Washington: Island Press. 868 p.

HINGYI, H. & RADÓCZNÉ KOCSIS, T. (2006): Szerkezeti feszültségek: Növénytermelésünk versenyképessége. *Magyar Mezőgazdaság*, 61 (13), 8-10 p.

HOOD, G. M. (2006): *PopTools.* Clayton South, Australia: CSIRO. http://www.cse.csiro.au/poptools.

IEEP (2006): *An evaluation of the Less Favoured Area measure in the 25 member states of the European Union.* London: IEEP. 262 p. www.ieep.eu/publications/pdfs//LFA_evaluation_report_full_text_en.pdf.

JAKAB, B. (1987): A fehér gólya (Ciconia ciconia) magyarországi populációjának helyzete és védelme, 1958 és 1984 között. *Állattani Közlemények*, 74 (1-4), 55-63 p.

JAKAB, B. (1991): A fehér gólya (Ciconia ciconia) elterjedésének összefüggése a talajtípusokkal Magyarországon. *Állattani Közlemények*, 77 (1-4), 59-67 p.

JÁNOSKA, F. (1999): A Harka Project fogoly (Perdix perdix) populációjának és környezetének vizsgálata, 1993-1997. *Magyar Apróvad Közlemények*, 3, 15-151 p.

JÁNOSKA, F. (2001): Mezõvédõ erdõsávok madárállományának vizsgálata. *II. Újkér*, 6, 175-195 p.

JANSS, G. F. E. & FERRER, M. (2000): Common crane and great bustard collision with power lines: collision rate and risk exposure. *Wildlife Society Bulletin*, 28 (3), 675-680 p.

KAPRONCZAI, I. (2004): *Az agrárgazdaság fejlõdésének alakulása Magyarországon 1990-2004 között.* Budapest: Európai Agrárpolitikai Kft. 84+3 p.

KEENLEYSIDE, C., VEEN, P. & BALDOCK, D. (2004): *Land abandonment in the New Member States and Candidate Countries and the EU Common Agricultural Policy: Background document for the International Seminar in Sigulda, 7-8 October 2004.* London: IEEP. 42 p. http://www.lvaei.lv/konf/Sigulda_2004/background%20final%20.pdf

KEREKES, S. & KISS, K. (Szerk.) (1998a): *Környezetpolitika és uniós csatlakozás.* Budapest: MTA. (Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián. III. Környezetvédelem és integráció). 234 p.

KEREKES, S. & KISS, K. (Szerk.) (1998b): *Termelés, piac, természeti környezet. Zöld belépő az Európai Unióba.* Budapest: MTA. (Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián. III. Környezetvédelem és integráció). 195 p.

KISS, J. (2003a): *Az Európai Unió Közös Agrárpolitikájának 2003. évi reformja.* Budapest: Európai Agrárpolitikai Kft. 52 p.

KISS, J. (2003b): *A CAP legújabb agrárreformja.* Budapest: MTA Világgazdasági Kutatóintézet. 6 p. http://vki3.vki.hu/kh/kh-165.pdf

KLEIJN, D., BAQUERO, R. A., CLOUGH, Y., DIAZ, M., DE ESTEBAN, J., FERNANDEZ, F., GABRIEL, D., HERZOG, F., HOLZSCHUH, A., JOEHL, R., KNOP, E., KRUESS, A., MARSHALL, E. J. P., STEFFAN DEWENTER, I., TSCHARNTKE, T., VERHULST, J., WEST, T. M. & YELA, J. L. (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, 9 (3), 243-254 p.

KLEIJN, D., BERENDSE, F., SMIT, R. & GILISSEN, N. (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature London*, 413 (6857), 723-725 p.

KLEIJN, D., BERENDSE, F., SMIT, R., GILISSEN, N., SMIT, J., BRAK, B. & GROENEVELD, R. (2004): Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in The Netherlands. *Conservation Biology*, 18 (3), 775-786 p.

KLEIJN, D. & SUTHERLAND, W. J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 40, 947-969 p.

KLEIJN, D. & VAN ZUIJLEN, G. J. C. (2004): The conservation effects of meadow bird agreements on farmland in Zeeland, The Netherlands, in the period 1989-1995. *Biological Conservation*, 117 (4), 443-451 p.

KOLLAR, H. P. (1996): Action plan for the Great Bustard (*Otis tarda*) in Europe. 245-260 p. In: Heredia, B., et al. (Szerk.): *Globally threatened birds in Europe: action plans*. Strasbourg: Council of Europe. 408 p.

KONECNY, M. (2004): *EU Enlargement and Agriculture: Risks and Opportunities.* Brussels: Friends of the Earth Europe. 86 p.

KOVÁCS, F. (Szerk.) (1997): *A magyar agrárgazdaság jelene és kilátásai.* Budapest: MTA. (Magyarország az ezredfordulón). 203 p.

KSH (2000): *Magyarország Mezőgazdasága a 2000. évben: területi adatok.* Budapest: Központi Statisztikai Hivatal. 490 p.

KSH (2002): *A fontosabb növények vetésterülete, 2002. május 31.* Budapest: KSH. 39 p.

KSH (2004): *Magyarország mezőgazdasága, 2003 - Gazdaságszerkezeti adatok.* Budapest: KSH. 173 p.

KSH (2005): *Mezőgazdasági statisztikai évkönyv, 2004.* Budapest: KSH. 357 p.

KSH (2006a): Burgonya vetésterülete, 1921–2004. Budapest: KSH. http://portal.ksh.hu/pls/ksh/docs/hun/agrar/html/tabl1_4_1_2.html.

KSH (2006b): Fontosabb gabonafélék vetésterülete, 1921–2004. Budapest: KSH. http://portal.ksh.hu/pls/ksh/docs/hun/agrar/html/tabl1_4_1_1.html.

KSH (2006c): Fontosabb ipari növények vetésterülete, 1921–2004. Budapest: KSH. http://portal.ksh.hu/pls/ksh/docs/hun/agrar/html/tabl1_4_1_3.html.

KSH (2006d): Fontosabb takarmánynövények vetésterülete, 1921–2004. Budapest: KSH. http://portal.ksh.hu/pls/ksh/docs/hun/agrar/html/tabl1_4_1_5.html.

KSH (2006e): Magyarország földterülete művelési ágak szerint, 1853–2005. Budapest: KSH. http://portal.ksh.hu/pls/ksh/docs/hun/agrar/html/tabl1_3_1.html.

KSH (2006f): *Magyarország mezőgazdasága, 2005 - Gazdaságszerkezeti összeírás, előzetes adatok.* Budapest: KSH. 40 p.

KSH (2006g): Szarvasmarha-, sertés-, ló- és juhállomány, 1851–2004. Budapest: KSH. http://portal.ksh.hu/pls/ksh/docs/hun/agrar/html/tabl1_5_1_1.html.

KSH (2006h): Szőlőterület, 1921–2004. Budapest: KSH. http://portal.ksh.hu/pls/ksh/docs/hun/agrar/html/tabl1_4_1_7.html.

KSH (2006i): Zöldségfélék betakarított területe, 1921–2004. Budapest: KSH. http://portal.ksh.hu/pls/ksh/docs/hun/agrar/html/tabl1_4_1_6.html.

LAIOLO, P., DONDERO, F., CILIENTO, E. & ROLANDO, A. (2004): Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology*, 41, 294-304 p.

LANE, S. J., ALONSO, J. C. & MARTIN, C. A. (2001): Habitat preferences of great bustard Otis tarda flocks in the arable steppes of central Spain: Are potentially suitable areas unoccupied? *Journal of Applied Ecology*, 38 (1), 193-203 p.

LÁNG, I. & CSETE, L. (Szerk.) (1999): *Minőség és agrárstratégia.* Budapest: MTA. (Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián. II. 2. Az agrárium helyzete és jövője. A minőség dimenziói a magyarországi agrárgazdaságban.). 408 p.

LANGGEMACH, T. & LITZBARSKI, H. (2005): Results of artificial breeding in the German great bustard (Otis tarda) conservation project. *Aquila*, 112, 191-202 p.

LATUS, C., SCHULTZ, A. & KUJAWA, K. (2004): Occurrence of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) depends on natural factors and mode of land use in the Quillow catchment, Germany. *Biological Letters*, 41 (2), 87-93 p.

LEFRANC, N. (1997): Shrikes and the farmed landscape in France. 236-268 p. In: Pain, D. & Pienkovski, M. (Szerk.): *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. London: Academic Press. 436 p.

LLUSIA, D. & ONATE, J. J. (2005): Are the conservation requirements of pseudo-steppe birds adequately covered by Spanish agri-environmental schemes? An ex-ante assessment. *Ardeola*, 52 (1), 31-42 p.

LUOTO, M., PYKÄLÄ, J. & KUUSSAARI, M. (2003): Decline of landscape-scale habitat and species diversity after the end of cattle grazing. *Journal for Nature Conservation*, 11, 171-178 p.

MACDONALD, D., CRABTREE, J. R., WIESINGER, G., DAX, T., STAMOU, N., FLEURY, P., GUTIERREZ LAZPITA, J. & GIBON, A. (2000): Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59, 47-69 p.

MÁRKUS, F. & NAGY, S. (1995): *A mezőgazdasági és természetvédelmi politika összehangolásának lehetőségei Magyarországon: Különös tekintettel a Környezetileg Érzékeny Területek rendszerének hazai bevezetésére.* Budapest: WWF Magyarországi Képviselete, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület. (WWF-füzetek 10). 23 p.

MÁRKUS, F. & NAGY, S. (1997): *A fenntartható mezőgazdaság megvalósításának lehetőségei Magyarországon: Az extenzív gazdálkodási módok megőrzése, a jó mezőgazdasági gyakorlat, a Környezetileg Érzékeny Területek rendszere.* Budapest: Fenntartható Fejlődés Bizottság. (KTM Fenntartható Fejlődés Füzetek). 35 p.

MARSHALL, E. J. P. & MOONEN, A. C. (2002): Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture and environment*, 89, 5-21 p.

MARTIN, C. A., ALONSO, J. C., ALONSO, J. A., PALACIN, C., MAGANA, M. & MARTIN, B. (2007): Sex-biased juvenile survival in a bird with extreme size dimorphism, the great bustard Otis tarda. *Journal of Avian Biology*, 38 (3), 335-346 p.

