



Doktori (PhD) Értekezés

Soproni Egyetem  
Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola  
Vadgazdálkodás Doktori Program

A fűrj *Coturnix coturnix* (Linnaeus, 1758) vizsgálata agrárkörnyezetben,  
különös tekintettel az élőhelyválasztásra

Készítette: Németh Tamás Márton

Témavezető: Dr. Winkler Dániel

Sopron  
2019

**A FÜRJ *COTURNIX COTURNIX* (LINNAEUS, 1758) VIZSGÁLATA  
AGRÁRKÖRNYEZETBEN, KÜLÖNÖS TEKINTETTEL AZ  
ÉLŐHELYVÁLASZTÁSRA**

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:  
Németh Tamás Márton

Készült a Soproni Egyetem Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok  
Doktori Iskola  
Vadgazdálkodás Doktori Program programja keretében.

Témavezető: Dr. Winkler Dániel

Elfogadásra javaslom (igen/nem): .....  
(aláírás)

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

Sopron,

.....  
a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen/nem).

Első bíráló (Dr. ....) igen /nem .....  
(aláírás)

Második bíráló (Dr. ....) igen/nem .....  
(aláírás)

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

Sopron,

.....  
a Bírálóbizottság elnöke

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

.....  
az EDHT elnöke

## NYILATKOZAT

Alulírott **Németh Tamás Márton** jelen nyilatkozat aláírásával kijelentem, hogy az **A fürj *Coturnix coturnix* (Linnaeus, 1758) vizsgálata agrárkörnyezetben, különös tekintettel az élőhelyválasztásra** című PhD értekezésem önálló munkám, az értekezés készítése során betartottam a szerzői jogról szóló 1999. évi LXXVI. törvény szabályait, valamint a Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola által előírt, a doktori értekezés készítésére vonatkozó szabályokat, különösen a hivatkozások és idézések tekintetében.<sup>1</sup>

Kijelentem továbbá, hogy az értekezés készítése során az önálló kutatómunka kitétel tekintetében témavezetőmet, illetve a programvezetőt nem tévesztettem meg.

Jelen nyilatkozat aláírásával tudomásul veszem, hogy amennyiben bizonyítható, hogy az értekezést nem magam készítettem, vagy az értekezéssel kapcsolatban szerzői jogsértés ténye merül fel, a Soproni Egyetem megtagadja az értekezés befogadását.

Az értekezés befogadásának megtagadása nem érinti a szerzői jogsértés miatti egyéb (polgári jogi, szabálysértési jogi, büntetőjogi) jogkövetkezményeket.

Sopron, 2019. ....

.....  
doktorjelölt

---

<sup>1</sup> 1999. évi LXXVI. tv. 34. § (1) A mű részletét – az átvevő mű jellege és célja által indokolt terjedelemben és az eredetihez híven – a forrás, valamint az ott megjelölt szerző megnevezésével bárki idézheti.  
36. § (1) Nyilvánosan tartott előadások és más hasonló művek részletei, valamint politikai beszédek tájékoztatás céljára – a cél által indokolt terjedelemben – szabadon felhasználhatók. Ilyen felhasználás esetén a forrást – a szerző nevével együtt – fel kell tüntetni, hacsak ez lehetetlennek nem bizonyul.

## Tartalomjegyzék

Kivonat .....	7
Abstract .....	8
1. Bevezetés.....	9
1.1. Problémafelvetés .....	9
1.2. Célkitűzés .....	10
2. Irodalmi áttekintés.....	11
2.1. Az élőhelyválasztás elmélete .....	11
2.2. Mezei madárfajok állományváltozása az európai agrárélőhelyeken.....	15
2.3. A vizsgált madárfaj .....	22
2.4. Bioakusztikai módszerek alkalmazása a madártani kutatásokban (rövid áttekintés).....	27
3. Anyag és módszer .....	29
3.1. A vizsgálati területek a Mosoni-síkon.....	29
3.1.1. A LAJTA Project.....	30
3.1.2. A MOSON Project.....	32
3.2. Terepi felmérési módszerek .....	34
3.2.1. A fűrj állományfelmérése (LAJTA Project 2013, 2014) .....	34
3.2.2. Élőhelyi jellemzők felmérése (LAJTA és MOSON Project 2014) .....	35
3.2.3. Cönológiai felmérések (LAJTA és MOSON Project 2014) .....	36
3.2.4. Táplálékkínálat felmérése (LAJTA és MOSON Project 2014).....	36
3.2.5. Búvósávok felmérése – kaszálás hatása a fűrj egyedekre (MOSON Project 2015).....	37
3.3. A kiértékelés módszerei .....	38
3.3.1. Cönológiai felmérések kiértékelése .....	38
3.3.2. Táplálékkínálat értékelése .....	38
3.3.3. A habitatválasztás értékelése .....	39
3.3.4. Bioakusztikus vizsgálat (fűrjek egyedi beazonosítása és a búvósávok szerepe) .....	41
4. Eredmények.....	45
4.1. A fűrj állományváltozása (LAJTA Project) .....	45
4.2. Élőhely-preferencia vizsgálat (LAJTA Project).....	46
4.3. A fűrj élőhelyválasztását befolyásoló tényezők (LAJTA és MOSON Project) .....	46
4.4. Búvósávok szerepének vizsgálata (MOSON Project).....	60

5. Diskusszió.....	65
5.1. Állománysűrűség, állományváltozás.....	65
5.2. Élőhely-preferencia .....	66
5.3. A fűj élőhelyválasztása .....	68
5.4. Búvósávok szerepének értékelése .....	71
6. Következtetések és javaslatok.....	74
7. Összefoglalás.....	77
8. Új tudományos eredmények, tézisek.....	79
Köszönetnyilvánítás .....	81
Felhasznált irodalom .....	82
Mellékletek.....	107

## Kivonat

### **A fűj *Coturnix coturnix* (Linnaeus, 1758) vizsgálata agrárkörnyezetben, különös tekintettel az élőhelyválasztásra**

Jelen munkában a fűj (*Coturnix coturnix*) intenzív (LAJTA Project) és extenzív (MOSON Project) agrárkörnyezetben való élőhelyválasztását elemeztem. Az élőhelypreferencia-vizsgálatok (Jacobs-index) alapján a legkedveltebb élőhelyek az ugarterületek voltak a fűjek számára, de magas volt a tritikálé és az őszi takarmánykeverék preferáltsága is. A cirok-, kukorica-, mustár-, repce- és szójavesztéseket a fűjek elkerülték. A fűj élőhelyválasztásának értékelésére a tényleges territóriumok mellett kontrollpontok felmérését is elvégeztem, az esetleges elkülönülést és az elkülönülést okozó változókat többváltozós statisztikai módszerekkel (PCA, GLMs, DFA) elemeztem. Az élőhely jellemzéséhez a növényzet struktúrájára, az ízeltlábú táplálékkínálatra és a tájszerkezetre vonatkozó változókat számszerűsítettem. A vizsgálatok alapján a fűj jelenléte az olyan, erdősávoktól távolabb eső nyílt területeken valószínűsíthető, ahol magasabb a növényborítás és az ízeltlábú abundancia. Vizsgáltam a kaszálatlanul hagyott bűvósávok hatását a fűjek denzitására és területhűségére, bioakusztikus módszereket alkalmazva. Az éneklő kakasok egyedi elkülönítéséhez a fűj hangját jól reprezentáló hat hangfizikai változó mérését végeztem el a rögzített hangmintákon. A kaszálást követően nagy biztonsággal összesen 9 fűjkakas újraazonosítása sikerült, amely alapján azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a kaszálatlanul hagyott 15-20 m széles bűvósávok megfelelő élőhelyet tudnak biztosítani a fűj számára.

## Abstract

### **Study on the Common Quail *Coturnix coturnix* (Linnaeus, 1758) in agricultural environment, with particularly regard to the habitat selection**

The thesis investigated the habitat selection of the Common Quail (*Coturnix coturnix*) in both intensively (LAJTA Project) and extensively managed (MOSON Project) agricultural environments. Based on the habitat preference analyses, the most preferred habitats were the fallows, but triticale and autumn crop mixtures also showed high preference values. At the same time, the quails showed avoidance for sorghum, corn, mustard, canola and soya fields. In order to assess the habitat preferences of the Common Quail, habitat composition around occupied plots was compared with unoccupied control plots. Multivariate methods (PCA, DFA and GLMs) were used to distinguish the main factors influencing the habitat selection and to model the presence of the Common Quail. To characterize the habitat, variables related to vegetation structure and diversity, food availability and landscape were quantified. Based on the results, high probability of Common Quail presence can be predicted in plots with higher herbaceous cover and more abundant arthropod communities. The network of ecotone habitats, particularly the proximity to woody habitats, also appeared to have significant importance during the breeding season. To assess the impact of unmown refuge areas to the density and movements of Common Quails, calling males were documented and their vocalizations were recorded. For individual recognition bioacoustic methods were used. A total of 9 males were re-identified with high probability, proving that the 15-20 m wide unmown refuge-strips can still provide optimal habitats for quails.



# 1. Bevezetés

## 1.1. Problémafelvetés

A folyamatosan növekvő, Földünket átalakító emberi tevékenységek hatása drasztikus változásokhoz vezetett (PERSÁNYI 1988, SMITH *et al.* 1993), ennek következménye a biodiverzitás folyamatos csökkenése is (VITOUSEK *et al.* 1997, PRIMACK 2006, SINCLAIR *et al.* 2006, BUTCHART *et al.* 2010, ADENLE 2012). Példaként hozható fel az ember okozta táj/tájképi átformálás, amelynek következtében jelenleg a földterület fele teljesen átalakult (VITOUSEK *et al.* 1997, HOEKSTRA *et al.* 2005). Az összefüggő élőhelyek feldarabolódása természetes folyamatok – pl. szélvihar vagy tűz – által is bekövetkezhet (WRIGHT 1974, PICKETT & THOMPSON 1978), azonban az erőforrások túlhasznosítása és az antropogén földhasználat terjeszkedése (pl. a sűrű úthálózat, a nagyvárosok kialakulása, a mezőgazdasági területek terjeszkedése) a természetes élőhelyek pusztulásához és a legnagyobb mértékű élőhely-fragmentációhoz vezetett (BURGESS & SHARPE 1981, SISK *et al.* 1994). Közvetve az ember által indukált folyamatok (pl. peszticidek, ipari gyárak kémiai kibocsátása, vagy különböző növény- és állatfajok behurcolása) tovább erősítették a fajok élőhelyeinek degradációját (PRIMACK 2006). Így az emberi beavatkozások következtében átalakított élőhelyek és életfeltételek szinte a teljes állatvilágot érintették (PECHMANN *et al.* 1991, ANDRÉN 1994, SCHNEIDER & YODZIS 1994, THOMAS & MORRIS 1994, DELIS *et al.* 1996, GIBBS 1998, ALFORD & RICHARDS 1999, THOMAS *et al.* 2004), és a drasztikus változások hatására számos faj tűnt el vagy vált veszélyeztetetté – ld. Vörös Listák vagy Vörös Könyvek – (TILMAN *et al.* 1994, BROOKS *et al.* 2002, PRIMACK 2006). Az élőhelyek átalakítása a biodiverzitás legnagyobb veszélyforrása világszerte (VITOUSEK *et al.* 1997), amelyhez a fajok nagyrésze képtelen gyorsan alkalmazkodni (TEYSSÈDRE 2005).

A korábban említett emberi átalakítás, illetve földhasználat-terjeszkedés leginkább a mezőgazdálkodásban szembetűnő, ahol a legfőbb cél újra és újra a további megművelhető termőföldek kialakítása volt (VERA 2000). A néhány ezer évvel ezelőtt még extenzív művelésnek nevezhető agrárterületeken fellelhetők voltak a nyílt élőhelyekre jellemző faunaelemek (SUTHERLAND 2002). Azonban a mezőgazdasági művelésben időről időre bekövetkező változás súlyos hatást gyakorolt az élővilág biodiverzitasára (KREBS *et al.* 1999, TILMAN *et al.* 2002, BENTON *et al.* 2003). A változások – nagymértékű vegyszer- és műtrágyahasználat, mozaikos tájszerkezet helyett nagytáblás kultúrák, folyamatos gépesítés,

túllegeltetés – hatására az állatfajok valamilyen módon reagáltak, egyesek új élőhelyet tudtak választani, ahol az ökológiai igényeiket megtalálták, legyen az táplálkozóterület vagy szaporodóhely. Az ökológiában az élőhelyválasztás központi kérdés, mivel nagy hatással van a fajok közti interakciókra, a populációdinamikára vagy a közösségek ökológiájára (MORRIS 2003). Emellett a természetvédelmi biológia vonatkozásában is kimondottan fontos az élőhelyválasztáshoz kapcsolódó kutatások eredményeinek megismerése, megértése és alkalmazása az élőhelykezelések során, amely a veszélyeztetett vagy fokozottan védett fajok mellett az apróvad szempontjából is nagy jelentőséggel bír.

## 1.2. Célkitűzés

Jelen doktori dolgozat célja, hogy feltárja azokat az ökológiai tényezőket, amelyek a fűrj (*Coturnix coturnix*) számára az élőhelyválasztásban kulcsfontosságúak a művelés alatt álló agrárélőhelyeken.

Kutatásom során az alábbi kérdésekre kerestem választ:

- A nyílt agrárélőhelyek (vetett növényi kultúrák, ugarok, parlagterületek) közül melyeket preferálja és melyeket kerüli el a fűrj?
- Melyek azok az élőhelyet jellemző, a növényzet struktúrájára, az ízeltlábú táplálékkínálatra és a tájszerkezetre vonatkozó változók, amelyek a fűrj jelenlétét és habitatválasztását leginkább meghatározzák, befolyásolják?
- Mutatkoznak-e eltérések a fűrj habitatválasztását illetően intenzív és extenzív agrárkörnyezetben?
- Alkalmask-e a bioakusztikus módszerek a fűrj kakasok egyedi elkülönítésére és későbbi újraazonosításukra?
- Milyen hatása van a kaszálatlanul hagyott bűvósávoknak a fűrjekre a denzitás és a területhűség vonatkozásában?

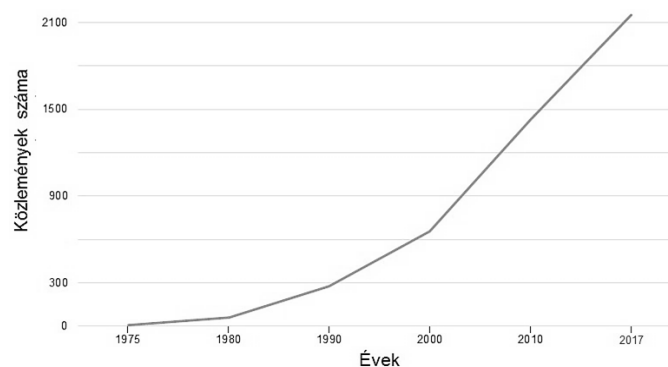
## 2. Irodalmi áttekintés

### 2.1. Az élőhelyválasztás elmélete

Ahhoz, hogy a különböző fajok élőhelyválasztását tanulmányozzuk és megértsük, fontos, hogy magát a habitat vagy élőhely kifejezést értelmezzük. Könnyen érthető és következetes meghatározás hiányában számos kutató kísérelte meg létrehozni – az egyszerűbbtől a bonyolultabbig – az egységes definíciót (pl. WHITTAKER *et al.* 1973, HALL *et al.* 1997, MORRIS 2003, KEARNEY 2006), mégis ezek hasznossága sokszor vitatott (MITCHELL 2005). UDVARDY (1959) szerint a habitat általánosan elfogadott, megértett és használt kifejezés, azonban nem egyértelműen megfogalmazott, mint maga a niche. Szerinte gyakran a niche és biotóp fogalmak szinonímájaként használják, amely utóbbi esetében teljesen hibás, azonban a habitat és niche egymással kapcsolatban álló absztrakt fogalmak, viszont a habitat kifejezés olyan tényezők összessége, amely elsősorban a fajok esetében alkalmazandó (UDVARDY 1959). A kifejezést általában egy adott faj vagy populáció fizikai környezetének leírására használják különböző térbeli léptékben nézve. Néha viszont a definíció még magában foglalja a faj/populáció állandóságát vagy egyéni túlélési és reprodukciós képességét is (WHITTAKER *et al.* 1973, HALL *et al.* 1997). Máskor az élőhely fogalma alatt csak a hely fizikai jellegét (abiotikus és biotikus tényezők) értik, azaz ahol az adott organizmus él vagy potenciálisan élni tudna (KEARNEY 2006, MORRISON *et al.* 2006). SZÉKELY & MOSKÁT (1992) a hutchinsoni niche fogalmából indult ki, amely alapján a niche a populációk aktuális és az adott körülmények között betöltött n-dimenziós terét értik, így a habitat azokat az n-dimenziós tényezőket foglalja magába, amelyek a populáció számára nélkülözhetetlenek. Szerintük a habitat populációs szinten értelmezhető, de egyes esetekben magasabb szerveződési szinteknek (pl. guild, közösség) is lehet habitatja (SZÉKELY & MOSKÁT 1992). Az előzőek ellenére létezik egy konszenzus az élőhely szervezetspecifikus tulajdonsága kapcsán, ami összefüggést mutat a faj vagy populáció jelenlétével és egy adott terület fizikai és biológiai jellemzőivel (HALL *et al.* 1997). Az erőfeszítések ellenére azonban nem sikerült az egységes és egyértelmű definíciót létrehozni. MITCHELL (2005) szerint nincs is egyszerű és egyértelmű definíció az élőhelyre (összetett fogalom révén), ezért a kifejezés relevanciájának a megkérdőjelezését is felveti. A dolgozatban az élőhely fogalmán FULLER (2012) meghatározását követem, miszerint az élőhely az adott faj egyedének környezete, amely

magába foglalja az összes biotikus és abiotikus elemet. A fajok élőhelyeinek tanulmányozásánál alapvető, hogy megismerjük az adott faj ökológiai igényeit, amplitúdóját, ami kifejezi a faj és környezete közötti kapcsolatot. A különböző fajok élőhelyeinek vizsgálatával foglalkozó terület viszonylag fiatal az ökológia tudományán belül. A témakör az 1970-es évek kezdetén vált egyre aktuálisabbá, ami egybeesett a fajok elterjedésének feltárására irányuló növekvő érdeklődéssel (GUISAN & THUILLER 2005). Az élőhelyválasztással foglalkozó publikációk száma az 1980-as évektől exponenciális növekedésnek indult (1. ábra).