MASSA, R., BOTTONI, L. & FORNASARI, L. (1993): Site fidelity and population structure of the red-backed shrike Lanius collurio in northern Italy. *Ringing and Migration. 1993 August;*, 14 (2), 129-132 p.

MAURER, B. A. (2002): Predicting Distribution and Abundance: Thinking within and between Scales. 125-132 p. In: Scott, M. J., et al. (Szerk.): *Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale*. Washington: Island Press. 868 p.

MCCRACKEN, D. I. & TALLOWIN, J. R. (2004): Swards and structure: the interactions between farming practices and bird food resources in lowland grasslands. *Ibis*, 146 (Suppl. 2), 108-114 p.

MÉSZÁROS, S. (2002): *A magyar csatlakozás agrárgazdasági hatásainak összehasonlítása az EU modellszámításaival.* Budapest: AKI. (Agrárgazdasági Tanulmányok). 87 p.

MICROSOFT (2003): *Microsoft Office Access 2003.* Redmont, WA: Microsoft Corporation.

MOHÁCSI, S. (1999a): Az Apaj-Project fogoly (Perdix perdix) populációjának és környezetének vizsgálata, 1995-1997. *Magyar Apróvad Közlemények*, 3, 239-312 p.

MOHÁCSI, S. (1999b): A Sárszentmihály-Project fogoly (Perdix perdix) populációjának és környezetének vizsgálata, 1993-1996. *Magyar Apróvad Közlemények*, 3 153-238 p.

MOORCROFT, D., WHITTINGHAM, M. J., BRADBURY, R. B. & WILSON, J. D. (2002): The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. *Journal of Applied Ecology*, 39, 535-547 p.

MORALES, M. B., ALONSO, J. C. & ALONSO, J. (2002): Annual productivity and individual female reproductive success in a great bustard Otis tarda population. *Ibis*, 144 (2), 293-300 p.

MORALES, M. B. & MARTIN, C. A. (2002): Great Bustard *Otis tarda*. *BWP Update*, 4 (3), 217-232 p.

MOREIRA, F. (1999): Relationships between vegetation structure and breeding bird densities in fallow cereal steppes in Castro Verde, Portugal. *Bird Study*, 46, 309-318 p.

MOREIRA, F., BEJA, P., MORGADO, R., REINO, L., GORDINHO, L., DELGADO, A. & BORRALHO, R. (2005): Effects of field management and landscape context on grassland wintering birds in Southern Portugal. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 109 (1-2), 59-74 p.

MOREIRA, F., FERREIRA, P. G., REGO, F. C. & BUNTING, S. (2001): Landscape changes and breeding bird assemblages in northwestern Portugal. *the role of fire*, 16, 175–187 p.

MORRIS, A. J., WILSON, J. D., WHITTINGHAM, M. J. & BRADBURY, R. B. (2005): Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (*Emberiza citrinella*). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 106, 1-16 p.

MORRIS, W. F. & DOAK, D. F. (2002): *Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis.* Sunderland: Sinaeur Associates. 480 p.

MORRISON, M. L., MARCOT, B. G. & MANNAN, W. R. (2006): *Wildlife-habitat relationship: Concepts and applications.* 3. kiadás. Washington: Island Press.

NAGY, S. (1993): *Füves élőhelyek természeti értékei és védelme az Alföldön.* Budapest: WWF Magyarországi Képviselete. (WWF-füzetek 2). 22 p.

NAGY, S. (1997): *Az EU csatlakozás várható hatása a környezetileg érzékeny területek (ESA) rendszerére és az extenzív gazdálkodási módok megőrzésének lehetőségeire.* Gödöllő: GATE.

NAGY, S. (1998a): *Fontos madár-élőhelyek Magyarországon.* Budapest: MME. (MME Könyvtára). 138 p.

NAGY, S. (1998b): *Javaslat az érzékeny természeti területek kijelölésére Magyarországon.* Budapest: VÁTI.

NAGY, S. (2003): *Az EU Közös Agrárpolitikájához való csatlakozás különböző élőhelytípusokra kifejtett várható hatásai.* Budapest: Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület. (Természetvédelem és Európai Uniós Integráció). 24 p.

NAGY, S. (2005): A critical review of the implementation of international action plans for Falco naumanni, Otis tarda and Chlamydotis undulata in the European Union. 293-306 p. In: Bota, G., et al. (Szerk.): *International Symposium on Ecology and Conservation of Steppe-land Birds*. Ballaterra: Lynx Edicions, Centre Technologic Forestal de Catalunya. 343 p.

NAGY, S. (2006a): CAP reform: what is there for bustard conservation? 115-122 p. In: Leitao, D., et al. (Szerk.): *Bustard Conservation in Europe in the last 15 years: current trends, best practice and future priorities*. Lisbon: SPEA. 156 p.

NAGY, S. (2006b): Evaluation of species action plans for bustards: what is next? 97-104 p. In: Leitao, D., et al. (Szerk.): *Bustard Conservation in Europe in the last 15 years: current trends, best practice and future priorities*. Lisbon: SPEA. 156 p.

NAGY, S. & BURFIELD, I. J. (2006): Saving Europe's most endangered birds: lessons to be learned from implementing European Species Action Plans. 602-607 p. In: Boere, G. C., et al. (Szerk.): *Waterbirds around the world*. Edinburgh: The Stationery Office. 960 p.

NAGY, S. & CROCKFORD, N. (2004): *Implementation in the European Union of species action plans for 23 of Europe's most threatened birds.* Wageningen: BirdLife International. 124 p. http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/action_plans/docs/action_plans_review.pdf.

NAGY, S. & FÜLÖP, G. (2003): *A Madárvédelmi (79/409 EEC) és Élőhely-védelmi Irányelvek (92/43 EEC) hazai életbelépésével összefüggő földhasználati korlátozások kompenzációs rendszerének lehetőségei külföldi példák alapján.* Budapest: MME. 29 p.

NAGY, S. & KÖNCZEY, R. (Szerk.) (1995): *Természetvédelem a halastavakon.* Budapest: IUCN. 58 p.

NAGY, S. & MÁRKUS, F. (1995): *A mezőgazdasági és természetvédelmi politika összehangolásának lehetőségei az Európai Unióban.* Budapest: WWF Magyarországi Képviselete. (WWF-füzetek 9). 24 p.

NAGY, S. & MÁRKUS, F. (1996): *Az agrártámogatások természetvédelmi hatásai.* Budapest: WWF Magyarországi Képviselete. (WWF-füzetek 11). 20 p.

NAGY, S., SZÉLL, A. & MOTKÓ, B. (in prep): Hatásosak-e a túzok (Otis tarda) védelmét szolgáló magyar agrár-környezetvédelmi intézkedések?

NAGY, S. & VINCZE, T. (1998): *Az EU Közös Agrárpolikájának lehetséges természetvédelmi hatásai Magyarországon.* Budapest: MTvSz.

NEWTON, I. (2004): The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146 (Suppl. 2),

O'CONNOR, R. J. (1987): Organization of avian assemblages - the influence of intraspecific habitat dynamics. 163-183 p. In: Gee, J. H. R. G., P.S. (Szerk.): *Organization of communities: Past and present. The 27th Symposium of the British Ecological Society*. Oxford: Blackwell Science. 576 p.

ONATE, J. J., MALO, J. E., SUÁREZ, F. & PECO, B. (1998): Regional and environmental aspects in the implementation of Spanish agri-environmental schemes. *Journal of Environmental Management*, 52, 227–240 p.

PAIN, D. J. & PIENKOWSKI, M. W. (Szerk.) (1997): *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation.* London: Academic Press. 436 p.

PAPP, S. (1999a): A Dévaványa Project fogoly (Perdix perdix) populációjának és környezetének vizsgálata, 1993-1997. *Magyar Apróvad Közlemények*, 4, 125-222 p.

PAPP, S. (1999b): A Nagyszénás Project fogoly (Perdix perdix) populációjának és környezetének vizsgálata, 1993-1997. *Magyar Apróvad Közlemények*, 4, 223-310 p.

PEACH, W. J., LOVETT, W. J., WOTTON, S. R. & JEFFS, C. (2001): Countryside stewardship delivers cirl buntings (*Emberiza cirlus*) in Devon, UK. *Biological Conservation*, 101, 361-373 p.

PEDRINI, P. & SERGIO, F. (2001): Golden Eagle *Aquila chrysaetos* density and productivity in relation to land abandonment and forest expansion in the Alps. *Bird Study*, 48, 194–199 p.

PENTERIANI, V., GALLARDO, M. & ROCHE, P. (2002): Landscape structure and food supply affect eagle owl (*Bubo bubo*) density and breeding performance: a case of intra-population heterogeneity. 257, 365-372 p.

PERKINS, A. J., WHITTINGHAM, M. J., BRADBURY, R. B., WILSON, J. D., MORRIS, A. J. & BARNETT, P. R. (2000): Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biological Conservation*, 95 (3), 279-294 p.

PERKINS, A. J., WHITTINGHAM, M. J., MORRIS, A. J. & BRADBURY, R. B. (2002): Use of field margins by foraging yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93, 413-420 p.

PINTO, M., ROCHA, P. & MOREIRA, F. (2005): Long-term trends in great bustard (*Otis tarda*) populations in Portugal suggest concentration in single high quality area. *Biological Conservation*, 124 (3), 415-423 p.

PODMANICZKY, L., ÁNGYÁN, J., AVAR, B., NAGY, S., MÁRKUS, F., BELÉNYESI, M., VAJNÁNÉ MADARASI, A., NÉRÁTH, M., MIHÁLY, B., FÉSŰS, I. & TAR, F. (1999): *Modellvizsgálatok a Környezetileg Érzékeny Területek (ESA) rendszerének magyarországi bevezetéséhez.* Gödöllő: GATE. 112 p.

POPP, J. (2000): Chances for the Development of Major Agricultural Sectors in Hungary with Regard to the EU accession.

POPP, J. (2005): Az egyszerûsített kifizetés az Európai Unió közös agrárpolitikájának reformja tükrében. 663-697 p. In: Inotai, A. (Szerk.): *EU-tanulmányok V*. Budapest: Nemzeti Fejlesztési Hivatal. 697 p.

POPP, J., POTORI, N. & UDOVECZ, G. (2004): A Közös Agrárpolitika 2003. évi reformja. *Gazdálkodás*, 48 (10), 1-45 p.