CODY (1985) szerint talán nincs még egy olyan taxonómiai csoport, amelyen annyira jól vizsgálható az élőhelyválasztás, mint a madarak. Ezért már a 20. század elején megjelentek azok a madártani írások, ahol a szerzők a különböző élőhelyek elfoglalásának megfigyelését közlik: például GRINNELL (1904) észak-amerikai cinege fajokat (*Poecile* spp.), míg WHITE (1906) füzike fajokat (*Phylloscopus* spp.) vizsgált ilyen vonatkozásban. A későbbiekben PALMGREN (1930), LACK (1933), MEISE (1936) és SAUNDERS (1936) már inkább ökológiai szempontból közelítették meg a kérdést. LACK & VENABLES (1939) erdei madárfajokat vizsgálva azt figyelte meg, hogy nem minden faj esetében ugyanolyan fontosak az egyes élőhelyválasztást befolyásoló tényezők (pl. a tülevelű és keménylombos fafajok megoszlása, odúk sűrűsége, famagasság), az érzékenyebb, sztenök fajok mellett vannak rugalmasabban reagáló, kevésbé érzékeny (eüriök) fajok is. SVÄRDSON (1949) a fajok élőhelyválasztásánál a kompetíció szerepét emelte ki, hangsúlyozva, hogy a fajon belüli pozitív, míg a fajok közötti verseny egyes esetekben negatív hatással lehet a kedvezőbb élőhelyek elfoglalására.



1. ábra: Az élőhelyválasztás (*habitat selection*) szó használata a tudományos publikációkban. (Forrás: Web of Science)

HILDÉN (1965) összefoglaló munkája alapján, a madaragnál az élőhely kiválasztását elsősorban a vegetáció jellegének vizuális vonatkozásai határozzák meg. FRETWELL & LUCAS (1969) szerint ideális esetben az élőhelyválasztás úgy meg végbe, hogy a legalkalmasabb területek

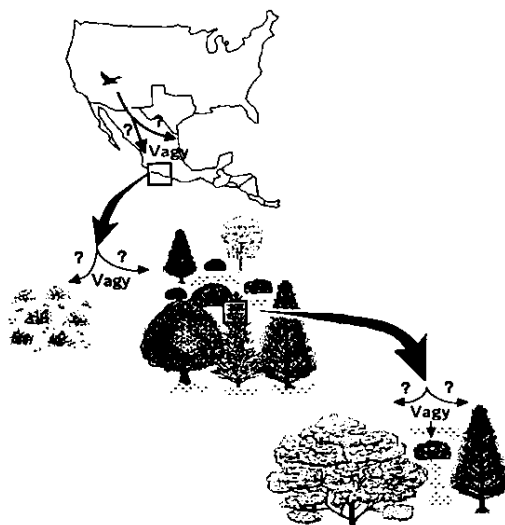
elfoglalása után következnek a másodlagos élőhelyek, amely ily módon a populáció további növekedését segíti.

SOUTHWOOD (1977) úgy találta, hogy a faj és élőhelye dinamikus rendszert alkot, amelyet a faj is alakíthat, hogy még jobban ki tudja használni azt. Az élőhelyválasztást egy hierarchikus folyamatként írja le JOHNSON (1980), ami az adott faj olyan döntéssorozatait jelenti, amelyek lehetnek veleszületettek, valamint tanultak. JOHNSON (1980) az elsőrendű választást a faj konkrét földrajzi elterjedéseként definiálja. A földrajzi tartományon belül az egyedek vagy közösségek (szociális csoportok) otthonterületének kiválasztása és használata adja meg a másodrendű választást. Ezen belül egy speciális, szűkebb terület hasznosítása adja a harmadrendű választást. A negyedrendű választás magába foglalja az aktuális források (pl. a táplálék) beszerzését az előbbi területről. Ez a hierarchikus keretrendszer nem korlátozódik csak a madárfajok költőterületére. Ezt a modellt HUTTO (1985) a vonuló fajok esetében is alkalmazta, arra a következtetésre jutva, hogy az elsőrendű választás valószínűleg velük született, míg a másod- és harmadrendű választás magában foglalja a döntéshozatal folyamatát (2. ábra). VAN HORNE (1983) saját és más vizsgálatok alapján azt állapította meg, hogy nem mindig az élőhely minőségének megfelelően történik a választás, mivel azt a populáción belüli dominancia viszonyok felülírhatják, ezáltal a faj jelenléte az adott területen nem feltétlenül az optimális élőhelyet indikálhatja. ROTENBERRY (1985), MACNALLY (1990) vagy BRENNAN & MORRISON (1991) a vegetáció struktúrájának és különböző specifikus növényfajok előfordulásának vizsgálatára hívta fel a figyelmet, amelyek fontos kapcsolatok a madárfajok élőhelyeik kiválasztásában.

WIENS (1989) szerint az ökológiai mechanizmusok általában skálafüggők: az egyedben végbemenő mechanizmusok, amelyek az erőforrások keresésére irányulnak, a térbeli és időbeli skálától függenek (WIENS 1989, ORIAN & WITTENBERGER 1991, LEVIN 1992). A szelekciós skálák szorosan kapcsolódnak egymáshoz, mivel a finom léptékű viselkedéseket a populáció nagyarányú eloszlása korlátozza, míg a nagyarányú eloszlási minták az egyes viselkedési folyamatokból, finomabb skálákból eredhetnek.

Az élőhelyválasztás folyamata különböző motivációkból fakad, amelyeket tér- és időbeli skálák, valamint szerveződési szintek határoznak meg (pl. egyed, faj, populáció), és ezért nem is lehetnek hasonlóak. Ennek következtében az élőhely kiválasztása nem feltétlenül egyezik a változók, szintek között, ami így különböző mintázatokat eredményezhet (WIENS 1989). KREBS (1994) szerint az állatok bizonyos élőhelyeket elkerülhetnek, illetve elfoglalhatnak számukra megfelelőket, mégsem feltétlenül foglalják el az összes potenciális élőhelyet.

RETTIE & MESSIER (2000) elsőként próbált kidolgozni egy szintetizáló elméletet az élőhelyválasztás hierarchikus folyamatáról. Szerintük közvetlen kapcsolat van a korlátozó tényezők és a szelekció mértéke között.



2. ábra: A hierarchikus döntéshozatal folyamatának illusztrációja a vonuló madárfajok esetében  
Hutto (1985) nyomán

MANLY *et al.* (2002) szerint az élőhelyválasztás az a folyamat, amely során az egyed adott élőhelyet választ a különböző rendelkezésre álló élőhelyek közül egy adott térbeli és időbeli skálán, tehát maga a folyamat a környezet térbeli és időbeli heterogenitásában rejlik. Egy homogén környezetben az állatoknak nem kellene külön döntést hozniuk az élőhelyükről, mivel az erőforrások egyenletesen állnak rendelkezésre. Azonban heterogén környezetben a források elszórtan vannak elosztva és azok különböző minőségűek is, így az egyén választása döntő fontosságú, mert részben meghatározza a fitnessét, valamint a populáció dinamikáját is.

Számos szerző hangsúlyozta a térbeli és időbeli skálák fontosságát az élőhelyválasztás során, azonban a közelmúltban a többszintű (multi-scale) illetve többváltozós vizsgálatok kerületek előtérbe (pl. ROLSTAD *et al.* 2000, NIKULA *et al.* 2004, CIARNIELLO *et al.* 2007, ZIMMERMAN *et al.* 2009, KUHN *et al.* 2011, BEATTY *et al.* 2014, DUPKE *et al.* 2017), amelyek bizonyítékul szolgálnak arra, hogy az élőhelyválasztás egy soktényezős folyamat (MAYOR *et al.* 2009). MAYOR *et al.* (2009) szerint ezek a vizsgálatok elsődlegesek az állatok előfordulásának és közösségeik szerkezetének a megértésben.

A fajmegőrzésben az élőhelyválasztás megismerésének is fontos szerepe van. Számos faj esetében az élőhelyek csökkenése és feldarabolódása az egyik legnagyobb fenyegetés, ezért a fajok és környezetük közötti kapcsolat megértése, továbbá az adott faj számára alkalmas élőhely meghatározása szilárd alapot biztosíthat a fajmegőrzési- és visszatelepítési programokhoz.

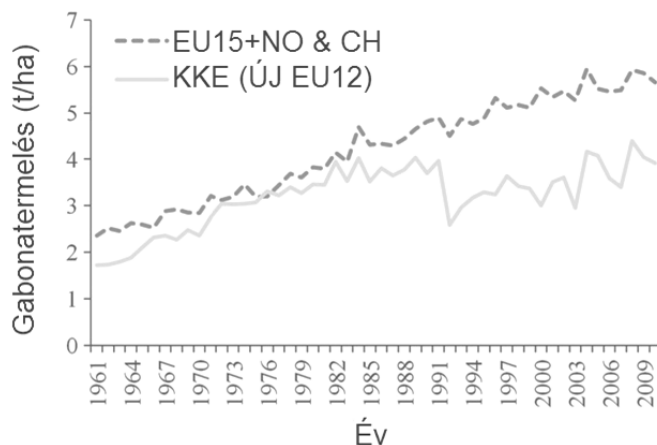
## 2.2. Mezei madárfajok állományváltozása az európai agrárélőhelyeken

WILCOX & MURPHY (1985) az élőhely-fragmentációnak három fő típusát jelölte meg: az eredeti élőhely méretének csökkenése vagy eltűnése, az élőhelyfoltok méretének zsugorodása és az élőhelyfoltok elszigeteltségének megnövekedése. Előbbiek közül az élőhelyek csökkenése, illetve eltűnése játssza a legnagyobb szerepet a fajok kihalásában (GROOMBRIDGE 1992, BIBBY 1994, THOMAS & MORRIS 1994).

Az emberi beavatkozások következtében átalakított élőhelyek és életfeltételek a teljes állatvilágot érintették (PECHMANN *et al.* 1991, ANDRÉN 1994, SCHNEIDER & YODZIS 1994, THOMAS & MORRIS 1994, DELIS *et al.* 1996, GIBBS 1998, ALFORD & RICHARDS 1999, THOMAS *et al.* 2004). A folyamat, amely egyre nagyobb területen megművelhető termőföldek nyerésére és hasznosítására irányult, több ezer évvel ezelőtt kezdődött meg (VERA 2000). Ezt a fajta fejlődést követve, az agrártájakon teljesen új és jellegzetes növény- és állatközösségek alakultak ki (POSCHLOD & BONN 1998). Azonban ez a rendszer a mezőgazdasági művelésben bekövetkező változások hatására a 20. század második felére majdnem összeomlott (POTTS 1997, REIDSMA *et al.* 2006). A mezőgazdaság intenzifikációjának köszönhető változások az 1940-es és 1950-es évek Nyugat- és Észak-Európájában (röviden: EU15) voltak a legszembetűnőbbek (CHAMBERLAIN & FULLER 2000, TILMAN *et al.* 2002, BENTON *et al.* 2003, KLEIJN & BÁLDI 2005, TSCHARNTKE *et al.* 2005, DONALD *et al.* 2006). A probléma tényleges azonosítása ugyanakkor csak az 1990-es években történt meg (BENTON *et al.* 2003). Így az agrártáj („farmland”) biológiai sokféleségében bekövetkezett csökkenést szinte egyszerre bizonyították a növény- (ANDREASEN *et al.* 1996, SOTHERTON & SELF 2000), a rovar- (SOTHERTON & SELF 2000), a madár- (FULLER *et al.* 1995, SIRIWARDENA *et al.* 1998, DONALD *et al.* 2001) és az emlősfajoknál (FLOWERDEW 1997). BENTON *et al.* (2003) szerint minden kétség nélkül kijelenthető, hogy a fő ok a mezőgazdaság intenzifikációja, és a probléma megoldása a természetvédelmi biológia talán legnagyobb kihívásává vált (DONALD *et al.* 2001, FIRBANK 2005).

Az Európai Unió területének kb. 45%-a művelés alatt áll és az európai földhasznosítás kb. 21%-án (kb. 33 millió ha) gabonatermelés folyik (EUROSTAT 2010), ami a madarak szempontjából igen jelentős. Az európai mezei madárfajok vagy az agrártájhoz kötődő madárfajok („farmland birds”) elmúlt évtizedekben megfigyelt állománycsökkenésének (TUCKER & HEATH 1994, SIRIWARDENA *et al.* 1998, PITKÄNEN & TIAINEN 2001, DONALD *et al.* 2006, WRETENBERG *et al.* 2006, REIF *et al.* 2008) okaként is elsődlegesen a mezőgazdaság intenzifikációját említik (CHAMBERLAIN *et al.* 2000, DONALD *et al.* 2001, GREGORY *et al.* 2005).

A földművelést megelőző időben Európa jókora részét még nyílt élőhelyek borították (SVENNING 2002), és az ezekhez adaptálódott fajok helyzete napjainkban már a mezőgazdasági technológia gyakorlatától függ (SUTHERLAND 2002). A termelő gazdálkodásra az ember feltételezhetően a neolitikumban tért át (SUTHERLAND 2002), de az ehhez köthető átalakulások – drasztikus beavatkozások, gyors ütemű agrárfejlesztés –, azonban csak a 20. század második felében érték el az EU15 országait (PAIN *et al.* 1997). A változásokat, mint például a túlzott vegyszer- és műtrágyahasználat, egyszerűsödő vetésciklusok, nagymértékű gépesítés, nagytáblás kultúrák (3. ábra), a homogenizáció, a korábban nem használt földek termelésbe vonása (STOATE *et al.* 2001, ROBINSON & SUTHERLAND 2002, NEWTON 2004, WILSON *et al.* 2005) csak tovább erősítette az 1957-ben bevezetett Közös Agrárpolitika – röviden KAP – (STOATE *et al.* 2001), ami komoly természeti károkat okozott (DONALD *et al.* 2006).

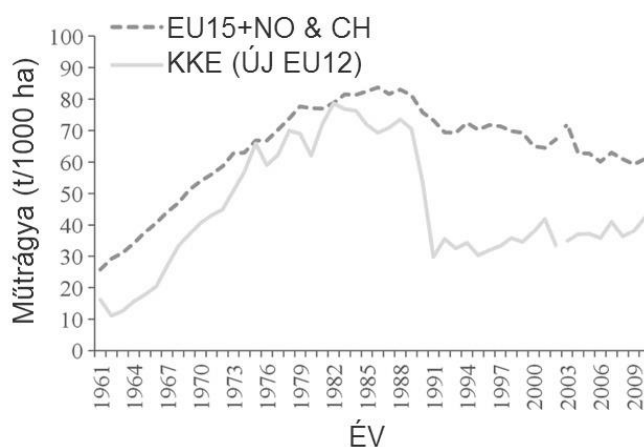


3. ábra: Gabonatermelés változása Európában (Forrás: FAOSTAT 2010)  
(EU15= EU tagállamok, NO – Norvégia, CH – Svájc, KKE – Közép- és Kelet-Európa)

Ennek egyik következménye, hogy a kontinens országaiban az agrártájhoz kötődő madárfajok állománya az 1970-es évektől drasztikus csökkenésnek indult (POTTS 1986, SIRIWARDENA *et al.* 1998). Ezen időszak alatt Közép- és Kelet-Európában (egykori szocialista országok) is megváltoztak a mezőgazdaság viszonyai (pl. kis családi gazdaságok helyett termelősövetkezetek, nagytáblás művelés térhódítása), majd az 1960-70-es évektől megkezdett nagyfokú vegyszer- és műtrágyahasználat tovább erősítette az ágazat intezifikációját (ÁNGYÁN *et al.* 2003). Annak ellenére, hogy 1960 és 1980 között a mezőgazdasági termelés növekedésének aránya hasonlóképpen alakult egész Európában (VERHULST *et al.* 2004), Közép- és Kelet-Európa agrártájainak madárpopulációi kisebb veszteséget mutattak (DONALD *et al.* 2001).