POTORI, N. & UDOVECZ, G. (2006): Szerkezeti feszültségek: A SAPS helyett jön az SPS (II.). *Magyar Mezőgazdaság*, 61 (12), 6-7 p.

POTTS, D. (1997): Cereal farming, pesticides and grey partridges. 150-177 p. In: Pain, D. & Pienkovski, M. (Szerk.): *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. London: Academic Press. 436 p.

POTTS, S. G., BRADBURY, R. B., MORTIMER, S. R. & WOODCOCK, B. A. (2006): Commentary on Kleijn et al. 2006. *Ecology Letters*, 9 (3), 254-256 p.

PRÁGER, A. (2005): Population estimates, trends and synchronised census of Great Bustard (*Otis tarda*) in Hungary. *Aquila*, 112, 143-150 p.

PRÁGER, A. & BANKOVICS, A. (2004): *National report on the implementation of the Great Bustard (Otis tarda) MoU in Hungary (2001-2004).* 8 p. http://www.cms.int/species/otis_tarda/meetings/GB_1/pdf/Inf_04_1_NationalReport_Hungary.pdf.

RAAB, R. (2004): *Austrian National Report 2004 on the Implementation of the Memorandum of Understanding on the Conservation and Management of the Middle-European Population of the Great Bustard (Otis tarda).* Wien: Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water management of Austria. 21 p. http://www.cms.int/species/otis_tarda/meetings/GB_1/pdf/Inf_04_5_Rev1_National%20Report_Austria.pdf.

RAKONCZAY, Z. (Szerk.) (1989): *Vörös Könyv.* Budapest: Akadémiai Kiadó. 328 p.

RANDS, M. R. W. (1986): Effect of hedgerow characteristics on partridge breeding densities. *Journal of Applied Ecology*, 23 (2), 479-487 p.

REDFERN, C. P. F. (1982): Lapwing nest sites and chick mobility in relation to habitat. *Bird Study*, 29 (3), 201-208 p.

REITER, A. S. (2000): Grosstrappen (Otis tarda L.) verungluecken an Stromleitungen im westlichen Weinviertel (Niederoesterreich). *Egretta*, 43 (1), 37-54 p.

ROBINSON, R. A. & SUTHERLAND, W. J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39, 157-176 p.

ROBSON, N. (1997): The evolution of the Common Agricultural Policy and the incorporation of environmental considerations. 43-78 p. In: Pain, D. & Pienkovski, M. (Szerk.): *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. London: Academic Press. 436 p.

ROLOFF, G. J. & HAUFLER, J. B. (2002): Modeling Habitat-based Viability from Organism to Population. 673-685 p. In: Scott, M. J., et al. (Szerk.): *Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale*. Washington: Island Press. 868 p.

ROMERO-CALCERRADA, R. & PERRY, G. L. W. (2004): The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA 'Encinares del río Alberche y Cofio, Central Spain, 1984-1999. *Landscape and Urban Planning*, 66, 217-232 p.

RSPB (2005): *Lifeline to recovery - the RSPB's species recovery success in the UK.* Sandy: RSPB. 40 p.

SANDERSON, F. J. (2005): Farmland birds in Europe: from policy change to population decline and back. 211-236 p. In: Bota, G., et al. (Szerk.): *International Symposium on Ecology and Conservation of Steppe-land Birds*. Ballaterra: Lynx Edicions, Centre Technologic Forestal de Catalunya. 343 p.

SCHIFFERLI, L. (2000): Changes in agriculture and the status of birds breeding in European farmland. 17-25 p. In: Aebischer, N. J., et al. (Szerk.): *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. Tring: British Ornithologists' Union. 182 p.

SEILA, A. F. (2001): Spreadsheet simulation. 75-79 p. In: Peters, B. A. (Szerk.): *Proceedings of the 2001 Winter Simulation Conference: Crystal Gateway Marriott, Arlington, VA, U.S.A., 9-12 December, 2001. Vol. I.* New York, N.Y.; Piscataway, N.J.; San Diego, Calif.: Association for Computing Machinery; IEEE; Society for Computer Simulation International. 1748 p.

SEOANE, J., CARRASCAL, L. M., ALONSO, C. L. & PALOMINO, D. (2005): Species-specific traits associated to prediction errors in bird habitat suitability modelling. *Ecological Modelling*, 185, 299-308 p.

SHELDON, R. D., CHANEY, K. & TYLER, G. A. (2005): Factors affecting nest-site choice by northern lapwing Vanellus vanellus within arable fields: the importance of crop structure. *Wader Study Group Bulletin*, 108, 47-52 p.

SHRUBB, M. (1988): The influence of crop rotations and field size on a wintering lapwing *V. vanellus* population in an area of mixed farmland in West Sussex. *Bird Study*, 35 (2), 123-131 p.

SIRIWARDENA, G. M. & STEVENS, D. K. (2004): Effects of habitat on the use of supplementary food by farmland birds in winter. *Ibis*, 146 (Suppl. 2), 144-154 p.

SMALLWOOD, K. S. (2002): Habitat models based on numerical comparisions. 83-95 p. In: Scott, M. J., et al. (Szerk.): *Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale*. Washington: Island Press. 868 p.

SOTHERTON, N. W. (1998): Land use changes and the decline of farmland wildlife: an appraisal of the set-aside approach. *Biological Conservation*, 83, 259-268 p.

SPSS INC. (2006): *SPSS 15.0 for Windows.* Chicago: SPSS Inc.

STEFLER, J. (2004): A szarvasmarha-ágazat helye, szerepe a magyar mezőgazdaságban, esélyei az Európai Unióban. 193-240 p. In: Inotai, A. (Szerk.): *EU-tanulmányok V*. Budapest: Nemzeti Fejlesztési Hivatal. 697 p.

STEFLER, J. & HAJDUK, P. (2004): A juhászat helyzete és várható jövője a csatlakozás és az EU agrárreformjának tükrében. 241-264 p. In: Inotai, A. (Szerk.): *EU-tanulmányok V*. Budapest: Nemzeti Fejlesztési Hivatal. 697 p.

STEFLER, J., RÁKI, Z., MÁRTON, I. & SZABÓ, F. (2004): *A marhahústermelés várható jövedelme és a termelés alakulása az EU agrárreformjának, a támogatások fejlesztési rendjének és a technológiai fejlesztés tükrében.* Kaposvár: Integrációs és Fejlesztéspolitikai Munkacsoport Agrár- és Vidékfejlesztési Témacsoportja. 81 p.

STERBETZ, I. (1960): A rizstelepek hatása a gémfélék táplálkozására. *Vertebrata Hungarica*, 2 (1), 81-92 p.

STERBETZ, I. (1964a): Hazai rizstermelésünk és a madárvilág. *Jászkunság*, 4 (6), 8-9 p.

STERBETZ, I. (1964b): A magyar túzok (Otis t. tarda L.) természetvédelmi problémái. *Állattani Közlemények*, 51, 135-139 p.

STERBETZ, I. (1975): A kelet-magyarországi túzok (Otis t. tarda L.) populációk területigényének alakulása. *Aquila*, 82, 155-163 p.

STERBETZ, I. (1976): A túzok (Otis tarda L.) környezete Magyarországon. *Aquila*, 83, 53-73 p.

STERBETZ, I. (1979a): A monokultúrás kukoricatermesztés szerepe a vízimadárvonulás táplálékbázisában. *Állattani Közlemények*, 66 (1-4), 153-159 p.

STERBETZ, I. (1979b): A nagyüzemi agrárviszonyok és a természetvédelem kölcsönhatásai Békés megyében. *Békés Megyei Természetvédelmi Évkönyv*, 3, 7-23 p.

STERBETZ, I. (1980): Madarak energiafelvétele égetett búzatarlókon. *Állattani Közlemények*, 67 (1-4), 109-112 p.

STERBETZ, I. (1991): Adatok a daru (Grus grus L., 1758) magyarországi vonulásának növényvédelmi problémáihoz. *Állattani Közlemények*, 77 (1-4), 109-115 p.

STERBETZ, I. (1992): A Vásárhelyi-pusztán fészkelõ széki lile populáció (Charadrius alexandrinus L., 1758) elsorvadásának vizsgálata. *Állattani Közlemények*, 78, 89-93 p.

STERBETZ, I. (1995a): The conservation of Whimbrels (Numenius phaeopus) in South-east Hungary. *Aquila*, 102, 29-40 p.

STERBETZ, I. (1995b): A délkelet-magyarországi bíbic (Vanellus vanellus) populáció harmincéves vizsgálata. *Aquila*, 102, 41-52 p.

STERBETZ, I. (2000a): Adatok a Délkelet-Magyarországon átvonuló póling fajok (Numenius sp.) egykori vadászatáról. *Magyar Vízivad Közlemények*, 6, 47-64 p.

STERBETZ, I. (2000b): A túzok (Otis tarda) egy dél-alföldi állományának ötven éves vizsgálata. *Aquila*, 105-106, 71-75 p.

STEVENS, D. K. & BRADBURY, R. B. (2006): Effects of the Arable Stewardship Pilot Scheme on breeding birds at field and farm-scales. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 112 (4), 283-290 p.

STOATE, C., SZCZUR, J. & AEBISCHER, N. J. (2003): Winter use of wild bird cover crops by passerines on farmland in northeast England. *Bird Study*, 50, 15-21 p.

STREICH, W., LITZBARSKI, H., LUDWIG, B. & LUDWIG, S. (2006): What triggers facultative winter migration of Great Bustard (Otis tarda) in Central Europe? *European Journal of Wildlife Research*, 52 (1), 48-53 p.

STREICH, W. J., PITRA, C., LITZBARSKI, H. & QUAISSER, C. (1996): Zur Populationsdynamik der Großtrappe (Otis t. tarda L., 1758) – eine Computersimulation. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*, 5, 91-94 p.

STREICH, W. J. L., H.; EISENBERG, A.; LANGGEMACH, T. (2000): Great Bustard - no future in Germany? A population viability analysis. *Advances in Ethology*, 35 (Suppl.), 153S p.

SUÁREZ-SEOANE, S., OSBORNE, P. E. & BAUDRY, J. (2002): Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation*, 105, 303-344 p.