A rendszerváltáskor az agrárium teljesítménye hirtelen visszaesett – például a műtrágya használata is nagymértékben lecsökkent (4. ábra) –, ami pozitív hatással volt az agrártáj élővilágának biodiverzitására (BÁLDI & FARAGÓ 2007, LIIRA *et al.* 2008). Az 1980-as évekre Nyugat-Európában (EU15) bebizonyosodott a KAP hibája, és az egyre növekvő környezettudatosság a rendszer újragondolását eredményezte (BIGNAL *et al.* 2001). 1992-ben megindultak az agrár-környezetvédelmi programok, amelyek célja az volt, hogy a gazdálkodók a termelés mellett a biodiverzitás védelmét is elősegítsék. A 2000-es években újabb reformok és kompenzációk jelentek meg (HENLE *et al.* 2008), de a biológiai sokféleség megőrzésének eredményessége vitatott volt a tagországok között (PEACH *et al.* 2001, KLEIJN & SUTHERLAND 2003, KLEIJN *et al.* 2004). 2004-ben 10, majd 2007-ben 2 országgal bővült az Európai Unió.



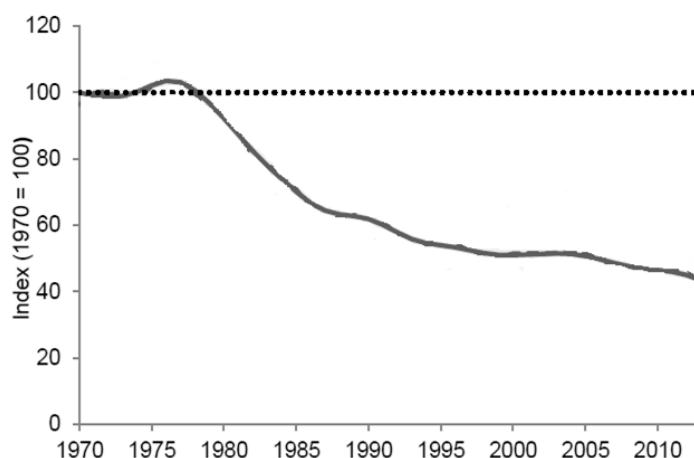
4. ábra: Műtrágya-kibocsátás változása Európában (Forrás: FAOSTAT 2010)

Az újonnan belépő országok mindegyike kevésbé intenzív mezőgazdasággal volt jellemezhető, mint az EU15 (DONALD *et al.* 2002), emellett mind a 12 csatlakozó ország támogatta az agrártájhoz kötődő madárfajok állományának védelmét (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004), ám a csatlakozással a KAP rendszer problémáival és veszélyeivel is szembesülniük kellett.

Az utóbbi években megjelent hazai és külföldi vizsgálatok alapján egyértelmű következtetéseket nem vonhatunk még le, de az átvett KAP rendszer negatív hatásai megmutatkoznak az új tagállamok madárállományának változásaiban is (BÁLDI & BATÁRY 2011, TRYJANOWSKI *et al.* 2011, SANDERSON *et al.* 2013). Az 1990-es évek elejéig Európa különböző országaiban már felhívták a figyelmet az agrárintenzifikáció és az agrártájhoz kötődő madárfajok problémájára (POTTS 1970, GALBRAITH 1988, SCHLÄPFER 1988, DONÁZAR *et al.* 1993, BERG & PÄRT 1994). Habár a negatív változásokat (5. ábra) főként az Egyesült Királyságból jelezték (GREGORY *et al.* 2004), még itt is csak az 1990-es évek közepére vált

nyilvánvalóvá a kialakult helyzet (FULLER *et al.* 1995). Mivel a különböző élőhelyekhez kötődő madárfajok állománytrendjei alapján kalkulált biodiverzitás indikátor indexet jól lehet alkalmazni az élőhely állapotának jellemzésére mind országos, mind kontinentális léptékben, éppen ezért a 2000-es évektől egyre szélesebb körben terjedt el alkalmazása (VAN STRIEN *et al.* 2001, GREGORY *et al.* 2005, EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2012, SZÉP *et al.* 2012, STJERNMAN *et al.* 2013).

A külföldi szakirodalomban használt „farmland birds” kifejezés egy olyan gyűjtőfogalom, amely alatt azon madárfajokat értjük, amelyek fészkelésük vagy táplálkozásuk révén feltétlenül kötődnek a mezőgazdasági élőhelyekhez. Az egyes országokon belül a mezei madárfajok száma eltérő, így az európai adatok egységesítése érdekében a madárvédelmi szervezetek és az Európai Unió 37 madárfaj állományváltozását vizsgálja (1. táblázat).



5. ábra: 19 mezei madárfaj populációjának változása az Egyesült Királyságban  
(Forrás: DEFRA 2014)

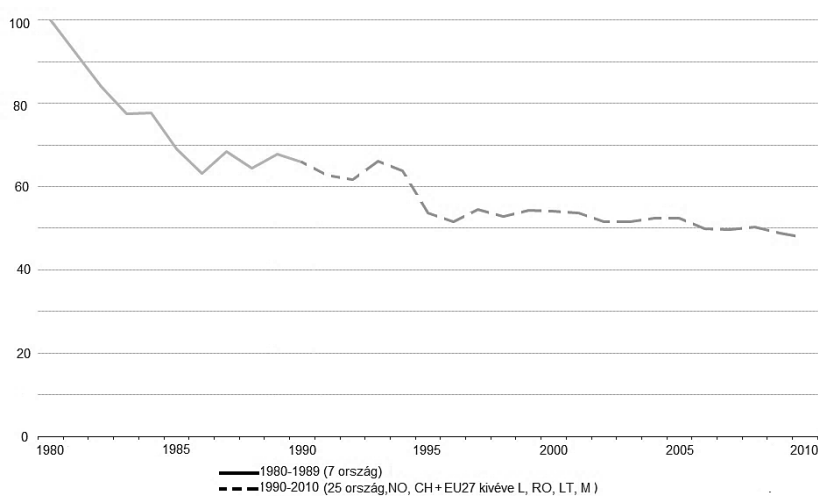
A korábbi adatoknál ezenkívül eltérés mutatkozik a vizsgált országok számában is (2004-es és 2007-es EU bővítés), ezért a korábbi EU-s adatok bemutatásakor ez is feltüntetésre kerül.

Az Európai Unió agrár-környezetvédelmi indikátorai között az egyik legfontosabb az agrártájhoz kötődő madárfajok állománytrendje. Az EUROSTAT (2010) által közölt grafikon alapján egyértelmű az 1990 előtti és utáni visszaesés (6. ábra). Jól látszik a már említett drasztikus csökkenés, amely iránya megegyezik az angliai adatokkal (ld. 5. ábra). Sajnos az EUROSTAT (2010) nem tüntette fel, hogy 1990 előtt melyik 7 országból származtak az adatok.

Az Európai Madárszámlálási Tanács (European Bird Census Council) által elérhető adatsorok részletesebbek. Az európai állományváltozást 25 országra (NO – Norvégia, CH – Svájc + EU27 kivéve L – Luxemburg, LT – Litvánia, M – Málta, RO – Románia), az 1980–2010

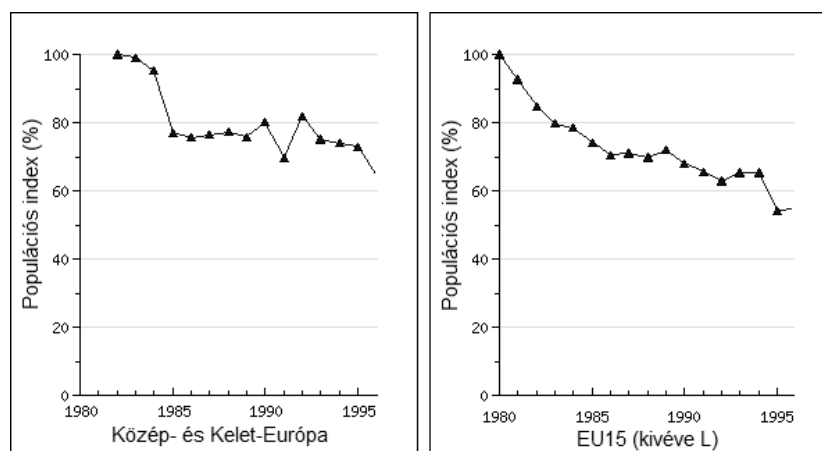
közötti időszakra és a fentebb említett 37 fajra adja meg. Az EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2012) szerint ezen ciklus folyamán 22 faj populációja csökkenő, 6 fajé növekvő és 6 fajé stabil trended mutatott. A fennmaradó 3 faj esetében pedig bizonytalan a trend. Az erre az időszakra számolt (első év és utolsó vizsgált év közti különbség) állományváltozási index értéke -51% (EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2012).

Közép- és Kelet-Európában az 1970–80-as évek (intenzív szocialista mezőgazdaság időszaka) az agrártájhoz kötődő madárfajok állománycsökkenését hozta (BÁLDI & FARAGÓ 2007, REIF *et al.* 2008). Ezt bizonyítja az EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2012) felmérése is (27 madárfajt vizsgálva): 1982–1990 közötti -20%-os populációs index (7. ábra).



6. ábra: Mezei madárfajok populációtrendje Európában 1980-2010 között (Forrás: EUROSTAT 2010)

1980–1990 között Nyugat-Európában (EU15 kivétel Luxemburg) 36 mezei madárfaj helyzete még mindig kedvezőtlen volt (-31%-os mutató) (7. ábra).



7. ábra: Közép- és Kelet-Európa és az EU15 populációs indexének különbsége a mezei madárfajok tekintetében (Forrás: EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2012)

A szocialista rendszer összeomlásával, 1990–2004 között, a csökkenés mérséklődött. Az Európai Unióba 2004-ben újonnan belépő 10 országnak (köztük Magyarországnak is) a KAP rendszert is be kellett építenie a mezőgazdasági politikájába. BÁLDI *et al.* (2005) és DONALD *et al.* (2006) a korábbi EU-s tapasztalatok alapján a KAP rendszer várható negatív hatásaira hívták fel a figyelmet. Az EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2012) alapján 2004–2010 között az agrártájhoz kötődő madárfajok állománytrendje további csökkenést mutat (8. ábra). Ezt erősíti BÁLDI & SZÉP (2009), továbbá SZÉP *et al.* (2012) 16 hazai mezei madárfaj (1. táblázat) az EU csatlakozás utáni (8. ábra) és hosszú távú (1999–2012) adatainak elemzésével.

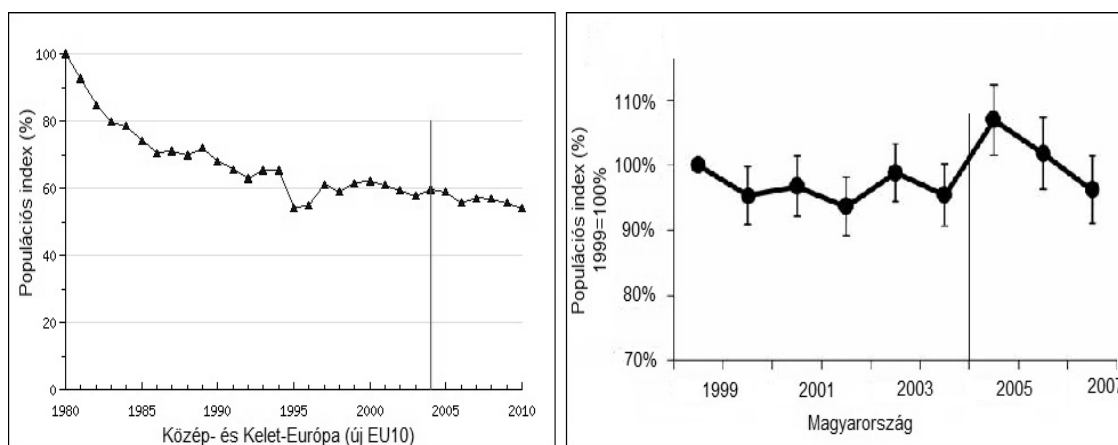
1. táblázat: 37 az EU területén, ill. a 16 hazánkban (3. oszlop) vizsgált mezei madárfaj

<i>Alauda arvensis</i> – Mezei pacsirta	<i>Lanius minor</i> – Kis őrgébics	<i>Alauda arvensis</i> – Mezei pacsirta
<i>Alectoris rufa</i> – Vörös fogoly	<i>Lanius senator</i> – Vörösfejű gébics	<i>Anthus campestris</i> – Parlagi pityer
<i>Anthus campestris</i> – Parlagi pityer	<i>Limosa limosa</i> – Nagy goda	<i>Coturnix coturnix</i> – Fűrj
<i>Anthus pratensis</i> – Réti pityer	<i>Melanocorypha calandra</i> – Kalandrapacsirta	<i>Emberiza calandra</i> – Sordély
<i>Burhinus oediconemus</i> – Ugartyúk	<i>Motacilla flava</i> – Sárga billegető	<i>Falco tinnunculus</i> – Vörös vércse
<i>Calandrella brachydactyla</i> – Sziki pacsirta	<i>Oenanthe hispanica</i> – Déli hantmadár	<i>Galerida cristata</i> – Búbos pacsirta
<i>Carduelis cannabina</i> – Kenderike	<i>Passer montanus</i> – Mezei veréb	<i>Lanius collurio</i> – Tövisszűrű gébics
<i>Ciconia ciconia</i> – Fehér gólya	<i>Perdix perdix</i> – Fogoly	<i>Lanius minor</i> – Kis őrgébics
<i>Corvus frugilegus</i> – Vetési varjú	<i>Petronia petronia</i> – Kövi veréb	<i>Locustella naevia</i> – Réti tücsökmadár
<i>Emberiza calandra</i> – Sordély	<i>Saxicola rubetra</i> – Rozsdáscsuk	<i>Merops apiaster</i> – Gyurgyalag
<i>Emberiza cirius</i> – Sövényhármány	<i>Saxicola torquata</i> – Cigánycsuk	<i>Motacilla flava</i> – Sárga billegető
<i>Emberiza citrinella</i> – Citromsármány	<i>Serinus serinus</i> – Csicsörke	<i>Perdix perdix</i> – Fogoly
<i>Emberiza hortulana</i> – Kerti sármány	<i>Streptopelia turtur</i> – Vadgerle	<i>Sylvia communis</i> – Mezei poszáta
<i>Emberiza melanocephala</i> – Kucsmás sármány	<i>Sturnus unicolor</i> – Egyszínű seregély	<i>Sylvia nisoria</i> – Karvalyposzáta
<i>Falco tinnunculus</i> – Vörös vércse	<i>Sturnus vulgaris</i> – Seregély	<i>Vanellus vanellus</i> – Bibic
<i>Galerida cristata</i> – Búbos pacsirta	<i>Sylvia communis</i> – Mezei poszáta	
<i>Galerida theklae</i> – Kövi pacsirta	<i>Upupa epops</i> – Búbos bank	
<i>Hirundo rustica</i> – Füstifecske	<i>Vanellus vanellus</i> – Bibic	
<i>Lanius collurio</i> – Tövisszűrű gébics		

A fenti adatok is alátámasztják az agrártájhoz kötődő madárfajok („farmland birds”) elmúlt évtizedekben megfigyelt állománycsökkenését (pl. SIRIWARDENA *et al.* 1998, PITKÄNEN & TIAINEN 2001, DONALD *et al.* 2006, REIF *et al.* 2008). Bár a mezei madárfajok állományaiban történt csökkenés okát leginkább a mezőgazdasági művelésben bekövetkezett változásokban látják (pl. CHAMBERLAIN *et al.* 2000, DONALD *et al.* 2006), addig LUTZ & JENSEN (2007) vagy PETERSEN (2007, 2009) egyes mezei madárfajok esetében (pl. a bibic,

mezei pacsirta, vadgerle) a legális és az illegális vadászat negatív hatását is kiemelik. Emellett az állománycsökkenést befolyásolják a rövid és hosszú távú vonuló madárfajok esetében a telelőterületen bekövetkezett változások (pl. időjárási szélsőségek, élőhelyek eltűnése), amelyeket SANDERSON *et al.* (2006) vizsgálatukban kimutattak, vagy akár a klímaváltozás (ARCHAUX 2003). A telelőterületen végbement agrárintenzifikáció is negatív hatással van a vándorló fajok állományaira (SÖDERSTRÖM *et al.* 2003).

Természetesen a trendek megállapításához európai szinten megegyező módszertani felmérések szükségesek, amelyek kidolgozása nem egyszerű, ahogy az a fűrj esetében is megmutatkozik. Azonkívül ennél a fajnál az ellentmondó adatközlések (PUIGSERVER *et al.* 2012) miatt is nehéz az elmúlt évtized trendjét megállapítani. Az állomány nagyságok esetében azonban láthattuk, hogy egyes adatbázisokban eltérőek lehetnek a becslések egységei (pár/példány/kakas) is.



8. ábra: Az Európai Unióhoz való csatlakozást követő populációs index  
(Forrás: BÁLDI & SZÉP 2009, EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2012)

Összegzésként elmondható, hogy az elmúlt évtizedekben sajnos bebizonyosodott, hogy a mezőgazdasági termelés intenzitása és az élővilág sokfélesége között roppant erős, negatív összefüggés áll fenn: minél intenzívebb a termelés, annál szerényebb az élővilág (pl. KUJAWA 2002, SARAH *et al.* 2004, HELM *et al.* 2006). Mind a hazai (BÁLDI & BATÁRY 2011), mind az európai élővilág megőrzése érdekében ezért szükséges az EU-s agrárpolitikát újraértelmezni. Nagyon fontos, hogy a közép-európai (nemzetközi fontosságú) agrártájhoz kötődő madárfajok állományait fenntartsuk és a Nyugat-Európában még meglévő élőhelyeket megőrizzük.

### 2.3. A vizsgált madárfaj

A fűrj (*Coturnix coturnix* L. 1758) az Európa területén előforduló fácánfélék (Phasianidae) legkisebb termetű (9. ábra) és egyetlen olyan képviselője, amely hosszútávú vonulóként a Száhel öv füves területein telet (MCGOWAN *et al.* 1994).



9. ábra: A fűrj ritkán bújik elő a menedéket nyújtó takarásból (Fotó: Németh T. M.)

#### Elterjedés

Széles elterjedési területtel rendelkező (10. ábra) – kivéve a szélsőséges klímájú területeket –, polítipikus faj, amelynek nyolc alfaját (2. táblázat) különítik el (CRAMP 1980). A gyűrűzési adatok alapján a palearktikus metapopulációját a migrációs útvonal alapján 4 nagyobb sávra lehet osztani K–Ny irányban, ezek rendre az ázsiai sáv, a közel-keleti sáv, közép-mediterrán sáv és az atlantikus sáv (CRAMP 1980).

2. táblázat: A nyolc elkülönített fűrj alfaj elterjedése

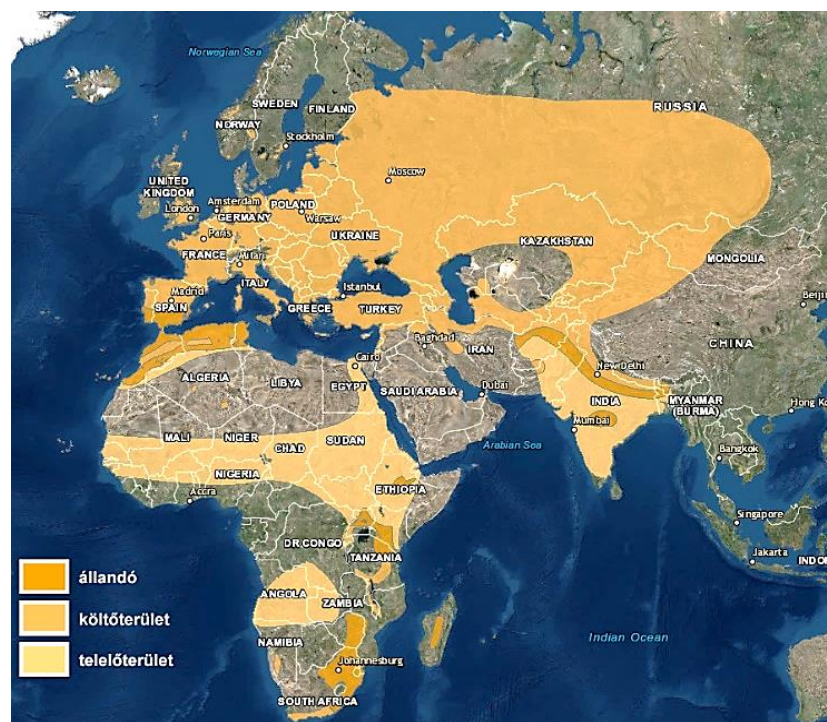
<i>Coturnix c. coturnix</i> (Linnaeus 1758)	Északi szélességi 60. és 30. fok között, valamint Keleti hosszúság 65. fokáig (pl. Európa, Nyugat-Oroszország, Nyugat-Kazahsztán, Libanon, Marokkó, Algéria, Tunézia)
<i>Coturnix c. africana</i> (Temminck & Schlegel 1849)	Dél- és Kelet-Afrika (pl. Dél-Afrikai Köztársaság, Lesotho, Namíbia, Angola, Madagaszkár)
<i>Coturnix c. confisa</i> (Hartert 1917)	Kanári-szigetek és Madeira-szigetek (szigetvilága)
<i>Coturnix c. conturbans</i> (Hartert 1917)	Azori-szigetek
<i>Coturnix c. erlangeri</i> (Zedlitz 1912)	Kelet-Afrika (pl. Malawi, Zambia, Zimbabwe, Kenya, Ethiopia, Tanzánia)
<i>Coturnix c. inopinata</i> (Hartert 1917)	Zöld-foki szigetek
<i>Coturnix c. japonica</i> <sup>1</sup> (Temminck & Schlegel 1849)	Kelet-Ázsia (pl. Japán, Kína, Mongólia, Laosz, Thaiföld, Kelet-Oroszország)
<i>Coturnix c. orientalis</i> (Bogdanov 1884)	India és Pakisztán

<sup>1</sup> Nincs teljes egyetértés, mivel az utóbbi években külön fajként (japán fűrj – *Coturnix japonica*) is szokták említeni (SÁNCHEZ-DONOSO *et al.* 2012, 2016).

## Élőhely

A fűrj mindenekelőtt a nagy kiterjedésű nyílt, fa és cserje nélküli élőhelyeket kedveli (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973), így feltehetőleg a füves puszták, illetve a gyéribb állományú erdős puszták madara volt (CRAMP 1980).

Sík- és dombvidéken egyaránt előfordul, de akár 1500–2000 m magasságig is megtalálható. Válaszul eredeti élőhelyei megfogyatkozására és átalakulására, sikerült alkalmazkodnia a különböző mezőgazdasági kultúrákhoz (CRAMP 1980).



10. ábra: A fűrj elterjedése (Forrás: BIRDLIFE INTERNATIONAL 2016)

Ezzel a fűrj az agrártájak jellegzetes madarává vált (UDVARDY 1941, GEORGE 1990, GUYOMARC'H *et al.* 1998a). Kedveli a parlag- és ugarterületeket, árpa (*Hordeum vulgare*), búza (*Triticum aestivum*) és lucerna (*Medicago sativa*) földeket vagy a kaszáló területeket (GEORGE 1996, GUYOMARC'H *et al.* 1998a, MÁRKUS 1998), viszont kerüli a repce (*Brassica napus*), kukorica (*Zea mays*), szója (*Glycine max*) vagy a napraforgó (*Helianthus annuus*) földeket, valamint a számára túlságosan sűrű, mesterségesen vetett gyepet (GUYOMARC'H *et al.* 1998a). A fűrj számára is elengedhetetlen, hogy a vegetáció megfelelően sűrű és magas legyen (PERENNOU 2009), amelyben nemcsak biztonságosan érezheti magát, hanem könnyedén és gyorsan tud mozogni (futni), mivel csak a legvégső esetben választja menekülésként a repülést. A napos, meleg, porfűdőzésre alkalmas szegélyek megléte is befolyásoló tényező a fűrj számára (FONTOURA & GONÇALVES 1996).

### *Szaporodás*

LEBRETON (1982) szerint a fűrj az r-stratégista fajok közé tartozik, magas reprodukciós és mortalitási aránya miatt. Költése általában május végén indul el, miután az áprilisban megérkezett kakasok territóriumait elfoglalták (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973, MÁRKUS 1998), azonban dél-európai területeken ez korábban is megkezdődhet (PUIGCERVER *et al.* 1989). SARDÀ–PALOMERA *et al.* (2011) szerint a jobb kondíciójú hímek egy kisebb területen aggregálódhatnak és ezeket a helyeket a tojók szívesen keresik fel. A párban állás csak néhány napig, általában a tojásrakás megkezdéséig tart, de előfordul, hogy stabil párkapcsolat jön létre (RODRÍGUEZ-TEIJEIRO *et al.* 2003). A fészek helyét a tojó választja ki és a fészek maga egy egyszerű kapart mélyedés, némi növényi résszel bélelve, átmérője 7–13,5 cm. Másodköltésre július vagy augusztus hónapokban kerülhet sor (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973). Az élőhely minőségétől és a földrajzi szélességtől függően 1–3 fészkalj lerakására is sor kerülhet (PUIGCERVER *et al.* 1997). FARAGÓ (2001) vizsgálatában a fészek (n=20) helyeinek megoszlása a következő volt: rét (55%), lucerna-búza (15–15%), lóhere (10%) és árokpart (5%). A fészkalj nagysága (7)8–13(18) tojás (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973), a hazai fészkaljak (n=35) vizsgálata alapján nagyságuk 6–14 tojás (átlag 10) volt (FARAGÓ 2001). A kotlási idő 17–20 nap (CRAMP 1980), a csibék felszáradásuk után elhagyják a fészket és 19 napon már repülőképeseek (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973). Ivaréretté az elsőéves korban válnak (CRAMP 1980), amit GÁL & MAROSÁN (2008) vizsgálatukban megerősítettek.

Költési eredményről és a csibék túléléséről kevés információnk van. PUIGCERVER *et al.* (1992) 1938–1943 és 1946–1953 közötti gyűrűzési adatok alapján 27–31% közötti túlélési arányt becsültek, illetve az átlagos életkort 0,8 évben határozták meg. PUIGCERVER *et al.* (1999) szerint a szárazabb években a túlélés romlik, míg a csapadékosabb évek pozitívan hatnak az állományra.

### *Táplálkozás*

A fűrjek mindenevők, leginkább talajon található magvakat és ízeltlábúakat fogyasztanak (KEVE *et al.* 1953, CRAMP 1980, TSACHALIDIS *et al.* 2007, GÁL & MAROSÁN 2008), általában késő délután és kora este táplálkoznak (CRAMP 1980). Hazai egyedek gyomortartalmának elemzéséről KEVE *et al.* (1953) és GÁL & MAROSÁN (2008) közöltek eredményeket. KEVE *et al.* (1953) vizsgálata szerint a fűrjgyomrok (n=293) növényi tápláléka 32 család 132 fajtát tartalmaztak. Véleményük szerint a tavaszi és nyár eleji időszakokban az állati eredetű táplálék kimondottan fontos a fűrjek számára, mivel ilyenkor még kevés



gyommag található (KEVE *et al.* 1953). A pászitfűfélék családjába (Poaceae) tartozó fajok képviselték a legnagyobb arányt. Állati táplálékot csak a gyomrok egyharmadában találtak, legnagyobb mennyiségben a bogarak rendjének (Coleoptera) fajai voltak, és az is megállapítható, hogy a fűj inkább a lassabb mozgású vagy röpképtelen rovarokat fogyasztja. GÁL & MAROSÁN (2008) hatósági felkérésre fűj tetemek (n=50, októberben elejtett) gyomortartalmának szakértői vizsgálatakor azt találták, hogy a rovarok aránya alig érte el a 3%-ot. A növényi részek közül az egynyári tisztesfű (*Stachys annua*) és a közönséges búza (*Triticum aestivum*) aránya volt jelentős (GÁL & MAROSÁN 2008). BADENHORST & KERLEY (1996) dél-afrikai fűj egyedek gyomortartalmának elemzésekor hasonló eredmény kapott: nagyobb részt növényi (76,45%), kisebb részt rovar eredetű (16,25%) volt.

### Vonulás

Az észak- és közép-európai csapatok a mediterrán térségen augusztus–október hónapok között repülnek át, amelynek csúcsa szeptember hónap közepe. Megérkezésük a telelőhelyekre október–november hónapokra tehető (CRAMP 1980). Néhány esetben a Földközi-tenger térségében telelnek át – pl. Görögország (TSIOMPANOUDIS *et al.* 2011) –, de leginkább a Szaharától délre eső száraz sztyeppterületeket foglalják el, Szenegáltól Szudánig – néha Kenya vagy Etióp–magasföld régiója –, ritkábban választják Ghána és Sierra Leone vidékét (CRAMP 1980). ANGELETTI *et al.* (2012) gyűrűzési adatai azt mutatják, hogy bizonyos egyedek az Adriai-tenger partmenti útvonalát használják. Április–júniusban érnek vissza a költőterületekre, de RODRÍGUEZ–TEIJEIRO *et al.* (2005) szerint a telelőterületek felmelegedése korábbra hozhatja a visszatérés idejét, amit NADAL *et al.* (2018) is megerősítenek, sőt a hosszútávú gyűrűzési adatsorok elemzése alapján a melegebb években nem is indulnak el a telelőhelyekre.

Hazánkban 58 külföldi gyűrűs egyed került meg, amelyek közül egy-egy példányt Csehországban, illetve Tunéziában, a többit Olaszországban jelöltek (MME MONITORING KÖZPONT 2019). A magyar gyűrűs egyedek egy része Olaszországon keresztül (Málta majd Tunézia), másik része a Balkán-félszigeten át ér el Afrikába (FARAGÓ 2009b).

### Védelem

A fűj szerepel a Berni Egyezmény III. függelékében, a Bonni Egyezmény II. függelékében és az Európai Unió Madárvédelmi Irányelvének (79/409/EGK) II/2. mellékletében, európai státuszát tekintve SPEC 3-as kategóriába sorolt. Az Európai Unió 18 tagországában védett és 10 tagországban vadászható faj (PERENNOU 2009). Az 1954-es

madárvédelmi rendeletben már nem szerepel a vadászható fajok között, majd 1971-ben a védett fajok listájára került (BANKOVICS *et al.* 1989). Az 1884–1913 között rendelkezésre álló adatok alapján a legmagasabb terítéknagysága nem érte el a 218 000-es példányt (FARAGÓ 2009a), ami azért kevesebb, mint a francia (340 000 pld./év, PERENNOU 2009) vagy spanyol (1,4 millió pld./év, RODRÍGUEZ-TEIJEIRO *et al.* 2009) terítékadatok. További veszélyeztető tényező a japán fűrjjel (*Coturnix c. japonica*) való kereszteződése, különösen Franciaországban, Olaszországban és Spanyolországban (PUIGSERVER *et al.* 2000, DERÉGNAUCOURT *et al.* 2002, BARILANI *et al.* 2005).

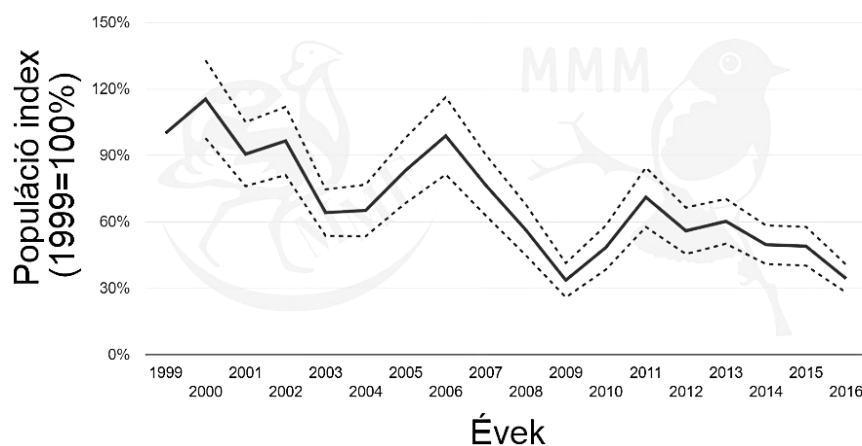
### *Állományváltozás*

A fűrj az 1900-as évek elejéig általánosan elterjedt volt Európa-szerte. Állománycsökkenésére már a 19. század végén felfigyeltek (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973), KEVE *et al.* (1953) az 1920-as évekre datálják erőteljes európai megfogyatkozásának kezdetét. A csökkenés okait a vonuló madarak túlzott vadászatában (SCHENK 1907, MOREAU 1951), a mezőgazdaságban végbement változásokban (CRAMP 1980), illetve a telelőterületen bekövetkezett aszályos periódusokban (PERENNOU 2009) kereshetjük. Az 1940-es években, a Skandináv országokban és a Brit-szigeteken kisebb állománynövekedés volt megfigyelhető (WESTERSKOV 1947, MOREAU 1956), majd 1970–1990 között újabb csökkenést észleltek Észak- és Közép-Európa legtöbb országában (PUIGSERVER *et al.* 2012). A populáció változásának mértéke azonban sajnos nem ismert, mivel összeurópai viszonylatban korábban nem álltak rendelkezésre megfelelő egyedszámbecslési adatok (PERENNOU 2009). RODRÍGUEZ-TEIJEIRO *et al.* (2010) szerint az 1990-es években csak Délkelet-Európában folytatódott a csökkenés, míg Észak- és Közép-Európában gyenge növekedésnek indult az állomány. SANDERSON *et al.* (2006) az 1970–1990 közötti időszak európai állománycsökkenését statisztikailag szignifikánsnak értékelték. A fűrj felmérések módszertani különbségei és az ellentmondó adatközlések (PUIGSERVER *et al.* 2012) miatt az elmúlt évtized trendjét nehéz megállapítani. Az állománynagyságok esetében az egyes adatbázisok eltérő egységei is gondot okoznak (pár/példány). A fűrj európai állománynagyságát korábban 2,8–4,7 millió párra (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004), PERENNOU (2009) 2,8–5,5 millió éneklő kakas egyedre (1,4–2,75 millió párnak tekinthető), majd a BIRDLIFE INTERNATIONAL (2015) felmérése alapján az Európai Unió 27 tagállamában 1 270 000–2 980 000, európai szinten viszont 3 320 000–6 720 000 éneklő kakas egyedre becsülte.