SUÁREZ, F., NAVESO, M. A. & DE JUANA, E. (1997): Farming in the drylands of Spain: birds of the pseudosteppes. 297-330 p. In: Pain, D. & Pienkovski, M. (Szerk.): *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. London: Academic Press. 436 p.

SUTHERLAND, W. J. (2000): *The Conservation Handbook: Research, Management and Policy*. Oxford: Blackwell Science. 278 p.

SWETNAM, R. D., WILSON, J. D., WHITTINGHAM, M. J. & GRICE, P. V. (2005): Designing lowland landscapes for farmland birds: scenario testing with GIS. *Computers, Environment and Urban Systems*, 29, 275-296 p.

SZÉKELY, T. (1997): Status of Kentish Plover (Charadrius alexandrinus) in Hungary. *Ornis Hungarica*, 7, 19-26 p.

SZÉP, T. & NAGY, K. (2006): Magyarország természeti állapota az EU csatlakozáskor az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2005 adatai alapján. *Természetvédelmi Közlemények*, 12, 5-16 p.

THOMPSON, P. S., BAINES, D., COULSON, J. C. & LONGRIGG, G. (1994): Age at 1st Breeding, Philopatry and Breeding Site-Fidelity in the Lapwing *Vanellus vanellus*. *Ibis*, 136 (4), 474-484 p.

TÓTH, L., NAGY, S. & HARASZTHY, L. (1999): *Vörös Lista: Magyarország fészkelő madarainak védelmi helyzete*. Budapest: MME. 8 p.

TROFIMOVA, L. S., OPARINA, O. S. & OPARIN, M. L. (2003): Vegetative cloak of potential bustard nesting sites in the Saratov region. *Povolzhskii Ekologicheskii Zhurnal*, 3, 266-277 p.

TRUETT, J. C., SHORT, H. L. & WILLIAMSON, S. C. (1994): Ecological impact assessment. 607-622 p. In: Bookhout, T. A. (Szerk.): *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*. Bethesda, Md: The Wildlife Society. 740 p.

TUCKER, G. (1997): Priorities for bird conservation in Europe: the importance of the farmed landscape. 79-116 p. In: Pain, D. & Pienkovski, M. (Szerk.): *Farming and birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*. London: Academic Press. 436 p.

TUCKER, G. M. & EVANS, M. I. (1997): *Habitats for birds in Europe: A conservation strategy for the wider environment.* Cambridge, U.K.: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series 6). 464 p.

TUCKER, G. M. & HEATH, M. F. (Szerk.) (1994): *Birds in Europe: Their conservation status.* Cambridge, U.K.: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series 3). 600 p.

VAN DIJK, G. Z., AGATA; BLOKZIJL, RON (Szerk.) (2005): *Land Abandonment, Biodiversity and the CAP: Land abandonment and biodiversity, in relation to the 1st and 2nd pillars of the EU's*

Common Agricultural Policy. International Seminar in Sigulda, Latvia, 7-8 October 2004. Utrecht: D. L. G. Government Service for Land and Water Management. 68 p.

VERHULST, J., BÁLDI, A. & KLEIJN, D. (2004): Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104, 465-473 p.

VERHULST, J., KLEIJN, D. & BERENDSE, F. (2007): Direct and indirect effects of the most widely implemented Dutch agri-environment schemes on breeding waders. *Journal of Applied Ecology*, 44 (1), 70-80 p.

VICKERY, J., CARTER, N. & FULLER, R. J. (2002): The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89, 41-52 p.

VICKERY, J. A., BRADBURY, R. B., HENDERSON, I. G., EATON, M. A. & GRICE, P. V. (2004): The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological Conservation*, 119, 19-39 p.

VICKERY, J. A. & GILL, J. A. (1999): Managing grassland for wild geese in Britain: a review. *Biological Conservation*, 89, 93-106 p.

VICKERY, J. A., TALLOWIN, J. R., FEBER, R. E., ASTERAKI, E. J., ATKINSON, P. W., FULLER, R. J. & BROWN, V. K. (2001): The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38, 647-664 p.

VÖNEKI, É., PAPP, G. & NYÁRS, L. (2006): Szerkezeti feszültségek: Vágósertés- és baromfitenyésztés. *Magyar Mezőgazdaság*, 61 (16), 6-7 p.

WAKEHAM-DAWSON, A. & SMITH, K. W. (2000): Birds and lowland grassland management practices in the UK: an overview. 77-88 p. In: Aebischer, N. J., et al. (Szerk.): *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. Tring: British Ornithologists' Union. 182 p.

WALICZKY, Z. (2003): The future of biodiversity in an enlarged EU: BirdLife's view. 9-10 p. In: Konecny, M. (Szerk.): *EU Accession and Agriculture: Making CAP Work for People and the Environment - Speeches, presentations and outcomes from a conference in Villa Decius, Krakow, Poland, 6-8 November, 2003*. Brussels: Friends of the Earth Europe. 107 p.

WHITE, G. C. (2006): *MARK: Mark and Recapture Survival Rate Estimation.* Fort Collins: Colorado State University.

WHITTINGHAM, M. J. (2007): Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology*, 44 (1), 1-5 p.

WHITTINGHAM, M. J., BRADBURY, R. B., WILSON, J. D., MORRIS, A. J., PERKINS, A. J. & SIRIWARDENA, G. M. (2001): Chaffinch *Fringilla coelebs* foraging patterns, nestling survival and territory distribution on lowland farmland. *Bird Study*, 48 (3), 257-270 p.

WHITTINGHAM, M. J. & EVANS, K. L. (2004): The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis*, 146 (Suppl. 2), 210-220 p.

WHITTINGHAM, M. J., KREBS, J. R., SWETNAM, R. D., VICKERY, J. A., WILSON, J. D. & FRECKLETON, R. P. (2007): Should conservation strategies consider spatial generality? Farmland birds show regional not national patterns of habitat association. *Ecology Letters*, 10 (1), 25-35 p.

WILSON, A. M., VICKERY, J. A. & BROWNE, S. J. (2001): Numbers and distribution of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* breeding in England and Wales in 1998. *Bird Study*, 48, 2-17 p.

WILSON, J. D., MORRIS, A. J., ARROYO, B. E., CLARK, S. C. & BRADBURY, R. B. (1999): A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 75 (1-2), 13-30 p.

WILSON, J. D., WHITTINGHAM, M. J. & BRADBURY, R. B. (2005): The management of crop structure: a general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds? *Ibis*, 147 (3), 453-463 p.

WINSPEAR, R. & DAVIES, G. (2005): *A management guide to birds of lowland farmland.* Sandy: Royal Society for the Protection of Birds. 169 p.

WRETENBERG, J. (2006): *The Decline of Farmland Birds in Sweden.* Uppsala: Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, Department of Conservation Biology, Swedish University of Agricultural Sciences. 45 p.

M2.Tézisek

1. Várhatóan a mezei madárfajokat érintő legfontosabb földhasználati változások Magyarországon a növekvő növényvédőszer-használat, a gazdaságok méretének növekedése és specializációja, helyenként a földfelhagyás és a gyepgazdálkodás intenzívebbé válása lesznek.

2. A legtöbb madárfaj a várható földhasználati változások közül az erdősítésre, a földfelhagyásra, a gazdaságok konszolidációjára és a rovarirtó szerek alkalmazására érzékeny.

3. Mind az előfordulás valószínűsége és a sűrűség összehasonlító vizsgálata megerősítette, hogy a kisparcellás művelésű területek különösen fontosak a mezei madárfajok számára. Sajnos ennek a gazdálkodási formának a területi kiterjedése várhatóan fokozatosan csökkenni fog részben a kisgazdálkodók elöregedése, részben a vidékfejlesztési program keretében a fiatal gazdálkodóknak és a korai nyugdíjazáshoz kínált támogatások miatt.

4. Mindkét empirikus megközelítés megerősítette a parlagterületek fontosságát a mezei madárfajok számára Magyarországon is. A kötelező földpihentetés bevezetése lehetőséget kínál ennek az élőhelynek a kiterjedésére. Azonban a pihentetett földterületeket nem feltétlenül fogják parlagként és a mezei madárfajok igényeivel összhangban kezelni.

5. A szimulációs modellezés eredményei szerint a túzok védelmére szolgáló magyar agrár-környezetvédelmi programok eredményessége elsősorban a következő tényezőktől függ: (1) a támogatásban részesített terület részaránya, (2) a populáció mortalitásának mértéke. A szimuláció eredményei szerint a magyar agrár-környezetvédelmi program túzokvédelmi intézkedéseinek kiterjedése nem elégséges az állomány kedvező védelmi helyzetének biztosításához.

6. Az alternatív fészkelőhely-választási feltételezések rámutattak, hogy az agrár-környezetvédelmi programok alacsony területi aránya más, hasonló természetvédelmi problémákkal küzdő faj esetében is korlátozhatja a program eredményességét, hacsak a fészkelőhely választása során a madarak nem részesítik előnyben az agrár-környezetvédelmi intézkedések alatt álló táblákat.

7. Ugyanakkor a szimuláció eredménye azt is demonstrálta, hogy a Natura 2000 területeken a legérzékenyebb növényekre koncentráló kötelező jellegű korlátozások kompenzációs kifizetésekkel csaknem olyan mértékben képesek javítani a populáció fertilitását, mint a teljes területre kiterjedő agrár-környezetvédelmi támogatás. Így, a Natura 2000 kifizetések az agrár-környezetvédelmi intézkedések hatékonyabb alternatíváját jelenthetik az új vidékfejlesztési szabályozás keretében.