Hazai viszonylatban a fűrjet CHERNEL (1899) teljesen közönséges fajként említette a 19. század végén, habár BÁRSONY (1897) már ekkor elkeseredett hangvételben írt a fűrj

állományáról: „... éppoly rohamosan fogynak, mint az erdei szalonkák. Ha ily mértékben apad a számuk, egy emberöltő múlva már csak ritkaságként lő majd a jövő generáció egyet-egyet. Ha a fűrjnek nemzetközi védelmet nem tudunk biztosítani, amire pedig semmi kilátás sincs, akkor bizonyos, hogy végképen kipusztul.” Éppen emiatt a hazai populáció nagysága az 1900-as évek elejétől fontos kérdés lett a hazai ornitológusok és vadászok körében (TARJÁN 1906, SCHENK 1907, SZEMERE 1910), ugyanakkor felmérésekből származó pontos számadatokról nincs információnk ebből az időszakból. Terítékadatok alapján a fűrj állománymérete nagyfokú csökkenést mutatott az 1895–1905 közötti időszakban (SCHENK 1907). KEVE *et al.* (1953) szerint a II. Világháború alatt "javult" az állománya.

Állományát korábban 20 000–25 000 párra (MÁRKUS 1998), majd az 1999–2002 közti időszak alapján 74 000–94 000 párra becsülték (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG 2008). 2000–2012 között a fészkelési időszakban az éneklő kakasok száma 29 000–37 000 volt (MME MONITORING KÖZPONT 2017), és az állomány változása 1999–2016 között mérsékelt csökkenést mutat (11. ábra).



11. ábra: A hazai fűrj populáció változása 1999 és 2016 között (Forrás: MME MONITORING KÖZPONT 2017)

#### 2.4. Bioakusztikai módszerek alkalmazása a madártani kutatásokban (rövid áttekintés)

A bioakusztika egy interdiszciplináris tudományág, amely állathangfelvételek készítését és elemzését foglalja magában, az állathangokkal kapcsolatos biológiai és hangfizikai kérdéseket vizsgálja. Sok madárfaj éneke és hívóhangja sajátos és gyakran az egyedek szintjén is beazonosítható a szonogramok elemzésével.

Egy adott terület adott madárfaj állományának felmérése az éneklő hímek számolásával is történhet. Egyre több kutatás, tanulmány foglalkozik bizonyos madárfajok

egyedeinek hang alapján történő azonosításával, a különbségek számszerűsítésével, statisztikai értékelésével. Madarak esetében is bizonyítást nyert, hogy adott faj egyedeinek hangja különbségeket mutat (BAXTER COFFIN 1928). A hang alapján történő elkülönítés különös jelentőséggel bír azoknál a madárfajoknál, amelyek megfigyelése nagy nehézségekbe ütközik életmódjuk vagy élőhelyük miatt (pl. éjszakai életmód, sűrű növényzet). Az 1990-es évek elején jelentek meg az első kutatások publikációi, olyan fajok esetében, mint például a macskabagoly (*Strix aluco*) (GALEOTTI & PAVAN 1991), a bölömbika (*Botaurus stellaris*) (MCGREGOR & BYLE 1992), az apácalúd (*Branta leucopsis*) (HAUSBERGER *et al.* 1994), a haris (*Crex crex*) (MAY 1994, PEAKE *et al.* 1996) vagy a gyurgyalag (*Merops apiaster*) (LESSELLS *et al.* 1995). Az egyes fajok egyedeinek elkülönítésére különböző módszereket dolgoztak ki, amelyek közül a legjobb megoldást az idő- és frekvenciaváltozók együttes mérése és kombinált alkalmazása jelenti.

A 2000-es évektől kezdődően többek között a sarki búvár (*Gavia arctica*) (MCGREGOR *et al.* 2000), haris (PEAKE & MCGREGOR 2001), lappantyú (*Caprimulgus europaeus*) (REBBECK *et al.* 2001), uhu (*Bubo bubo*) (GRAVA *et al.* 2008) vagy az erdei szalonka (*Scolopax rusticola*) (HOODLESS *et al.* 2008) esetében sikerült ilyen módszerekkel az egyedi elkülönítést megoldani. A hazai bioakusztikai kutatások közül megemlíthetők SZŐKE (1972, 1976), KENYERES *et al.* (2000), WINKLER (2008), WINKLER *et al.* (2014) és ZSEBŐK *et al.* (2017) munkái.

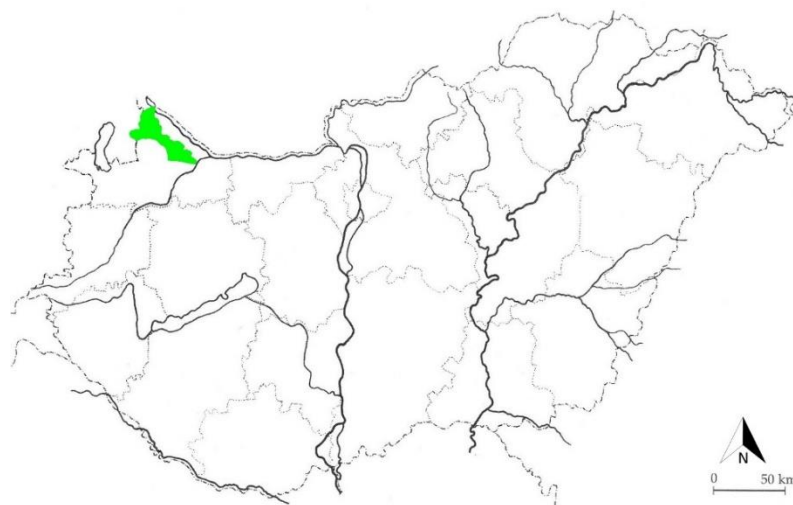
### 3. Anyag és módszer

#### 3.1. A vizsgálati területek a Mosoni-síkon

A Mosoni-sík Magyarország korábban alig vizsgált és viszonylag kevésbé ismert területei közé sorolható, mivel egykori természetes növényzete gyökeresen átalakult, elszegényedett, a természetszerű vegetációs egységek térfoglalása minimális.

A tájföldrajzi besorolás (DÖVÉNYI 2010) szerint a Kisalföld földrajzi nagytájban található, amely három középtájra osztható, ezek rendre a Komárom-Esztergomi síkság, a Marcal-medence és a Győri-medence. Az utóbbihoz tartozik a Mosoni-sík kistáj. A kistáj magyarországi részén a határát keleten a Mosoni-Duna, északon és nyugaton az országhatár, míg délen az Újrónafő-Lébény-Abda vonal képezi (12. ábra). Az erdészeti tájbeosztás a területet már nem a Hansághoz, hanem a Szigetköz-Rábaköz tájba és azon belül a Mosoni síkság tájrészletbe sorolja be (HALÁSZ 2006).

A kistáj egész területe magas ártéri fekvésű, hordalékkúpon kialakult síkság. A szintkülönbségek elenyészőek: a tengerszintfeletti magasság átlaga ÉNy-on 128 m, DK-en pedig 114 m. A vidéket a folyóvizek medrei gazdagon tagolják (DÖVÉNYI 2010). A terület gyakorlatilag a Duna hordalékkúpjának déli lejtője. Felszínét az ÉNy-i részen folyóiszap, a Lajta mentén folyóvízi kavics, D-i és DK-i részét pedig iszapos-lössös üledék fedi. A talaj alsóbb, 50-200 m vastag homokos-kavicsos rétege jó vízzáró tulajdonsággal bír, a felükben hasonlóan kedvező tulajdonságú pannonüledék található (DÖVÉNYI 2010).



12. ábra: A Mosoni-sík elhelyezkedése a Kisalföldön

Alapvetően mérsékelten hűvös, de K-en mérsékelten meleg, száraz éghajlat jellemzi. Az évi napsütéses órák száma kb. 1900. Az évi átlag hőmérséklet 9,5–10,0 °C között változik. Az évi hőmérsékleti maximum 34,0 °C, a minimum pedig -15,5 °C. Az éves csapadék mennyisége 560 mm, amiből 310–320 mm jut a nyári időszakra. Az évi havas napok száma átlagosan 32. Az uralkodó szélirány az ÉNY-i (DÖVÉNYI 2010).

A kistáj legjelentősebb folyóvize a Mosoni-Duna, de jelentős még a Lajta folyó, valamint számos csatorna, mint a Lajta-balparti-csatorna, a Rét-árok, a Tőzeg-csatorna és a Börcsi-csatorna. A terület talaj- és rétegvizekben is igen gazdag, a felszín közeli vizekre jellemző a magas kalcium-karbonát tartalom, a rétegvizeket jól tárolják a mélyebben elhelyezkedő víztartó rétegek (DÖVÉNYI 2010).

Az eredeti növénytakaró mára teljesen eltűnt, csak az É-i részén maradtak fenn nagyobb erdőtömbök, valamint a Mosoni-Duna mentén ligeterdő maradványok (DÖVÉNYI 2010). A táj mai képét a szántóföldi művelés határozza meg, a természetes élőhelyek kiterjedése csekély, az erős fragamentációhoz a sok közlekedési létesítmény is hozzájárul. A nagytáblás, intenzív mezőgazdálkodás jellemzi a tájat, viszont a mezővédő erdősávok aránya kedvező. Főleg kalászosokat, kukoricát, pillangósokat és repcét termesztnek (FARAGÓ 2012b). A Mosoni-sík egykor számos száraz gyepvel és nedves réttel rendelkezett. Ezen gyepek élőhelyek kis kiterjedésűek, általában keskenyek és az állandósuló szegélyhatás, fizikai károsodások, vegyszerbemosódás és adventív fajok terjedése miatt erősen leromlottak vagy el is tűntek. A területen található száraz gyepek számos szegélyes gyomfaj előfordulását teszik lehetővé, így a „sztyepp-reliktumok” megőrzése mellett kiemelkedő szerepük van az ősi gyomflóra megőrzésében.

A területen található növényfajok száma 600–800 közé tehető. A Mosoni-Duna mellett akadnak ligeterdő-maradványok, jelentős az ültetvényeszerű nyárasok aránya. Több inváziós növényfaj is jellemző a területen, mint például az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), az aranyvessző fajok (*Solidago* spp.), a bálványfa (*Alianthus altissima*), a gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), a japán keserűfű fajok (*Fallopia* spp.) vagy a zöld juhar (*Acer negundo*) is (DÖVÉNYI 2010).

### 3.1.1. A LAJTA Project

Az 1980-as évek elején fogalmazódott meg az egykori Erdészeti és Faipari Egyetem Vadgazdálkodási Tanszékén az a kutatási program, amelynek a célja a mezei élőhelyeken élő vadfajok (vadászható és védett fajok) és környezetüknek hosszú távú vizsgálata volt.

Így kezdődött el a kutatás a Lajta-Hansági Állami Tangazdaság Mosonszalnoki II. számú Kerületében. Az alapvető cél az ökológiai szemléletű apróvadgazdálkodás hazai elindítása volt, amely a tenyésztés megtartása mellett, az élőhelyek állapotának javításával próbálja a fenntarthatóság feltételeit megteremteni és azt hosszú távon működtetni. A mezei élettér egyik indikátor madara, a fogoly (*Perdix perdix*) lett a kutatás kiinduló faja. Az időközben Lajta-Hanság Részvénytársasággá alakult korábbi tangazdaság Mosonszalnok közelében fekvő mezőgazdasági területein 1992-ben jött létre a LAJTA Project, 3065 hektáron (13. ábra). Az 1989-es rendszerváltozást követően, majd az 1995-ben végbement kárpótlás után, a projekt területének 38,4%-a – 1078 hektár – magánkézbe került. 2002-ben pedig a megmaradt állami földterületek tartós haszonbérletbe kerültek a gazdasági egység fennmaradása, illetve zrt. formában történő működés mellett (FARAGÓ 2012b).



13. ábra: A LAJTA Project elhelyezkedése (Forrás: GOOGLE EARTH PRO 2019)

A projektterület közigazgatásilag Mosonszalnok község (40,6%) és Jánossomorja város (59,4%) határában helyezkedik el. A projekt feladata alapításától kezdődően a tartamosság („long-term”) biztosítása volt, tehát nem csak egy adott állapotot, de folyamatokat is rögzíteni kíván, így lehetőséget biztosít az ok-okozati összefüggések, a rendszerelemek kapcsolatainak, működési mechanizmusainak tisztázására, a beavatkozások hatáselemzésére (FARAGÓ 2012b).

Az erdőssztyep vegetáció az évezredek folyamán elszegényedett, zömében elvesztette az erdőfoltokat a Mosoni-síkon, különösen a LAJTA Project térségében, sőt a természetes gyepek is kis kiterjedésben, erősen degradálva, reliktum jelleggel vannak jelen. A földhasználatra itt is az intenzív nagyüzemi növénytermesztés (átlag 45-50 ha-os

táblanagyság) és a szántók túlsúlya jellemző. A terület főbb élőhelytípusai közül a vizsgálat szempontjából a gyepek, ugarok és szántók érdekesek. A vizsgált területen található gyepsávok nem hasznosított területek, nagyságuk 1 ha, amelyek mesterségesen létrehozott, vetett területek (FARAGÓ 2012c). A szántóterületek nagysága 2810 ha, a termesztett növények területi aránya a vizsgálati időszakokban változtak. Az adott évre vetésterv készül, amit a projekt munkatársai tényleges havi vetésterület térképen pontosítanak minden hónap 15. napján (FARAGÓ 2012c). A LAJTA Project területének, mint élőhely-együttesnek az értékeléséhez 13 főbb élőhelytípus került elkülönítésre, 4 fás vagy cserjés vegetációval jellemezhető, 7 infrastrukturális jellegű (pl. a földút, kavicsos út, aszfaltozott út, útpadka), egy nem művelt terület és egy mezőgazdaságilag hasznosított terület. A vegyszermentes táblaszegélyek hossza kb. 15 km, a vadföldsávoké kb. 25 km.

Az erdészetileg üzemtervezett erdősávok és erdők képezik kiterjedésben (110 ha) és arányban (3,5%) is a legfontosabb fás jellegű élőhelytípust a LAJTA Project területén. Az 54 erdősáv elsődleges feladata a defláció elleni védelem. Az erdősávokban megtalálható leggyakoribb fa- és cserjefajok: akác (*Robinia pseudo-acacia*), amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), fagyal (*Ligustrum vulgare*), gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*), kökény (*Prunus spinosa*), lepényfa (*Gleditsia triacanthos*), mezei juhar (*Acer campestre*), orgona (*Syringa vulgaris*), szürke nyár (*Populus × canescens*), vadrózsa (*Rosa canina*), virágos kőris (*Fraxinus ornus*) (FARAGÓ 2012a).

A LAJTA Project területén meghatározó jelentőségű a meszes, száraz talajokra jellemző, uralkodó szegetális gyomtársulás, a gomborka-pipitér társulás (*Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae*) (KIRÁLY & KIRÁLY 2014).

### 3.1.2. A MOSON Project

A kislaföldi túzok (*Ovis montanus*) állomány helyzete az 1990-es évek elején – a korábbi évtizedek drasztikus csökkenése következtében – válságos volt (FARAGÓ 2005). Részben e státusz, másrészt a mezei élettérhez kötődő vadfajok – pl. mezei nyúl (*Lepus europaeus*), fogoly – populációjának minél kedvezőbb feltételek biztosítása miatt indított kutatási programot az egykori Erdészeti és Faipari Egyetem Vadgazdálkodási Tanszéke. Az 1992-ben MOSON Projectként indított élőhelyvédelmi program különösen a túzok és fogoly populációk védelmét és erősítését tűzte ki célként. A LAJTA Project-hez hasonlóan itt is alapvető célként



szerepelt az élőhelyek állapotának javítása és a fenntarthatóság feltételeinek megteremtése hosszú távon.

A mintegy 880 ha kiterjedésű MOSON Project (14. ábra) területe Hegyeshalom és Rajka települések között helyezkedik el. A területen régóta intenzív mezőgazdasági tevékenység folyt, valamint a külszíni kavicsbányák terjedése miatt az erdőszyep vegetáció itt is elszegényedett, a természetes gyepek is kis kiterjedésben, erősen degradálva vannak csak jelen. A szántókon a legnagyobb arányban termesztett növény az őszi búza és viszonylag nagy területen folyik a repce termesztése is.



14. ábra: A MOSON Project elhelyezkedése (Forrás: GOOGLE EARTH PRO 2019)

A tűzok védelme szempontjából bevezetésre került az ún. vándorsávos művelés, amelynek lényege, hogy az ugar és az extenzíven művelt területek váltása 1–5 éves különbséggel történik meg, ezenkívül nagyszámban megtalálhatóak az ún. tűzokföldek is, amelyek a Mosoni-síkra jellemző, parlag jellegű területek (FARAGÓ & KALMÁR 2006).

A tűzok szaporodási időszakában továbbá mellőznek minden mezőgazdasági munkálatot a táblákban fészkelő madarak nyugalmanak biztosítása érdekében (FARAGÓ & KALMÁR 2006). Ahogy a LAJTA Project területén, itt is az erdősávok képezik kiterjedésben (kb. 30 ha) és arányban (3,4 %) is a legfontosabb fás jellegű élőhelytípust. Az erdősávokat alkotó fa- és cserjefajok megegyeznek a délebbi projekt területén találhatókval. Az állattani megfigyelések, kutatások (pl. FARAGÓ 1985, FARAGÓ & JÁNOSKA 1995, NÉMETH 2000, WINKLER & FARAGÓ 2008, WINKLER & KOVÁCS 2009), illetve saját tapasztalatok alapján, mindkét projekt területén hasonló fauna-összetétellel találkozunk.

### 3.2. Terepi felmérési módszerek

#### 3.2.1. A fűrj állományfelmérése (LAJTA Project 2013, 2014)

A fűrjek állomány nagyságának megadása és összehangolása a nemzetközi viszonylatban nehézségekbe ütközik az eltérő becslési módszerek és az ellentmondó adatközlések miatt, ezért az állományfelmérésnél a fűrjek esetében az adott területen hallható éneklő kakasok számának megadása javasolt (PERENNOU 2009). Ennek ellenére, gyakran eltérnek az európai adatok publikálásakor és többen a fészkelő pár egységet használják. Az éneklő kakasok fészkelő párra történő átváltása GUYOMARC'H (2003) szerint 1:2 aránnyal adható meg, tehát 2 éneklő kakas 1 párnak feleltethető meg. Emellett természetesen egyes országokban gyakran a terítékadatokból is következtetnek (TSIOMPANOUDIS *et al.* 2011, PUIGSERVER *et al.* 2012) az állomány nagyságra. Mivel hazánkban a fűrjek felmérésére még nem alakult ki standardizált módszer, ezért más európai országokban (pl. Franciaország, Németország, Spanyolország) már tesztelt és alkalmazott módszereket vizsgáltam meg, hogy a lajtai területre adaptálni tudjam. Az éneklő kakasok felmérésére talán legrészletesebb leírást a francia monitoring rendszer ad (GUYOMARC'H *et al.* 1998b, TESSON & BOUTIN 2006), ahol a felmérés május első hetétől június végéig tart. Heti rendszerességgel, 10.00–15.00 óra között egy 3 km-es útvonal bejárása történik meg a fűrj kakasok akusztikus detektálásával és a második körben már hívóhangot is használnak. 600 méterenként, legfeljebb 10 perces megállás során 30 másodpercig a tojó hangját játsszák le (max. 5 ismétlés), 6 perc várakozással számolva a válaszadásra. Ezt követően 300 méter megtétele után még egy rövid hallgatózásra megállnak a késői válaszok regisztrálására (GUYOMARC'H *et al.* 1998b, TESSON & BOUTIN 2006).

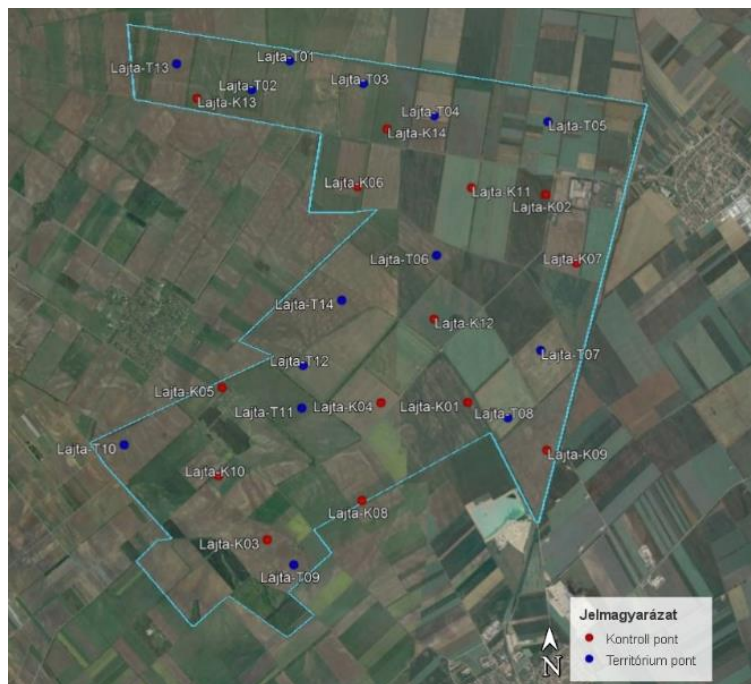
Vizsgálatom során azonban a RODRÍGUEZ-TEJEIRO *et al.* (2010) által javasolt, több országban (Spanyolország, Portugália, Franciaország, Marokkó) már eredményesen alkalmazott monitoring módszert vettem alapul. Megfelelő időjárási körülmények mellett (esőmentes, szélcsendes) havonta egy alkalommal, a kora reggeli órákban minden egyes megfigyelési pontnál 1,5 perces hallgatózás után egy rövid idejű (20-25 sec.) tojó hívóhang lejátszására került sor. Ennek oka, hogy az adott helyszínen az inaktív hímeket (ún. "silent males", de akár nevezhetjük szubdomináns kakasoknak) is hangadásra ösztönözzük. Minden pont egymástól min. 500 méterre volt, a dupla számolás elkerülése érdekében. A felmérés 2013-ban és 2014-ben a teljes költési időszakot felölelte (április második felétől augusztus közepéig). A felmérés

második évében az éneklő kakasok helye feljegyzésre került, úgy, hogy az adott kakastól 15-20 m távolságra megállva, GPS készüléken a feltételezett helyzetét rögzítettem.

### 3.2.2. Élőhelyi jellemzők felmérése (LAJTA és MOSON Project 2014)

A fűrjek által kiválasztott élőhelyek vizsgálatához kétféle léptéket alkalmaztam. A szakirodalmi adatok alapján (GUYOMARC'H *et al.* 1998a, PERENNOU 2009) egy szűkebb léptékű, 75 m sugarú körben lehatárolt területet (~1,5 ha) – a továbbiakban territórium lépték –, valamint a tájléptékű elemzéshez egy nagyobb, 500 m sugarú körben (~79 ha) elhelyezkedő részt jelöltem ki. Az elemzésekhez a LAJTA Project területén előzetesen felmért, foglalt "territóriumok" közül összesen 14 került kiválasztásra, valamint a habitatválasztást meghatározó fontosabb paraméterek feltárására további 14, nem foglalt, kontroll pontnak és körzetének felvételezése is megtörtént. Mivel az így elemzésbe vont pontok kizárólag az intenzív agrárkörnyezetre reprezentatívak, további 14 territórium került kiválasztásra az extenzív gazdálkodással jellemezhető MOSON Project területén, a faj élőhelyválasztásának árnyaltabb és általánosabb érvényű értékeléséhez. A MOSON Project területének homogénebb élőhelyszerkezete és a fűrj relatíve magasabb denzitása miatt kontroll pontok kijelölése itt nem volt lehetséges.

A territóriumok kiválasztásakor mindkét projekt területén belül fontos volt, hogy egymástól legalább 500 m távolságban legyenek. A kontroll pontok kitűzése a „Hawth's Analysis Tools” (BEYER 2004) alkalmazással történt, úgy, hogy a faj számára potenciális növényi kultúrákban válasszon ki helyszíneket (kizárva ezzel az egyéb alkalmatlan helyszíneket, pl. út, tó, lakótelek). A körök középpontja ( $r=75$  m és  $r=500$  m) a territóriumok esetében az éneklő egyed helye (korábbi terepi felmérés), a kontroll helyeknél a generált pontok voltak (15. ábra). A tájléptékű ( $r=500$  m) kiértékelésbe vont jellemzők a következők voltak: fás ökotonok hossza (Wood\_Lgth), gyepes táblaszegélyek hossza (Margin\_Lgth), minimum távolság a fás ökotontól (Wood\_Dist), minimum távolság a gyepes táblaszegélytől (Margin\_Dist), valamint az utak hossza (Road\_Lgth). A fás ökotonok hossza (Wood\_Lgth) a tájléptékű körben ( $r=500$  m) lemért erdősávokat, fasorokat és/vagy bokorsávokat jelentette. A gyepes táblaszegélyek hosszát (Margin\_Lgth) úgy határoztam meg, hogy az nem tartalmazta a fás ökotonok és táblaszegély közötti lágyszárú vegetációs élőhely hosszát. A fás ökotonoktól és gyepes táblaszegélyektől vett minimum távolság (Wood\_Dist és Margin\_Dist) a kör középpontjától mért legközelebbi szegélyélőhely távolsága. Az utak hossza (Road\_Lgth) a körön belül található, földes, kavicsos és aszfalt utak hosszát jelenti.



15. ábra: A LAJTA Project fűrj territörüm és kontroll helyszínei (Forrás: GOOGLE ERATH PRO 2019)

### 3.2.3. Cönológiai felmérések (LAJTA és MOSON Project 2014)

A fűrjek által kedvelt helyszíneken és a kontroll kultúrákban 2014-ben botanikai felvételezés is történt. A felvételek során az adott kultúra lágyszárú/gyomflóráját vizsgáltuk. A felvételezés a BRAUN-BLANQUET módszert követte (JAKUCS & PRÉCSÉNYI 1981). A borításértékek becslése a BALÁZS-UJVÁROSI skála alapján történt. A felmérést a territörüm léptékben végeztük el, így a 75 m sugarú körön belül 5 db, egyenként 5x5 m (25 m<sup>2</sup>) nagyságú kvadrátot mértünk fel.

### 3.2.4. Táplálékkínálat felmérése (LAJTA és MOSON Project 2014)

Az élőhelyenkénti talajfelszínen mozgó ízeltlábú (Arthropoda) táplálék felmérése a nemzetközi gyakorlatban is elfogadott Barber-féle talajcsapdázással (BARBER 1931) történt, 3 dl űrtartalmú és 8 cm szájátmérőjű műanyagpoharakkal, amelyekben ölfolyadéként 70%-os etilén-glikol oldatot használtunk. A poharak fölé alumíniumtetők kerültek, hogy a hulló- és kisémlősfajok csapdába kerülését lehetőleg nullára csökkentjük, továbbá, hogy védjük a csapda tartalmát a lehulló csapadéktól (16. ábra). A táplálékkínálatot a cönológiai felvételezéshez hasonlóan a territörüm léptéken belül ( $r=75$  m) vizsgáltuk. A cönológiai felvételek kvadrátjain belül egy-egy talajcsapda ( $n=5$ ) került kihelyezésre.



16. ábra: Barber-féle talajcsapda, illetve a szétválogatott minták (Fotó: Németh T. M.)

A csapdák 2014. április 30. és augusztus 20. között működtek, kéthetes intervallumokban. A begyűjtött minták válogatása és rendszertani besorolása után (3. táblázat), a minták tartalmát szárítószekrényben 24 órán keresztül 85–90°C-on szárítottuk, ezután következett a száraz biomassa mérése.

3. táblázat: A táplálékinálat-elemzés során azonosított ízeltlábú csoportok

Ízeltlábú csoportok	Rendszertani kategória
Arachnida – Pókszabásúak	Osztály
Isopoda – Ászkarák	Rend
Diplopoda – Ikerszelvényesek	Osztály
Chilopoda – Százlábúak	Osztály
Collembola – Ugróvillások	Rend
Blattodea – Csótányok	Rend
Mantodea – Fogólábúak	Rend
Orthoptera – Egyenesszárnyúak	Rend
Dermaptera – Fülbemászók	Rend
Heteroptera – Poloskák	Alrend
Auchenorrhyncha – Kabócák	Alrend
Coleoptera – Bogarak	Rend
Lepidoptera – Lepkék	Rend
Diptera – Kétszárnyúak	Rend
Hymenoptera – Hártyásszárnyúak	Rend

### 3.2.5. Búvósávok felmérése – kaszálás hatása a fűj egyedekre (MOSON Project 2015)

A kaszálás, illetve a kaszátlanul hagyott búvósávok szerepét a fűjek denzitása valamint területhűsége vonatkozásában a MOSON Project területén vizsgáltam.

A fűjek felmérése a vizsgálatokhoz kiválasztott mintegy 80 hektár nagyságú területen 2015-ben először egy héttel a júniusi kaszálás előtt, majd a következő felmérésre a

kaszás befejezése után két héttel került sor. Az éneklő kakasok felmérése egy transzekt mentén (ÉNY-DK tájolású földút, kb. 1295 m hosszan), naplemente utáni órákban és megfelelő időjárási körülmények mellett történt, a projekt központi területén. Az aktív fűrj kakasok számának feljegyzése mellett hangfelvételeket is készítettünk a fűrj kakasok egyedi elkülönítésére és későbbi azonosítására. A felvételek rögzítésére egy Olympus LS-10 típusú digitális hangfelvevőt, valamint parabolamikrofon-rendszert alkalmaztunk egy AV-JEFE AVL2600 típusú mikrofonnal. A madarakat kb. 15 m-re megközelítve, minden hím egyedenként összesen legalább 60 másodpercnyi hangfelvétel készült, amely megfelelő pontosságú alapadatot szolgáltatott a későbbi kiértékelésekhez. Az éneklő kakasok elkülönítését és újraazonosítását bioakusztikai módszerek segítségével (bővebben 3.3.4. fejezet) végeztük el.

### 3.3. A kiértékelés módszerei

#### 3.3.1. Cönológiai felmérések kiértékelése

A felmért kvadrátokban megállapítottuk az előforduló növényfajok számát, becsülve a borításukat. A lágyszárú diverzitást a SHANNON & WEAVER (1949) által leírt formulával határoztam meg:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

$$\text{ahol: } p_i = \frac{n_i}{N} \quad \text{és} \quad \sum_{i=1}^S p_i = 1$$

ahol:  $H'$ : Shannon diverzitás  
 $S$ : össz fajszám  
 $p_i$ : az  $i$ -edik faj relatív gyakorisága  
 $N$ : összes egyedszáma  
 $n_i$ : az  $i$ -edik faj egyedszáma

#### 3.3.2. Táplálékinálat értékelése

A Barber-csapdák által gyűjtött ízeltlábú minták válogatása sztereomikroszkóp (20–30 szoros nagyítás) segítségével történt, majd taxononként meghatároztuk az egyedszámot. A taxon-diverzitást a SHANNON képlet segítségével határoztam meg.

A növényzet és a táplálékkínálat diverzitását ezen kívül Rényi-féle diverzitási rendezéssel is elemeztem, amely módszer lehetővé teszi a közösségek diverzitásának összehasonlítását egy komplex diverzitási skála mentén (TÓTHMÉRÉSZ 1997). A diverzitási profil megrajzolásához egy egyparaméteres diverzitási függvénycsaládot használunk, aminek van egy  $\alpha$  skálaparamétere ( $\alpha$  rendű entrópia) (RÉNYI 1961, PATIL & TAILLIE 1982), amitől a függvény érzékenysége függ. Egy adott közösséget diverzebbnek nevezünk egy másiknál, ha profilja a másik fölött fut. Ha a profilok metszik egymást, akkor a diverzitás szempontjából a közösségek nem rangsorolhatók egyértelműen.

### 3.3.3. A habitatválasztás értékelése

#### *Jacobs-féle szelektivitási index*

A fűrjek élőhely-preferenciáját a LAJTA Project területén vizsgáltam, figyelembe véve az élőhelykínálatot és a fűrjek által előnyben részesített élőhelyeket. Az értékelést a Jacobs-féle preferencia index segítségével (JACOBS 1974) végeztem el.

$$D=(r-p)/[(r+p)-2rp]$$

ahol:  $r$ : fűrj territóriumok aránya adott kultúrára vonatkoztatva  
 $p$ : adott kultúra aránya a vizsgált évben

Az érték  $-1 \leq D \leq +1$  lehet, ahol  $-1$  az elkerülést, a  $+1$  az abszolút preferenciát fejezi ki.

#### *Főkomponens-analízis (PCA)*

A LAJTA Project területén belül elhelyezkedő territóriumok és a kontrollpontok alapján a fűrj élőhely-preferencia összefüggéseinek feltárásához a felmért vegetáció, táplálékkínálat és egyéb élőhelyszerkezeti jellemzők értékeiből összeállított adatrendszerre főkomponens-analízist végeztem. Ahhoz, hogy az élőhelyválasztást szélesebb spektrumon is értékelni tudjuk, egy következő lépésben a MOSON Project területén lévő territórium pontokat is bevontam az elemzésekbe.