M3. Táblázatok

M3/1. táblázat: Az egyes fajok pozitív és negatív megfigyeléseinek száma a 2 432 mintavételi ponton

Faj	Hiány	Jelenlét	Összesen
ALAARV	1,189	1,188	2,377
ANTCAM	1,012	6	1,018
ATHNOC	2,228	3	2,231
CARCAN	1,980	76	2,056
CARCHL	1,956	389	2,345
CICCIC	2,313	84	2,397
COLOEN	1,814	25	1,839
COLPAL	1,967	349	2,316
CORFRU	2,334	74	2,408
CORGAR	2,154	18	2,172
CORMON	2,319	20	2,339
COTCOT	2,034	194	2,228
CRECRE	1,738	1	1,739
EMBCIT	1,854	436	2,290
FALTIN	2,096	117	2,213
GALCRI	2,191	174	2,365
HIPPAL	814	0	814
HIRRUS	1,779	613	2,392
LANCOL	1,925	349	2,274
LANMIN	1,891	45	1,936
LIMLIM	1,541	9	1,550
LOCNAE	1,337	30	1,367
LULARB	1,651	32	1,683
MILCAL	1,503	408	1,911
MOTALB	2,253	140	2,393
PASMON	1,884	520	2,404
PERPER	2,165	11	2,176
PICVIR	2,228	54	2,282
SAXRUB	1,873	42	1,915
SAXTOR	1,964	266	2,230
STRTUR	1,809	537	2,346
STUVUL	1,578	827	2,405
SYLCOM	1,709	167	1,876
SYLNIS	1,780	30	1,810
TRITOT	1,524	23	1,547
TURMER	1,598	806	2,404
TURPHI	1,832	292	2,124
TURPIL	2,172	2	2,174
TURVIS	1,696	23	1,719
VANVAN	2,190	172	2,362

M3/2. táblázat: A pozítív és negatív megfigyelések száma a 864 homogén megfigyelési ponton fajonként és élőhelyenként

Faj	Kisparcella		Gabona		Kukorica		Napraforgó		Olajrepce		Lucerna		Parlag		Felhagyott t.	
	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány
ALAARV	50	25	224	82	72	41	25	11	20	11	20	13	36	16	3	23
ANTCAM	0	35	3	142	1	63	0	12	0	5	0	14	0	22	0	8
ATHNOC	0	69	0	297	1	110	0	34	0	31	0	32	0	45	0	26
CARCAN	1	67	0	258	0	102	0	24	0	25	1	28	2	42	1	25
CARCHL	5	63	9	291	1	111	0	35	0	31	3	30	2	50	5	21
CICCIC	3	74	1	308	1	113	0	35	0	31	0	33	3	49	0	26
COLOEN	0	55	2	234	0	91	0	23	0	18	0	30	1	40	0	22
COLPAL	7	67	5	300	0	112	1	34	0	27	2	30	1	50	0	26
CORFRU	0	70	0	273	0	107	0	29	0	29	0	32	0	44	0	26
CORGAR	0	77	0	309	1	113	0	35	0	31	0	33	0	52	0	26
CORMON	0	76	1	288	0	107	0	34	0	30	0	30	0	48	0	26
COTCOT	8	69	31	261	5	99	2	31	2	26	2	30	1	47	0	23
CRECRE	0	58	0	248	0	89	0	25	0	14	0	29	0	38	0	17
EMBCIT	1	64	12	278	2	111	0	30	0	27	2	30	10	41	11	15
FALTIN	1	67	16	264	2	105	0	34	0	29	0	29	1	45	0	25
GALCRI	11	66	25	284	12	102	1	34	0	31	2	31	2	50	1	25
HIPPAL	0	32	0	113	0	46	0	14	0	13	0	12	0	11	0	12
HIRRUS	4	73	15	294	3	111	1	34	1	30	3	30	1	51	0	26
LANCOL	8	68	27	269	6	106	3	33	3	27	7	25	5	46	6	20
LANMIN	2	65	2	272	0	101	0	30	0	26	0	28	1	43	0	25
LIMLIM	0	56	0	224	0	79	0	29	0	16	0	26	0	28	0	12
LOCNAE	0	34	2	173	0	88	0	22	0	16	0	21	2	28	0	17
LULARB	0	46	1	228	1	83	0	20	0	18	0	26	2	34	1	21
MILCAL	12	48	39	208	9	89	7	26	2	26	6	23	8	32	4	22
MOTALB	4	73	4	305	3	111	1	34	0	31	1	32	2	50	2	24
PASMON	18	59	31	279	17	97	1	34	2	29	6	27	6	46	3	23
PERPER	0	77	2	290	0	112	0	35	0	28	0	31	0	39	0	18
PICVIR	0	67	0	291	0	107	0	34	0	31	0	33	0	48	0	26
SAXRUB	3	61	1	251	0	93	1	34	2	23	0	28	3	30	0	21
SAXTOR	10	61	46	251	18	93	1	34	4	23	5	28	17	30	5	21
STRTUR	3	73	19	280	5	109	1	35	0	31	2	31	4	44	9	16
STUVUL	9	63	20	288	6	108	1	35	2	29	11	23	5	47	5	21
SYLCOM	2	59	5	235	2	90	0	34	0	26	0	24	6	35	1	22

Faj	Kisparcella		Gabona		Kukorica		Napraforgó		Olajrepce		Lucerna		Parlag		Felhagyott t.	
	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány	Pozitív	Hiány
SYLNIS	1	61	5	231	1	86	0	26	0	15	0	28	0	40	0	24
TRITOT	0	52	0	215	1	83	0	27	0	15	0	28	0	25	0	18
TURMER	5	72	23	287	4	110	0	35	0	31	1	33	8	44	16	10
TURPHI	0	66	1	265	1	102	0	34	0	29	0	27	0	41	4	17
TURPIL	0	73	0	294	0	112	0	34	0	31	0	32	0	47	0	26
TURVIS	0	57	0	220	1	78	0	28	0	14	0	21	0	37	1	19
VANVAN	7	70	5	304	5	109	6	29	1	30	4	29	0	52	0	23

M3/3. táblázat: A mintavételi pontokon regisztrált sűrűség különbségére végzett Kruskall-Wallis teszt eredménye

Faj	Chi^2	df	p_{MC}	Kisparcella	Gabona	Kukorica	Napraforgó	Olajrepce	Lucerna	Gyep	Parlag	Elhagyott
				átlagos rangsorrend								
ALAARV	51,988	8	**0,000**	446,75	496,87	398,43	452,57	443,31	414,26	401,91	491,19	199,35
ANTCAM	3,954	8	0,861	202,50	206,72	205,69	202,50	202,50	202,50	202,50	202,50	202,50
ATHNOC	6,577	8	0,583	420,50	420,50	424,29	420,50	420,50	420,50	420,50	420,50	420,50
CARCAN	16,239	8	**0,039**	381,63	376,00	376,00	376,00	376,00	389,02	390,28	393,27	390,88
CARCHL	31,354	8	**0,000**	439,86	421,40	412,27	408,50	408,50	448,42	450,69	425,65	490,52
CICCIC	17,108	8	**0,029**	450,67	434,92	437,35	433,50	433,50	433,50	448,66	458,80	433,50
COLOEN	6,406	8	0,602	340,00	342,89	340,00	340,00	340,00	340,00	340,00	348,30	340,00
COLPAL	27,291	8	**0,001**	460,11	426,20	419,00	431,14	419,00	446,72	452,42	427,59	419,00
CORFRU	5,274	8	0,728	441,50	441,50	445,37	441,50	441,50	441,50	445,76	441,50	441,50
CORGAR	3,144	8	0,925	402,00	402,00	402,00	402,00	402,00	402,00	404,07	402,00	402,00
CORMON	1,920	8	0,983	422,00	423,46	422,00	422,00	422,00	422,00	422,00	422,00	422,00
COTCOT	9,576	8	0,296	430,72	432,11	407,50	412,71	417,21	414,52	418,74	396,17	387,50
CRECRE	3,102	8	0,928	342,50	342,50	342,50	342,50	342,50	342,50	344,55	342,50	342,50
EMBCIT	79,975	8	**0,000**	397,32	408,22	398,27	404,26	391,00	417,69	428,43	472,57	569,27
FALTIN	3,162	8	0,924	407,48	410,23	409,10	401,50	401,50	401,50	405,65	410,34	401,50
GALCRI	11,022	8	0,200	468,46	441,10	451,00	418,27	405,50	433,15	437,94	423,40	422,69
HIPPAL	0,000	8	1,000	163,50	163,50	163,50	163,50	163,50	163,50	163,50	163,50	163,50
HIRRUS	5,282	8	0,727	445,16	443,84	434,31	435,47	436,63	462,80	444,08	430,70	422,50
LANCOL	16,058	8	**0,042**	427,71	421,87	405,30	417,33	424,30	475,38	447,67	423,48	480,73
LANMIN	7,554	8	0,478	385,78	377,26	374,50	374,50	374,50	374,50	383,86	383,09	374,50
LIMLIM	0,000	8	1,000	311,50	311,50	311,50	311,50	311,50	311,50	311,50	311,50	311,50
LOCNAE	10,747	8	0,216	251,00	253,90	251,00	251,00	251,00	251,00	258,24	268,02	251,00
LULARB	13,262	8	0,103	318,50	319,90	322,32	318,50	318,50	318,50	320,49	336,33	333,09
MILCAL	30,032	8	**0,000**	369,70	353,98	331,44	371,67	322,14	372,21	415,36	372,58	351,15
PASMON	18,288	8	**0,019**	490,99	428,85	448,33	396,73	411,10	465,03	459,01	437,26	435,40
PERPER	3,135	8	0,926	410,00	412,82	410,00	410,00	410,00	410,00	414,30	410,00	410,00
PICVIR	6,475	8	0,594	416,50	416,50	416,50	416,50	416,50	416,50	420,73	416,50	416,50
SAXRUB	21,618	8	**0,006**	367,16	351,91	350,50	360,66	379,70	350,50	365,64	383,06	350,50
SAXTOR	59,579	8	**0,000**	423,25	400,08	388,47	389,10	377,50	430,53	465,37	498,27	441,58
STRTUR	40,136	8	**0,000**	421,17	431,83	423,25	415,75	404,00	429,64	433,45	439,25	559,78
STUVUL	46,095	8	**0,000**	448,49	419,56	414,42	403,79	418,71	536,81	475,53	435,54	478,29