A főkomponens-elemzés (rövidítése PCA – Principal Component Analysis) egy olyan többváltozós statisztikai eljárás (adatredukciós módszer), amivel az adathalmaz dimenzióját csökkenteni lehet, de az adathalmaz karakterisztikája és lényeges információtartalma mégis megmarad (a jelen lévő varianciát a lehető legjobban megtartja), így a benne rejlő minták

megtalálhatók és felismerhetők (JOLLIFFE 2002). A dimenzió csökkentése új attribútumok előállításával történik, amelyekhez a régi attribútumok lineáris kombinációjából jutunk hozzá. Ez úgy zajlik, hogy egy ortogonális (merőleges) transzformáció segítségével az adathalmaz lehetségesen korreláltatható változóit lineárisan korrelálatlan változók értékészletévé formálja át, amiket főkomponenseknek nevezünk. A főkomponensek száma kisebb vagy egyenlő az eredeti változók számával (SZÉKELYI & BARNA 2002). A transzformáció a főkomponenseket a maximum variancia kritérium alapján határozza meg olyan módon, hogy a hozzájuk tartozó sajátértékek alapján sorba is rendezi. A Kaiser kritériumnak megfelelően az egynél nagyobb sajátértékű komponenseket vontam be a további elemzésekbe.

A főkomponens-elemzésbe bevont élőhelyváltozók adatrendszerét a 4. táblázat foglalja össze. A kiinduló élőhelyváltozók átlageltéréseit párosított t-próbával, HUTCHESON (1970) által módosított t-próbával (diverzitások összehasonlítása), illetve egytényezős varianciaanalízissel (ANOVA) vizsgáltam.

4. táblázat: Az élőhelyet leíró jellemzők adatrendszere

Az adatrendszer komponensei	Jelölés az elemzés során
növényzet fajszáma	Plant_S
növényzet diverzitása (Shannon)	Plant_Div
növényzet borítása	Plant_Cov
ízeltlábú egyedszám	Arth_Ind
ízeltlábú tömeg (száraz)	Arth_W
ízeltlábú diverzitás (Shannon)	Arth_Div
fás ökotonok hossza	Wood_Lgth
min. távolság fás ökotontól	Wood_Dist
gyepes táblaszegélyek hossza	Margin_Lgth
min. távolság gyepes táblaszegélytől	Margin_Dist
utak hossza	Road_Lgth

A létrejött új változók (főkomponensek) eltérését t-próbával (a foglalt és kontroll pontok között), illetve egytényezős varianciaanalízissel (ANOVA) elemeztem.

#### *Általánosított lineáris modell (GLMs)*

A főkomponens-analízis során kapott új változókat felhasználva általánosított lineáris modellt (GLMs) alkalmaztam a fűrj jelenlétének előrejelzésére. Mivel a fűrj terület foglaltságot bináris függő változónak tekintjük (jelenlét: 1, hiány: 0), a szignifikanciaszint



megállapításához binomiális hibaszerkezetet (binomial error structure) és logit link funkciót használtam (JANZEN & STERN 1998). A magyarázó változókat (főkomponensek) a modellekbe előrehaladó lépésenkénti szelekcióval (forward stepwise) építettem be. A változók egyenként történő tesztelését követően a szignifikáns hatásúakat ( $p < 0.05$ ) egy közös modellbe vontam össze. A GLMs modell validitását Cohen-féle kappá statisztikával értékeltem, megadva a helyesen besorolt esetek arányát (COHEN 1960), a véletlen folytán előálló esetek valószínűségét figyelembe véve. LANDIS & KOCH (1977) útmutatása alapján, ha a 0–0,4 közötti kappá érték gyenge, a 0,4–0,6 közötti érték közepes, a 0,6–0,8 közötti érték jó, 0,8–1 közötti érték pedig kiváló egybehangzóságot jelent.

### *Diszkriminancia-analízis (DFA)*

A vizsgálati területen felmért fűrjek habitatválasztásának finom eltéréseit az intenzív és extenzív agrárélőhelyeken diszkriminancia-analízis (DFA) segítségével elemeztem. A diszkriminancia-analízis célja, hogy alacsony mérési szintű függő változót magas mérési szintű független változók együttes figyelembevételével magyarázzon.

A diszkriminancia-analízis során a magyarázó változókból (habitatszerkezeti jellemzők) olyan diszkrimináló függvények jönnek létre, amelyek a legnagyobb különbségeket produkálják a függő változóban a definiált csoportok (fűrj territóriumok és kontrollpontok) között.

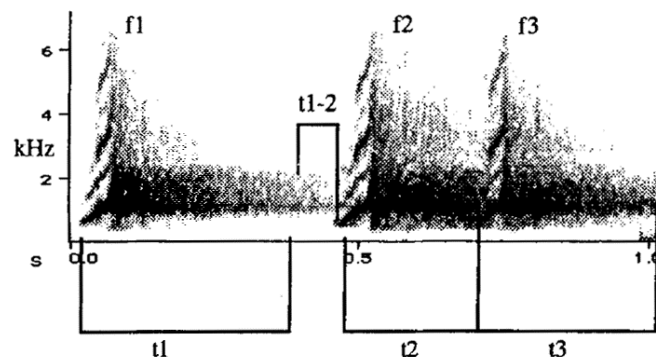
A statisztikai elemzéseket a PAST 3.20 (HAMMER *et al.* 2001), a SAS v. 9.4 (SAS INSTITUTE 2013) és az SPSS v. 20.0 (IBM CORP. 2011) segítségével végeztem el.

### *3.3.4. Bioakusztikus vizsgálat (fűrjek egyedi beazonosítása és a búvósávok szerepe)*

A fűrjkakasokat jellegzetes, ritmikus „pitypalatty” éneke három szótagú strófák ismétlődése, amelyet szintén idő- és frekvenciaváltozók kombinált elemzésével lehet elkülöníteni. Erre COLLINS & GOLDSMITH (1998) dolgoztak ki módszert. Összesen hét hangfizikai változót mértek, ezek rendre:  $f1$ ,  $f2$ ,  $f3$  – a strófa három szótagjának fundamentális vagy ún. csúcsfrekvenciái (maximális amplitúdóhoz tartozó frekvenciaérték);  $t1$ ,  $t2$ ,  $t3$  – a strófát alkotó három szótag hossza, valamint  $t1-2$  – az első két szótag közötti intervallum (17. ábra).

Azonban azt tapasztaltuk, hogy a COLLINS & GOLDSMITH (1998) által mért változók közül az első és harmadik szótaghossz, valamint az első két szótag közötti intervallum mérése jelentős bizonytalansággal terhelt a terepen felvett hangok elemzésekor, mivel a szótagok lecsengése nem egyértelműen meghatározható sem a hanghullámképen, sem pedig a

szonogramon. Ez különösen azokban az esetekben jelentkezik, amikor a hangfelvételen a fűrj hangján kívül egyéb zajok (pl. szél, más madarak hangja, egyenesszárnyúak hangja stb.) is megtalálhatók.

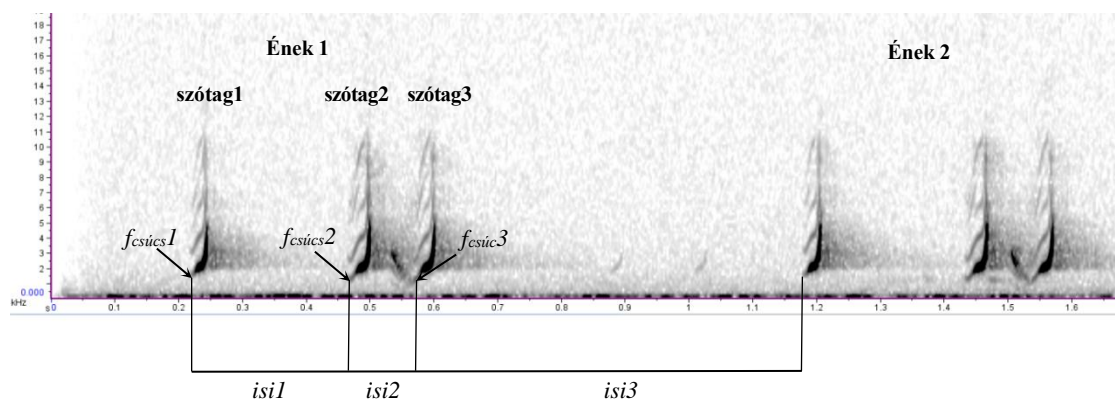


17. ábra: A fűrjkakas hangjának szonogramja COLLINS & GOLDSMITH (1998) nyomán. A  $t_1$ ,  $t_2$ ,  $t_3$  – a szótagok hossza;  $f_1$ ,  $f_2$ ,  $f_3$  – a szótagok fundamentális frekvenciája;  $t_1-2$  – az első két szótag közötti intervallum

Mivel COLLINS & GOLDSMITH (1998) vizsgálatait laborkörülmények között készített hangfelvételeken végezték, így az előbb említett háttérzajok problémája nem jelentkezett, tehát módszerük terepen rögzített fűrjhangok esetében nem alkalmazható.

Ezért az eredeti módszert módosítva, a pontosabb elkülönítést lehetővé tevő új változókat vezettünk be (NÉMETH & WINKLER 2017). A szótaghosszak helyett az egymást követő szótagok kezdete között eltelt időt mértük ( $isi_1$ ,  $isi_2$ ,  $isi_3$ ), az egyes szótagok csúcsfrekvenciái ( $f_{csúcs1}$ ,  $f_{csúcs2}$ ,  $f_{csúcs3}$ ) mellett (18. ábra).

A hangfelvételek .wav formátumban (44,1 kHz frekvencia és 16 bites mintavételi ráta) kerültek rögzítésre. A felvételek elemzését az Adobe Audition 3.0 programmal végeztük. A szótagok kezdete között eltelt időt a „Time Selection Tool” segítségével mértük.



18. ábra: Fűrjkakas énekének szonogramja a MOSON Project területén készített felvétel alapján ( $isi_1$  – az 1. és 2. szótagok közt eltelt idő;  $isi_2$  – a 2. és 3. szótagok közt eltelt idő;  $isi_3$  – a 3. és 1. szótagok közt eltelt idő;  $f_{csúcs1-3}$  – az 1-3. szótagok csúcsfrekvenciái)

Itt a szótag kezdetét a szótag első, kiugró hullámának zero dB pontja jelentette, míg a szótag végét a következő szótag eleje, ezáltal folyamatos a kapcsolat a szótagok között. Az így meghatározott szótag egység tartalmazza a szótag hanghullámát, továbbá a következő szótag kezdetéig tartó szünetet.

A fundamentális frekvenciák mérésében a „Frequency Analysis Tool” segített. A kurzort a szótagon mozgatva kirajzolódik a szótag legnagyobb energiájú (dB) pontja, amelyhez tartozó frekvenciaérték egy tizedes pontossággal leolvasható (19. ábra).



19. ábra: A fundamentális frekvencia mérése a fűj hangok szótagjain – Adobe Audition 3.0

Az egyes fűj egyedekhez tartozó változók statisztikai kiértékelését a korábbi vizsgálatoknál (COLLINS & GOLDSMITH 1998) megadott metodika szerint végeztük. Az elemzésekhez az SPSS Statistics v. 20.0 statisztikai programot használtuk (IBM CORP. 2011).

A fűj egyedekhez tartozó mért hangfizikai változók adatmátrixát diszkriminancia-analízis (DFA) segítségével elemeztük. A diszkriminancia-analízis célja, hogy alacsony mérési szintű függő változót magas mérési szintű független változó (a hang egyes fizikai paraméterei) együttes figyelembevételével magyarázzon.

A diszkriminancia-analízis során a magyarázó változókból olyan diszkrimináló függvények jönnek létre, amelyek a legnagyobb különbségeket produkálják a függő változóban a csoportok (jelen esetben a fűjkakas egyedek) között.

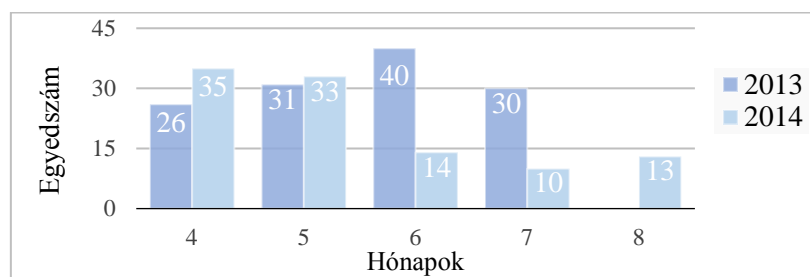
A diszkrimináló függvények az egyes fűrkakasokhoz a hang 6 változója alapján függvényenként egy-egy értéket rendelnek.

Mivel az egyes madarakhoz tartozó változókat 10-szeres ismétléssel elemeztük, ezért a függvények egy egyedhez 10 értéket rendelnek hozzá. A program ezekből az értékekből csoportközepet képez minden egyes madárhoz. A diszkrimináló függvények által meghatározott koordináták alapján számoltuk az egyes csoportközepek közötti euklideszi távolságot, a felmért madarak közti valamennyi kombinációs lehetőséget megvizsgálva, páronként. Korábbi vizsgálatok (PEAKE *et al.* 1996) az euklideszi távolságok mértékét határozták meg az elkülönítés kritériumaként, amelyek közül a legszigorúbb kritérium tartományt vettük figyelembe, miszerint ha a csoportközepek közötti euklideszi távolság  $\leq 4$ , úgy a két felvétel 100%-os bizonyossággal ugyanazon madártól származik.

## 4. Eredmények

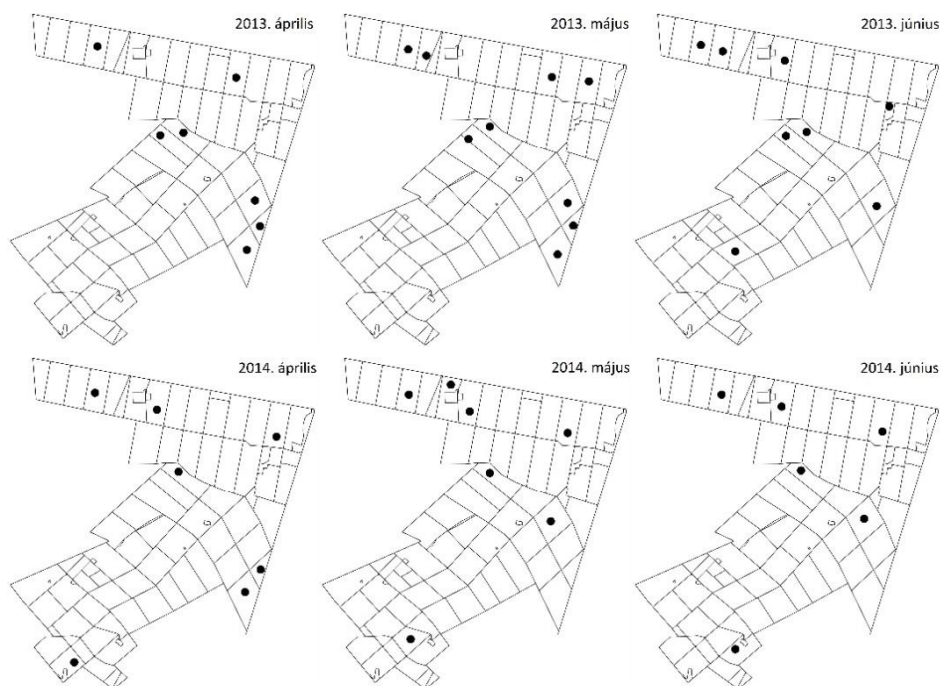
### 4.1. A fűj állományváltozása (LAJTA Project)

A felmérés első évében összesen 127, a második évben 105 éneklő kakast számoltam (20. ábra), ez 2013-ban 1,31 kakas/100 ha, valamint 2014-ben 1,14 kakas/100 ha sűrűséget mutat. Az egyes évek állományai között bár enyhe csökkenés figyelhető meg (17,3%), a két év közötti eltérés nem szignifikáns (Mann-Whitney  $U = 11$ ,  $z = -0,208$ ,  $p = 0,83$ ).