Faj	Chi^2	df	p_{MC}	Kisparcella	Gabona	Kukorica	Napraforgó	Olajrepce	Lucerna	Gyep	Parlag	Elhagyott
				átlagos rangsorrend								
SYLCOM	26,853	8	**0,001**	349,75	345,43	345,62	338,00	338,00	338,00	369,96	389,67	353,24
SYLNIS	4,266	8	0,832	354,23	355,95	352,54	348,50	348,50	348,50	350,39	348,50	348,50
TRITOT	7,104	8	0,525	305,00	305,00	308,67	305,00	305,00	305,00	311,16	305,00	305,00
TURMER	108,337	8	**0,000**	430,16	433,66	417,06	401,50	401,50	414,25	453,55	469,71	678,90
TURPHI	50,914	8	**0,000**	371,50	372,92	375,16	371,50	371,50	371,50	385,06	371,50	443,21
TURPIL	0,000	8	1,000	412,50	412,50	412,50	412,50	412,50	412,50	412,50	412,50	412,50
TURVIS	10,012	8	0,264	313,00	313,00	316,98	313,00	313,00	313,00	317,11	313,00	328,73
VANVAN	33,574	8	**0,000**	458,14	425,01	437,01	493,23	431,79	471,64	456,68	418,00	418,00

df:szabadságfok, p_{MC}: a Monte Carlo analízis alapján számított szignifikancia szint

M3/4. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a kisparcella és a nagy tábla közötti összehasonlítás esetén

Faj	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	N	r	p_a	p_e
ALAARV	18 672,0	21 522,0	-0,585	594,0	-0,024	0,559	0,560
ANTCAM	4 130,0	4 760,0	-0,768	275,0	-0,046	0,442	0,658
ATHNOC	17 388,0	19 803,0	-0,370	574,0	-0,015	0,712	1,000
CARCAN	14 706,5	110 847,5	-1,522	506,0	-0,068	0,128	0,134
CARCHL	16 545,5	147 361,5	-2,126	579,0	-0,088	0,033	**0,045**
CICCIC	19 390,0	155 893,0	-3,165	599,0	-0,129	0,002	**0,011**
COLOEN	10 890,0	12 430,0	-0,526	453,0	-0,025	0,599	1,000
COLPAL	17 423,0	148 239,0	-3,989	585,0	-0,165	0,000	**0,001**
CORFRU	20 058,5	23 061,5	-0,384	599,0	-0,016	0,701	1,000
CORGAR	16 450,0	127 135,0	0,000	540,0	0,000	1,000	1,000
CORMON	18 582,0	21 508,0	-0,394	566,0	-0,017	0,694	1,000
COTCOT	18 507,5	138 312,5	-0,486	566,0	-0,020	0,627	0,664
CRECRE	11 745,0	93 960,0	0,000	463,0	0,000	1,000	1,000
EMBCIT	15 715,0	17 860,0	-0,822	558,0	-0,035	0,411	0,462
FALTIN	16 253,0	18 599,0	-0,123	547,0	-0,005	0,902	0,957
GALCRI	18 753,0	155 256,0	-1,959	599,0	-0,080	0,050	0,055
HIPPAL	3 168,0	22 869,0	0,000	230,0	0,000	1,000	1,000
HIRRUS	19 952,5	156 455,5	-0,284	599,0	-0,012	0,777	0,836
LANCOL	18 946,0	147 217,0	-0,410	582,0	-0,017	0,682	0,751
LANMIN	14 984,5	120 554,5	-2,242	526,0	-0,098	0,025	0,081
LIMLIM	10 472,0	80 597,0	0,000	430,0	0,000	1,000	1,000
LOCNAE	5 440,0	6 035,0	-0,460	356,0	-0,024	0,645	1,000
LULARB	8 625,0	9 706,0	-0,495	423,0	-0,024	0,621	1,000
MILCAL	12 321,0	107 151,0	-1,128	495,0	-0,051	0,259	0,284
PASMON	17 467,0	154 493,0	-3,271	600,0	-0,134	0,001	**0,001**
PERPER	19 096,0	22 099,0	-0,557	575,0	-0,023	0,578	1,000
PICVIR	16 616,0	139 872,0	0,000	563,0	0,000	1,000	1,000
SAXRUB	13 337,5	107 298,5	-2,369	497,0	-0,106	0,018	**0,049**
SAXTOR	16 728,5	143 484,5	-2,169	574,0	-0,091	0,030	**0,046**
STRTUR	19 237,0	22 163,0	-0,487	589,0	-0,020	0,626	0,684
STUVUL	17 839,0	154 865,0	-1,517	595,0	-0,062	0,129	0,107
SYLCOM	12 484,0	99 220,0	-0,861	477,0	-0,039	0,389	0,517
SYLNIS	12 139,0	89 167,0	-0,063	454,0	-0,003	0,949	0,658
TRITOT	9 568,0	10 946,0	-0,375	421,0	-0,018	0,707	1,000
TURMER	19 930,5	157 480,5	-0,434	601,0	-0,018	0,664	0,658
TURPHI	15 081,0	17 292,0	-0,537	525,0	-0,023	0,591	1,000
TURPIL	18 359,5	145 115,5	0,000	576,0	0,000	1,000	1,000
TURVIS	10 288,5	11 941,5	-0,397	419,0	-0,019	0,692	1,000
VANVAN	19 059,5	155 562,5	-2,001	599,0	-0,082	0,045	**0,044**

N: Mintaelemszám; r: kapcsolat erőssége, p_a: aszimptotikus szignifikancia szint, p_e: egzakt szignifikancia szint

M3/5. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a nagytáblás gabona és a kukorica közötti összehasonlítás esetén

Faj	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	N	r	p_a	p_e
ALAARV	13 331,00	19 772,00	-3.691	419	-0.180	0.000	**0.000**
ANTCAM	4 616,50	6 696,50	-0.246	209	-0.017	0.806	1.000
ATHNOC	16 335,00	60 588,00	-1.636	408	-0.081	0.102	0.272
CARCAN	13 158,00	18 411,00	0.000	360	0.000	1.000	1.000
CARCHL	16 444,50	22 772,50	-1.240	412	-0.061	0.215	0.252
CICCIC	17 515,50	65 410,50	-0.736	423	-0.036	0.462	1.000
COLOEN	10 647,00	14 833,00	-0.880	327	-0.049	0.379	0.597
COLPAL	16 800,00	23 128,00	-1.362	417	-0.067	0.173	0.330
CORFRU	17 458,50	65 353,50	-1.646	423	-0.080	0.100	0.270
CORGAR	14 605,50	20 383,50	0.000	380	0.000	1.000	1.000
CORMON	15 408,00	21 186,00	-0.608	396	-0.031	0.543	1.000
COTCOT	14 292,00	19 752,00	-1.786	396	-0.090	0.074	*0.079*
CRECRE	11 036,00	15 041,00	0.000	337	0.000	1.000	1.000
EMBCIT	15 995,00	22 436,00	-1.171	403	-0.058	0.242	0.329
FALTIN	14 938,00	20 716,00	-0.173	387	-0.009	0.863	0.923
GALCRI	17 217,50	65 112,50	-0.724	423	-0.035	0.469	0.527
HIPPAL	2 599,00	3 680,00	0.000	159	0.000	1.000	1.000
HIRRUS	17 232,50	23 787,50	-0.975	423	-0.047	0.329	0.411
LANCOL	15 941,50	22 269,50	-1.263	408	-0.063	0.207	0.192
LANMIN	13 736,00	18 887,00	-0.860	375	-0.044	0.390	0.605
LIMLIM	8 848,00	12 008,00	0.000	303	0.000	1.000	1.000
LOCNAE	7 612,00	11 528,00	-1.005	263	-0.062	0.315	0.553
LULARB	9 545,50	35 880,50	-0.740	313	-0.042	0.459	1.000
MILCAL	11 339,50	16 190,50	-1.522	345	-0.082	0.128	0.136
PASMON	16 870,50	65 075,50	-1.299	424	-0.063	0.194	0.210
PERPER	16 240,00	22 568,00	-0.877	404	-0.044	0.381	0.598
PICVIR	15 568,50	21 346,50	0.000	398	0.000	1.000	1.000
SAXRUB	11 671,50	16 042,50	-0.607	345	-0.033	0.544	1.000
SAXTOR	16 033,50	22 249,50	-1.163	408	-0.058	0.245	0.229
STRTUR	16 708,00	23 263,00	-0.762	413	-0.037	0.446	0.438
STUVUL	17 340,50	23 895,50	-0.465	422	-0.023	0.642	0.630
SYLCOM	11 032,00	39 952,00	-0.041	332	-0.002	0.967	1.000
SYLNIS	10 166,50	13 994,50	-0.571	323	-0.032	0.568	0.687
TRITOT	8 922,50	32 142,50	-1.600	299	-0.093	0.110	0.281
TURMER	16 990,50	23 545,50	-1.436	424	-0.070	0.151	0.181
TURPHI	13 617,50	49 128,50	-0.697	369	-0.036	0.486	1.000
TURPIL	16 464,00	22 792,00	0.000	406	0.000	1.000	1.000
TURVIS	8 580,00	32 890,00	-1.669	299	-0.097	0.095	0.264
VANVAN	17 124,00	65 019,00	-1.666	423	-0.081	0.096	0.105

N: Mintaelemszám; r: kapcsolat erőssége, p_a: aszimptotikus szignifikancia szint, p_e: egzakt szignifikancia szint

M3/6. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a gabona és a napraforgó közötti összehasonlítás esetén

Faj	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	N	r	p_a	p_e
ALAARV	4 927,5	5 593,5	-1,057	342	-0,057	0,291	0,292
ANTCAM	852,0	930,0	-0,501	157	-0,040	0,616	1,000
ATHNOC	5 049,0	5 644,0	0,000	331	0,000	1,000	1,000
CARCAN	3 096,0	3 396,0	0,000	282	0,000	1,000	1,000
CARCHL	5 092,5	5 722,5	-1,037	335	-0,057	0,300	0,605
CICCIC	5 390,0	6 020,0	-0,337	344	-0,018	0,736	1,000
COLOEN	2 691,0	2 967,0	-0,442	259	-0,027	0,658	1,000
COLPAL	5 274,0	51 939,0	-0,506	340	-0,027	0,613	1,000
CORFRU	5 407,5	6 037,5	0,000	344	0,000	1,000	1,000
CORGAR	3 958,5	4 393,5	0,000	302	0,000	1,000	1,000
CORMON	4 896,0	5 491,0	-0,343	323	-0,019	0,732	1,000
COTCOT	4 594,5	5 155,5	-0,834	325	-0,046	0,404	0,508
CRECRE	3 100,0	3 425,0	0,000	273	0,000	1,000	1,000
EMBCIT	4 453,0	4 949,0	-0,250	321	-0,014	0,802	0,942
FALTIN	4 658,0	5 253,0	-0,860	314	-0,049	0,390	0,629
GALCRI	5 127,0	5 757,0	-1,098	344	-0,059	0,272	0,307
HIPPAL	791,0	896,0	0,000	127	0,000	1,000	1,000
HIRRUS	5 305,0	5 935,0	-0,504	344	-0,027	0,614	0,675
LANCOL	5 274,0	5 940,0	-0,200	332	-0,011	0,842	0,849
LANMIN	4 080,0	4 545,0	-0,469	304	-0,027	0,639	1,000
LIMLIM	3 248,0	3 683,0	0,000	253	0,000	1,000	1,000
LOCNAE	1 903,0	2 156,0	-0,503	197	-0,036	0,615	1,000
LULARB	2 280,0	2 490,0	-0,296	249	-0,019	0,768	1,000
MILCAL	3 872,0	34 500,0	-0,725	280	-0,043	0,469	0,557
MOTALB	5 323,5	53 218,5	-0,727	344	-0,039	0,467	1,000
PASMON	5 033,5	5 663,5	-1,391	345	-0,075	0,164	0,175
PERPER	5 075,0	5 705,0	-0,490	327	-0,027	0,624	1,000
PICVIR	4 947,0	5 542,0	0,000	325	0,000	1,000	1,000
SAXRUB	4 301,5	36 179,5	-1,637	287	-0,097	0,102	0,229
SAXTOR	5 063,5	5 693,5	-0,653	332	-0,036	0,514	0,618
STRTUR	5 184,5	5 850,5	-0,876	335	-0,048	0,381	0,374
STUVUL	5 339,0	6 005,0	-0,875	344	-0,047	0,382	0,416
SYLCOM	3 995,0	4 590,0	-0,848	274	-0,051	0,397	0,631
SYLNIS	3 003,0	3 354,0	-0,748	262	-0,046	0,454	1,000
TRITOT	2 902,5	3 280,5	0,000	242	0,000	1,000	1,000
TURMER	5 022,5	5 652,5	-1,666	345	-0,090	0,096	0,148
TURPHI	4 505,0	5 100,0	-0,358	300	-0,021	0,721	1,000
TURPIL	4 998,0	5 593,0	0,000	328	0,000	1,000	1,000
TURVIS	3 080,0	3 486,0	0,000	248	0,000	1,000	1,000
VANVAN	4 564,5	52 459,5	-4,960	344	-0,267	0,000	**0,000**

N: Mintaelemszám; r: kapcsolat erőssége, p_a: aszimptotikus szignifikancia szint, p_e: egzakt szignifikancia szint

M3/7. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a nagytáblás gabona és a repce közötti összehasonlítás esetén

Faj	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	N	r	p_a	p_e
ALAARV	4 176,5	4 672,5	-1,119	337	-0,061	0,263	0,265
ANTCAM	355,0	370,0	-0,324	150	-0,026	0,746	1,000
ATHNOC	4 603,5	5 099,5	0,000	328	0,000	1,000	1,000
CARCAN	3 225,0	3 550,0	0,000	283	0,000	1,000	1,000
CARCHL	4 510,5	5 006,5	-0,976	331	-0,054	0,329	0,610
CICCIC	4 774,0	5 270,0	-0,317	340	-0,017	0,751	1,000
COLOEN	2 106,0	2 277,0	-0,391	254	-0,025	0,696	1,000
COLPAL	4 050,0	4 428,0	-0,669	332	-0,037	0,503	1,000
CORFRU	4 789,5	5 285,5	0,000	340	0,000	1,000	1,000
CORGAR	3 958,5	4 393,5	0,000	302	0,000	1,000	1,000
CORMON	4 320,0	4 785,0	-0,322	319	-0,018	0,747	1,000
COTCOT	3 942,0	4 348,0	-0,592	320	-0,033	0,554	0,696
CRECRE	1 736,0	1 841,0	0,000	262	0,000	1,000	1,000
EMBCIT	3 753,0	4 131,0	-1,076	317	-0,060	0,282	0,412
FALTIN	3 973,0	4 408,0	-0,795	309	-0,045	0,427	0,652
GALCRI	4 402,0	4 898,0	-1,642	340	-0,089	0,101	0,148
HIPPAL	734,5	825,5	0,000	126	0,000	1,000	1,000
HIRRUS	4 711,0	5 207,0	-0,410	340	-0,022	0,682	0,890
LANCOL	4 413,0	48 369,0	-0,110	326	-0,006	0,913	1,000
LANMIN	3 536,0	3 887,0	-0,436	300	-0,025	0,663	1,000
LIMLIM	1 792,0	1 928,0	0,000	240	0,000	1,000	1,000
LOCNAE	1 384,0	1 520,0	-0,429	191	-0,031	0,668	1,000
LULARB	2 052,0	2 223,0	-0,280	247	-0,018	0,779	1,000
MILCAL	3 154,0	3 560,0	-1,234	275	-0,074	0,217	0,249
MOTALB	4 727,5	5 223,5	-0,636	340	-0,035	0,525	1,000
PASMON	4 618,5	5 114,5	-0,695	341	-0,038	0,487	0,421
PERPER	4 060,0	4 466,0	-0,439	320	-0,025	0,661	1,000
PICVIR	4 510,5	5 006,5	0,000	322	0,000	1,000	1,000
SAXRUB	2 909,5	34 787,5	-3,511	277	-0,211	0,000	**0,008**
SAXTOR	3 793,5	4 171,5	-1,235	324	-0,069	0,217	0,379
STRTUR	4 340,0	4 836,0	-1,443	330	-0,079	0,149	0,236
STUVUL	4 767,5	5 263,5	-0,029	339	-0,002	0,977	0,879
SYLCOM	3 055,0	3 406,0	-0,742	266	-0,045	0,458	1,000
SYLNIS	1 732,5	1 852,5	-0,568	251	-0,036	0,570	1,000
TRITOT	1 612,5	1 732,5	0,000	230	0,000	1,000	1,000
TURMER	4 448,5	4 944,5	-1,568	341	-0,085	0,117	0,149
TURPHI	3 842,5	4 277,5	-0,330	295	-0,019	0,741	1,000
TURPIL	4 557,0	5 053,0	0,000	325	0,000	1,000	1,000
TURVIS	1 540,0	1 645,0	0,000	234	0,000	1,000	1,000
VANVAN	4 713,0	52 608,0	-0,643	340	-0,035	0,520	1,000

N: Mintaelemszám; r: kapcsolat erőssége, p_a: aszimptotikus szignifikancia szint, p_e: egzakt szignifikancia szint

M3/8. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a parlag és a kisparcellák közötti összehasonlítás esetén

Faj	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	N	r	p_a	p_e
ALAARV	1 729,5	4 579,5	-1,114	127	-0,099	0,265	0,267
ANTCAM	385,0	1 015,0	0,000	57	0,000	1,000	1,000
ATHNOC	1 552,5	3 967,5	0,000	114	0,000	1,000	1,000
CARCAN	1 450,5	3 796,5	-0,969	112	-0,092	0,332	0,560
CARCHL	1 710,5	3 088,5	-0,750	120	-0,068	0,453	0,613
CICCIC	1 966,0	4 969,0	-0,474	129	-0,042	0,636	0,685
COLOEN	1 100,0	2 640,0	-1,158	96	-0,118	0,247	0,427
COLPAL	1 746,0	3 072,0	-1,670	125	-0,149	0,095	0,121
CORFRU	2 002,0	5 005,0	0,000	129	0,000	1,000	1,000
CORGAR	1 540,0	4 025,0	0,000	114	0,000	1,000	1,000
CORMON	1 824,0	4 750,0	0,000	124	0,000	1,000	1,000
COTCOT	1 694,5	2 870,5	-1,740	125	-0,156	0,082	0,151
CRECRE	1 102,0	2 813,0	0,000	96	0,000	1,000	1,000
EMBCIT	1 357,0	3 502,0	-3,291	116	-0,306	0,001	**0,001**
FALTIN	1 553,0	3 899,0	-0,279	114	-0,026	0,780	1,000
GALCRI	1 801,0	3 179,0	-1,848	129	-0,163	0,065	*0,072*
HIPPAL	176,0	704,0	0,000	43	0,000	1,000	1,000
HIRRUS	1 935,5	3 313,5	-0,955	129	-0,084	0,340	0,310
LANCOL	1 919,0	3 245,0	-0,178	127	-0,016	0,859	0,851
LANMIN	1 463,5	2 453,5	-0,225	111	-0,021	0,822	1,000
LIMLIM	784,0	2 380,0	0,000	84	0,000	1,000	1,000
LOCNAE	476,0	1 071,0	-1,517	64	-0,190	0,129	0,216
LULARB	782,0	1 863,0	-1,609	82	-0,178	0,108	0,190
MILCAL	1 190,0	3 020,0	-0,101	100	-0,010	0,919	0,920
MOTALB	1 978,5	3 356,5	-0,309	129	-0,027	0,757	1,000
PASMON	1 764,5	3 142,5	-1,680	129	-0,148	0,093	*0,092*
PERPER	1 501,5	4 504,5	0,000	116	0,000	1,000	1,000
PICVIR	1 608,0	3 886,0	0,000	115	0,000	1,000	1,000
SAXRUB	1 008,0	3 088,0	-0,876	97	-0,089	0,381	0,545
SAXTOR	1 363,0	3 919,0	-2,523	118	-0,232	0,012	**0,012**
STRTUR	1 746,0	4 672,0	-1,001	124	-0,090	0,317	0,428
STUVUL	1 820,5	3 198,5	-0,475	124	-0,043	0,635	0,704
SYLCOM	1 110,5	3 001,5	-2,051	102	-0,203	0,040	*0,056*
SYLNIS	1 220,0	2 040,0	-0,803	102	-0,080	0,422	1,000
TRITOT	650,0	2 028,0	0,000	77	0,000	1,000	1,000
TURMER	1 823,0	4 826,0	-1,647	129	-0,145	0,100	0,117
TURPHI	1 353,0	3 564,0	0,000	107	0,000	1,000	1,000
TURPIL	1 715,5	4 416,5	0,000	120	0,000	1,000	1,000
TURVIS	1 054,5	2 707,5	0,000	94	0,000	1,000	1,000
VANVAN	1 820,0	3 198,0	-2,226	129	-0,196	0,026	**0,041**

N: Mintaelemszám; r: kapcsolat erőssége, p_a: aszimptotikus szignifikancia szint, p_e: egzakt szignifikancia szint

M3/9. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a parlag és a nagy táblák közötti összehasonlítás esetén

Faj	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	N	r	p_a	p_e
ALAARV	11 925,5	130 266,5	-0,684	538	-0,029	0,494	0,495
ANTCAM	2 442,0	2 695,0	-0,628	248	-0,040	0,530	1,000
ATHNOC	10 620,0	11 655,0	-0,308	518	-0,014	0,758	1,000
CARCAN	8 589,0	92 434,0	-4,316	453	-0,203	0,000	**0,009**
CARCHL	12 202,5	126 683,5	-0,834	530	-0,036	0,404	0,414
CICCIC	12 032,5	131 837,5	-3,837	541	-0,165	0,000	**0,007**
COLOEN	7 401,5	75 297,5	-1,343	409	-0,066	0,179	0,272
COLPAL	12 128,0	127 088,0	-0,421	530	-0,018	0,674	0,841
CORFRU	12 688,0	14 066,0	-0,326	541	-0,014	0,744	1,000
CORGAR	9 636,0	105 777,0	0,000	482	0,000	1,000	1,000
CORMON	11 016,0	12 192,0	-0,323	508	-0,014	0,747	1,000
COTCOT	10 234,5	11 410,5	-1,612	505	-0,072	0,107	0,154
CRECRE	7 144,0	78 020,0	0,000	414	0,000	1,000	1,000
EMBCIT	9 829,0	116 320,0	-5,147	512	-0,227	0,000	**0,000**
FALTIN	10 309,5	111 784,5	-0,189	496	-0,008	0,850	1,000
GALCRI	12 245,0	13 623,0	-0,965	541	-0,041	0,335	0,408
HIPPAL	1 023,0	18 414,0	0,000	197	0,000	1,000	1,000
HIRRUS	12 430,5	13 808,5	-0,791	541	-0,034	0,429	0,316
LANCOL	11 919,0	124 494,0	-0,340	525	-0,015	0,734	0,789
LANMIN	9 310,5	102 406,5	-1,441	475	-0,066	0,150	0,253
LIMLIM	4 872,0	65 598,0	0,000	376	0,000	1,000	1,000
LOCNAE	4 243,0	49 694,0	-2,875	331	-0,158	0,004	**0,023**
LULARB	6 003,0	67 779,0	-2,813	387	-0,143	0,005	**0,045**
MILCAL	7 582,5	90 203,5	-1,129	446	-0,053	0,259	0,255
MOTALB	12 427,0	132 232,0	-1,148	541	-0,049	0,251	**0,083**
PASMON	12 542,0	132 837,0	-0,346	542	-0,015	0,729	0,655
PERPER	9 067,5	9 847,5	-0,409	506	-0,018	0,682	1,000
PICVIR	11 112,0	118 528,0	0,000	511	0,000	1,000	1,000
SAXRUB	6 142,5	88 357,5	-3,555	438	-0,170	0,000	**0,010**
SAXTOR	8 402,5	119 087,5	-6,388	517	-0,281	0,000	**0,000**
STRTUR	11 186,0	126 626,0	-0,839	528	-0,037	0,401	0,502
STUVUL	12 210,5	132 015,5	-1,117	541	-0,048	0,264	0,241
SYLCOM	7 006,0	84 034,0	-4,570	433	-0,220	0,000	**0,000**
SYLNIS	7 160,0	7 980,0	-0,817	404	-0,041	0,414	0,644
TRITOT	4 250,0	4 575,0	-0,271	366	-0,014	0,787	1,000
TURMER	11 459,0	131 754,0	-2,802	542	-0,120	0,005	**0,005**
TURPHI	8 815,0	9 676,0	-0,436	473	-0,020	0,663	1,000
TURPIL	11 068,5	122 224,5	0,000	518	0,000	1,000	1,000
TURVIS	6 290,0	6 993,0	-0,329	378	-0,017	0,742	1,000
VANVAN	12 272,0	13 650,0	-1,365	541	-0,059	0,172	0,245

N: Mintaelemszám; r: kapcsolat erőssége, p_a: aszimptotikus szignifikancia szint, p_e: egzakt szignifikancia szint

M3/10. táblázat: A madarak sűrűségének különbségére vonatkozó Mann-Whitney teszt eredménye a felhagyott és a művelt területek közötti összehasonlítás esetén

Faj	Mann-Whitney U	Wilcoxon W	Z	N	r	p_a	p_e
ALAARV	4 832,0	5 183,0	-5,083	882	-0,171	0,000	**0,000**
ANTCAM	1 584,0	1 620,0	-0,284	408	-0,014	0,776	1,000
ATHNOC	10 582,0	10 933,0	-0,179	841	-0,006	0,858	1,000
CARCAN	9 350,0	281 303,0	-0,970	763	-0,035	0,332	**0,083**
CARCHL	9 307,5	358 337,5	-3,214	861	-0,110	0,001	**0,008**
CICCIC	10 920,0	11 271,0	-0,681	881	-0,023	0,496	1,000
COLOEN	7 227,0	7 480,0	-0,317	682	-0,012	0,751	1,000
COLPAL	10 543,0	10 894,0	-1,011	869	-0,034	0,312	0,619
CORFRU	11 128,0	11 479,0	-0,302	885	-0,010	0,763	1,000
CORGAR	10 101,0	10 452,0	-0,183	804	-0,006	0,855	1,000
CORMON	10 621,0	10 972,0	-0,178	844	-0,006	0,859	1,000
COTCOT	8 636,5	8 912,5	-1,419	840	-0,049	0,156	0,247
CRECRE	5 669,5	5 822,5	-0,160	685	-0,006	0,873	1,000
EMBCIT	6 662,0	336 740,0	-7,346	838	-0,254	0,000	**0,000**
FALTIN	9 712,5	10 037,5	-0,621	814	-0,022	0,535	1,000
GALCRI	10 639,0	10 990,0	-0,757	879	-0,026	0,449	0,506
HIPPAL	1 884,0	51 339,0	0,000	326	0,000	1,000	1,000
HIRRUS	10 634,0	10 985,0	-1,097	882	-0,037	0,273	0,410
LANCOL	9 510,0	356 871,0	-1,946	859	-0,066	0,052	0,050
LANMIN	9 037,5	9 362,5	-0,557	757	-0,020	0,577	1,000
LIMLIM	3 660,0	190 015,0	0,000	622	0,000	1,000	1,000
LOCNAE	4 114,0	4 267,0	-0,495	508	-0,022	0,620	1,000
LULARB	6 565,0	199 075,0	-1,790	642	-0,071	0,073	0,189
MILCAL	8 779,0	9 130,0	-0,600	735	-0,022	0,549	0,537
MOTALB	10 636,0	380 006,0	-1,388	885	-0,047	0,165	0,154
PASMON	10 969,5	11 320,5	-0,293	887	-0,010	0,769	0,779
PERPER	7 209,0	7 380,0	-0,300	823	-0,010	0,764	1,000
PICVIR	10 478,0	10 829,0	-0,254	834	-0,009	0,800	1,000
SAXRUB	7 129,5	7 360,5	-0,724	717	-0,027	0,469	0,796
SAXTOR	10 138,0	345 109,0	-0,757	844	-0,026	0,449	0,484
STRTUR	7 305,5	359 685,5	-6,016	864	-0,205	0,000	**0,000**
STUVUL	10 145,5	376 085,5	-1,390	881	-0,047	0,165	0,128
SYLCOM	7 848,5	8 124,5	-0,018	706	-0,001	0,986	1,000
SYLNIS	8 064,0	8 364,0	-0,534	704	-0,020	0,593	1,000
TRITOT	5 319,0	5 490,0	-0,349	613	-0,014	0,727	1,000
TURMER	4 981,5	372 634,5	-9,609	883	-0,323	0,000	**0,000**
TURPHI	6 316,5	275 327,5	-6,469	754	-0,236	0,000	**0,000**
TURPIL	10 374,0	329 175,0	0,000	824	0,000	1,000	1,000
TURVIS	5 815,5	191 560,5	-2,493	629	-0,099	0,013	0,122
VANVAN	9 338,0	9 614,0	-1,139	881	-0,038	0,254	0,400

N: Mintaelemszám; r: kapcsolat erőssége, p_a: aszimptotikus szignifikancia szint, p_e: egzakt szignifikancia szin

9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Dolgozatom témájával a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület munkatársaként 15 évvel ezelőtt kezdtem el foglalkozni. Köszönöm témavezetőmnek **dr. Faragó Sándornak**, hogy a dolgozat elkészítésére ösztönzött és segítőkész támogatát az elmúlt évek során.

A dolgozat elkészítése során felbecsülhetetlen értékű segítséget nyújtott az MME Monitoring Központja, személy szerint **dr. Szép Tibor**, **Nagy Károly** és **Nagy Zsolt** az MMM felmérési adatok és a terepnaplók rendelkezésemre bocsátásával. Köszönetet kell mondjak az MMM programban részt vevő több száz önkéntesnek is, akik fáradságos munkája eredményeként az adatok összegyűltek.

Ugyancsak hálás köszönet illeti **Fatér Imrét** és **Motkó Bélát,** valamint **Széll Antalt** és a Körös-Maros Nemzeti Park Dévaványai Tájegységének többi dolgozóját túzok fészekmentési adataik rendelkezésemre bocsátásáért, valamint **Kalivoda Bélát** az adatok felhasználásának engedélyezéséért.

A dolgozat színvonalát jelentősen javította a bírálók, **dr. Báldi András** és **dr. Jánoska Ferenc** építő jellegű kritikája. A túzokkal kapcsolatos cikkeim kéziratainak átnézésért és tanácsaiért köszönet illeti **dr. Székely Tamást** és **Ian Burfield-et** is.

A NÖVMON adatok rendelkezésemre bocsátásáért köszönet illeti a FÖMI munkatársait, dr. **Csornai Gábort**, **Suba Zsuzsannát** és **Nádor Gizellát**.

Az AKI modellezési eredményeinek rendelkezésemre bocsátásáért köszönet illeti **dr. Potori Norbertet** és **Himics Mihályt**.

Végül, de nem utolsó sorban, köszönöm **családom** ösztönzését és türelmét.