20. ábra: Az éneklő kakasok száma a LAJTA Project területén

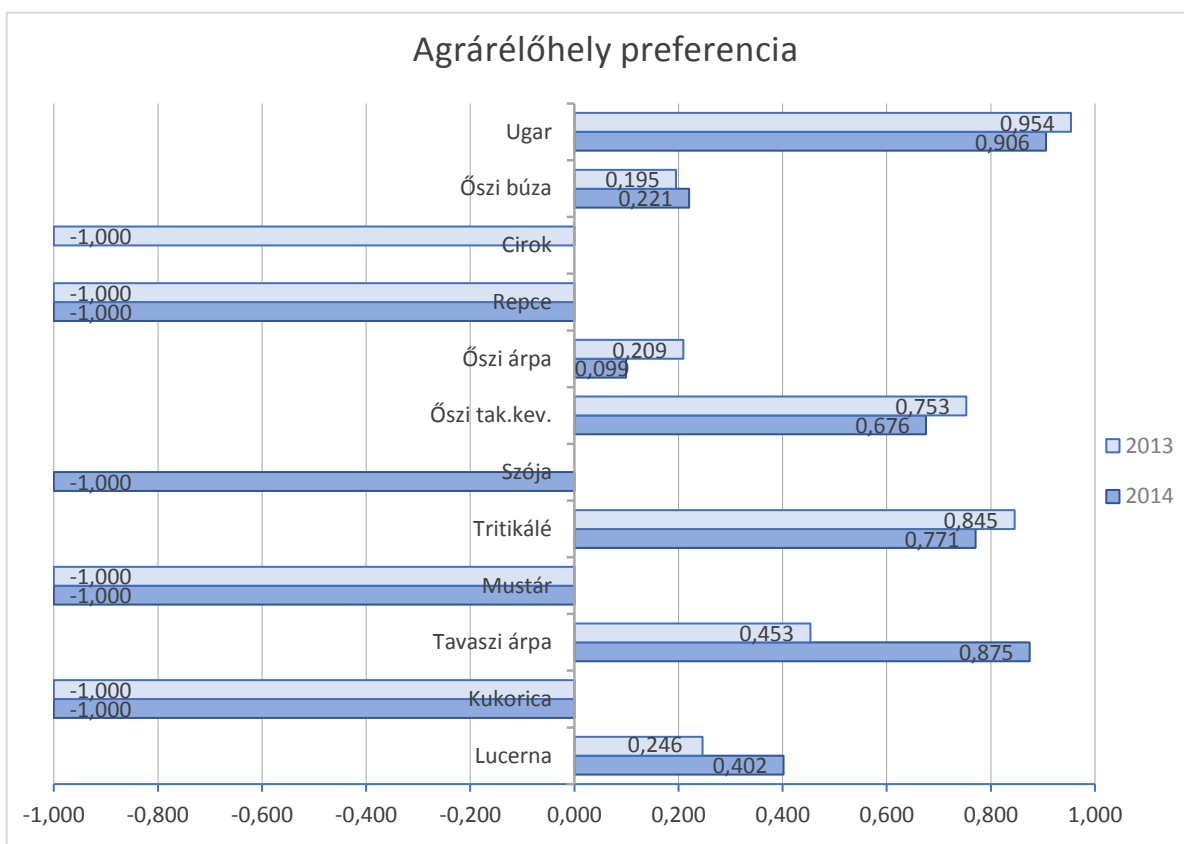
A fűjkakasok gyakran aggregálódnak egy adott területen, ezeket az aggregációs helyeket mutatja be a 21. ábra havi bontásban a LAJTA Project területén belül (aggregációs hely: min. 3 kakas).



21. ábra: Fűj aggregációs helyek a LAJTA Project területén (2013, 2014)

#### 4.2. Élőhely-preferencia vizsgálat (LAJTA Project)

A két év eredményei hasonlóan alakultak a Jacobs-féle preferencia index esetében (22. ábra). Természetesen az egyes kultúrák vetett területének változását követték az index értékei is. A LAJTA Project területén 2013-ban és 2014-ben is a legkedveltebb az ugarterület volt a fűrjek számára ( $D= 0,954$  és  $0,906$ ). 2013-ban a cirok, repce, mustár és kukoricatáblákat elkerülték ( $D= -1$ ), majd ugyanez volt megfigyelhető 2014-ben is az utóbbi három kultúra tekintetében ( $D= -1$ ). 2014-ben cirokvetés nem volt, ebben az évben a negyedik teljesen mellőzött vetemény a szója volt ( $D= -1$ ).



22. ábra: A fűrjek a LAJTA Project területén vetett kultúrák iránti preferenciája

#### 4.3. A fűrj élőhelyválasztását befolyásoló tényezők (LAJTA és MOSON Project)

A fűrj territóriumokban, illetve a kontrollpontokban felmért élőhelyszerkezeti, valamint a táplálékkínálatra vonatkozó változók értékeinek összehasonlítását az 5. táblázat mutatja be.

A LAJTA Project területén felmért fűj territóriumok, valamint kontrollpontok vonatkozásában a növényzetet leíró változók szignifikáns eltérést mutattak, míg az ízeltlábú táplálékkínálat változói közül csak az egyedszámok között adódott szignifikáns különbség.

5. táblázat: A fűj territóriumok, valamint kontroll mintaterületek élőhely-karakterisztikáinak összefoglaló áttekintése (átlag  $\pm$  SE (CV)); az átlagértékek összehasonlítása ( $t$ -próba<sup>a</sup>, módosított  $t$ -próba<sup>b</sup> (Hutcheson) egytényezős ANOVA). \* $p < 0,1$ ; \*\* $p < 0,05$ ; \*\*\* $p < 0,01$ ; ns – nem szignifikáns

	LAJTA Project territórium <sup>1,2</sup>	LAJTA Project kontroll <sup>1,2</sup>	MOSON Project <sup>2</sup>	<sup>1</sup> $t$ -próba (t)	<sup>2</sup> ANOVA (F)
<b>Plant_S</b>	25,1 $\pm$ 1,29 (16,3)	19,4 $\pm$ 0,72 (10,8)	33,9 $\pm$ 1,23 (11,5)	2,698***	34,59***
<b>Plant_Div</b>	2,14 $\pm$ 0,07 (10,8)	1,91 $\pm$ 0,08 (12,5)	2,46 $\pm$ 0,09 (11,2)	2,162***	–
<b>Plant_Cov</b>	41,0 $\pm$ 8,07 (62,2)	25,4 $\pm$ 1,52 (18,9)	94,3 $\pm$ 1,68 (5,6)	2,496***	55,80***
<b>Arth_Ind</b>	1624,8 $\pm$ 215,1 (41,9)	1083,6 $\pm$ 173,0 (50,5)	1733,7 $\pm$ 244,2 (44,5)	2,178***	2,68*
<b>Arth_W</b>	32,1 $\pm$ 5,44 (53,5)	25,1 $\pm$ 7,7 (33,2)	50,6 $\pm$ 6,9 (43,3)	1,040 <sup>a</sup> ns	5,57**
<b>Arth_Div</b>	1,37 $\pm$ 0,04 (9,7)	1,24 $\pm$ 0,06 (16,2)	1,71 $\pm$ 0,09 (16,7)	1,584 <sup>b</sup> ns	–
<b>Wood_Lgth</b>	1387,5 $\pm$ 108,6 (24,7)	1310,0 $\pm$ 74,6 (18,0)	702,5 $\pm$ 147,8 (66,5)	0,988 <sup>a</sup> ns	10,77***
<b>Wood_Dist</b>	199,5 $\pm$ 6,2 (9,8)	71,5 $\pm$ 9,5 (42,0)	244,5 $\pm$ 39,8 (51,6)	11,31****	14,02***
<b>Margin_Lgth</b>	896,0 $\pm$ 137,8 (48,6)	933,5 $\pm$ 102,8 (34,8)	756,5 $\pm$ 45,9 (19,2)	-0,118 <sup>a</sup> ns	0,824 ns
<b>Margin_Dist</b>	234,5 $\pm$ 45,9 (61,9)	204,5 $\pm$ 40,5 (62,7)	256,0 $\pm$ 65,2 (80,5)	0,489 <sup>a</sup> ns	0,251 ns
<b>Road_Lgth</b>	1685,2 $\pm$ 163,4 (30,7)	1492,0 $\pm$ 152,8 (32,4)	1052,5 $\pm$ 230,4 (69,2)	0,864 <sup>a</sup> ns	2,058 ns

Az ízeltlábú táplálékkínálat (6. és 7. táblázat) átlagos értékei azt mutatják, hogy a fűj számára potenciális zsákmányfajok közül mindkét mintaterületen a legnagyobb arányban a bogarak (Coleoptera), hártványászárnyúak (Hymenoptera) és a pókok (Arachnida) közül kerülhettek ki, de a MOSON Project területén még az egyenesszárnyúak (Orthoptera) és az ászkarákok (Isopoda) is fontos szerepet játszhattak a táplálkozásban. Az ugróvillások (Collembola) száma szintén magas volt, de elenyésző adat áll rendelkezésre európai szinten, hogy meghatározó összetevője lenne a fűj táplálékának. A nagyobb méretű epedafikus fajok (pl. *Orchesella* spp., *Seira* spp.) fogyasztása azonban feltételezhető.

6. táblázat: A fűj territóriumok izeltlábú táplálékinálata a LAJTA Project területén (átlagértékek)

	L01	L02	L03	L04	L05	L06	L07	L08	L09	L10	L11	L12	L13	L14
Arachnida	5	21	4	9	2	13	26	1	11	1	18	2	6	2
Isopoda	0	3	0	2	1	51	8	3	0	0	4	1	0	0
Diplopoda	7	5	0	4	0	1	0	0	3	2	4	0	7	1
Chilopoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Collembola	16	47	22	6	8	16	22	9	11	19	36	6	8	14
Blattodea	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mantodea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Orthoptera	0	5	0	0	0	2	1	1	1	0	6	0	2	0
Dermaptera	0	14	0	1	0	10	3	0	0	0	5	0	1	0
Heteroptera	0	4	5	3	1	0	1	2	7	7	1	2	2	4
Auchenorrhyncha	0	9	2	2	0	1	3	3	2	3	0	0	1	2
Coleoptera	98	149	63	78	78	175	161	68	53	76	167	71	61	68
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	47	189	89	54	46	189	216	64	77	66	185	74	81	53
Hymenoptera	11	22	3	7	14	10	39	19	21	19	36	6	8	21

7. táblázat: A fűj territóriumok izeltlábú táplálékinálata a MOSON Project területén (átlagértékek)

	M01	M02	M03	M04	M05	M06	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14
Arachnida	18	9	14	12	7	20	9	4	8	3	15	16	6	15
Isopoda	1	8	0	9	4	0	5	1	5	0	0	6	4	0
Diplopoda	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0
Chilopoda	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Collembola	32	25	47	8	22	26	17	35	16	13	6	9	42	71
Blattodea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mantodea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Orthoptera	8	19	17	35	5	9	4	6	1	7	11	5	0	4
Dermaptera	4	7	7	6	0	5	0	2	2	0	0	3	0	0
Heteroptera	51	38	50	45	57	125	55	49	114	26	60	62	43	15
Auchenorrhyncha	66	56	33	94	56	83	75	72	63	47	54	57	47	34
Coleoptera	198	232	144	179	205	149	128	159	99	223	243	218	179	145
Lepidoptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	85	124	82	105	88	108	61	68	65	57	20	52	64	81
Hymenoptera	45	90	106	75	150	161	85	55	170	73	42	115	82	108

A LAJTA és MOSON Project területén felmért fűj territóriumok gyomvegetáció átlagos borításértékei (8. és 9. táblázat) alapján domináns fajok voltak például az angol perje (*Lolium perenne*), a csomós ebír (*Dactylis glomerata*), a francia perje (*Arrhenatherum elatius*), a szöszös pipitér (*Anthemis austriaca*) és a tarackbúza (*Agropyron repens*) is. Az egyes gabonavetések (pl. őszi árpa, őszi búza, tritikálé) zártabb struktúra és a permetezés folytán kevesebb gyomfajjal, addig az extenzívebben kezelt mosoni terület kvadrátjai több fajjal rendelkeztek.



8. táblázat: A LAJTA Project területén felmért fűfaj territóriumok (L01–L14) gyomvegetációja és átlagos borításértékei (%)

	L01	L02	L03	L04	L05	L06	L07	L08	L09	L10	L11	L12	L13	L14
<i>Achillea millefolium</i>			0,5						0,7		0,3			
<i>Agropyron repens</i>	12,2	26	10	8,6	13	1,2		7,3	10,6	5,6	12	6,5	5,2	14,2
<i>Agrostis tenuis</i>						10,2	5,4							
<i>Amaranthus</i>													0,4	0,3
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>			0,3			0,4		0,6		0,4				
<i>Anagallis arvensis</i>	2,2		1,7										1,1	
<i>Anthemis austriaca</i>	16,5	6,8	12	5,4	4,6	16,8	12,1	0,8	9,1	10,4	5,6	3,8	4,7	8,3
<i>Apera spica-venti</i>					8,9	9,3	4,2		7,3			0,6		3,6
<i>Arctium lappa</i>		0,4			6,5				4,1					
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	4,2		3,2	2,3			0,3	1,4		4,2	0,6		1,4	
<i>Arrhenatherum elatius</i>		14			4,2				2,3		9,3	1,6		4,1
<i>Artemisia absinthium</i>		4,1		0,4							3,2		0,4	
<i>Artemisia vulgaris</i>		2							1,2		1,4			0,6
<i>Atriplex patula</i>		0,3	0,4							0,4				
<i>Avena fatua</i>		0,4					0,3	0,4	1,4		0,8		0,3	1,2
<i>Ballota nigra</i>		1	1,2			26,2	5,8				0,4		0,4	
<i>Bilderdykia</i>		0,6		1,2										
<i>Bromus inermis</i>		1,7			5,4				2,3		1,2		0,8	3,4
<i>Bromus sterilis</i>	7,1	20	5,6	7,5	3,2	1,9	2,8	1,6		5,4	8,6	1,2	5,2	
<i>Bromus tectorum</i>	4,9	4,1	6,2		7,1				5,8	6,8	2,3	3,2	4,3	2,6
<i>Calamagrostis epigeios</i>		3,6												
<i>Cannabis sativa</i>			1,2						1,2	0,6				
<i>Capsella bursa-</i>		0,4		0,3		0,4		1,4	2,4		0,5			0,3
<i>Carduus acanthoides</i>	1,5	7,2		0,7	2,6	3,2	1,8	2,6		3,6	2,3	4,2	1,2	
<i>Carex hirta</i>											0,4			
<i>Chenopodium album</i>		0,1		0,3				0,7		0,5		1,9		
<i>Chenopodium</i>		0,2									0,4			
<i>Cirsium arvense</i>	0,4	1,3					0,3				0,6	1,7	0,8	
<i>Conium maculatum</i>		0,2												
<i>Consolida regalis</i>	1,4	0,3		2,3			0,3	1,2	3,2	1,2	1,3			
<i>Convolvulus arvensis</i>		0,3			3,1	0,2		0,4				1,6	0,6	2,4
<i>Cynodon dactylon</i>					2,8									1,3
<i>Cynoglossum officinale</i>		0,2				0,5					0,4			
<i>Dactylis glomerata</i>		11						0,8			5,3			
<i>Descurainia sophia</i>	14,1	24	10	9,6	5,2	0,4		3,4	2,1	12,4	14	4,2	5,6	7,6
<i>Echium vulgare</i>		0,5												
<i>Erigeron canadensis</i>		0,3	0,4								0,6			
<i>Erodium cicutarium</i>		0,2									0,3			
<i>Eryngium campestre</i>		0,1			4,3			0,4		0,3		1,6		2,6
<i>Euphorbia esula</i>	0,3			0,4							0,7			
<i>Euphorbia falcata</i>													0,4	
<i>Euphorbia helioscopia</i>								0,1						
<i>Festuca pratensis</i>		1,7									1,5			
<i>Galium aparine</i>					1,5									0,2
<i>Galium mollugo</i>		0,8						4,6		0,6	0,4		0,3	
<i>Geranium pusillum</i>		0,4												
<i>Lactuca serriola</i>		0,3										0,4		
<i>Lamium purpureum</i>											0,3			
<i>Lathyrus tuberosus</i>	2,3	0,6	1,7	3,4	0,6			2,6		2,5	2,5		1,6	

8. táblázat: folytatás

	L01	L02	L03	L04	L05	L06	L07	L08	L09	L10	L11	L12	L13	L14
<i>Lepidium draba</i>	1,1	1,4			3,4		0,3			1,5	0,4	2,6	0,4	
<i>Lepidium ruderales</i>									2,4		1,2	1,4		
<i>Linaria vulgaris</i>		0,4									0,6			
<i>Lolium perenne</i>	2,3	0,9	1,6	3,2	4				5,2	1,9	2			2
<i>Matricaria inodora</i>	4,6	28	5,4		3,3	12,1	5,9	4,3			11	9,2	7,2	
<i>Melandrium album</i>	0,8	0,7				2,9	1,9		1,4					
<i>Melilotus albus</i>		38									28			
<i>Mercurialis annua</i>		1,4		1,3		0,4					0,4			
<i>Onopordum acanthium</i>		12	0,8			4,3	1,8		4,4		5,6	1,4		0,9
<i>Papaver rhoeas</i>				0,5		0,4		3,4	3,7		0,5			
<i>Phacelia tanacetifolia</i>	12,7	2,3	9,3	6,1					5,2	7,8	4,2	3,6	2,2	2,3
<i>Polygonum aviculare</i>					6,1							4,1		
<i>Poa pratensis</i>		25									20			
<i>Polygonum aviculare</i>	1,3												1,4	
<i>Reseda lutea</i>							0,5	1,4	1,4		0,4		0,3	
<i>Rubus caesius</i>							0,4		2,8			2,5		
<i>Rumex crispus</i>		4,9	0,3								3,2			
<i>Salvia nemorosa</i>	2,6				4,3					3,4			1,8	2,7
<i>Solidago gigantea</i>		1,3												
<i>Stachys annua</i>		0,6	0,4				0,4				0,6			
<i>Stellaria media</i>		1,2			1,4			2,8			0,4	1,6		2,8
<i>Thlaspi arvense</i>		5,4		0,2						0,4	2,6			
<i>Tragopogon dubius</i>		0,4												
<i>Valerianella locusta</i>									1,4					
<i>Verbascum phlomoides</i>		0,3												
<i>Veronica persica</i>					4,9				2,9	2,3		2,3		
<i>Veronica polita</i>								0,7						
<i>Vicia villosa</i>	0,3							58,5	3,9			35,4		
<i>Viola arvensis</i>						0,3						1,2		

A növényzet és az ízeltlábú táplálék diverzitások összehasonlítását a 23. (a, b) ábrán bemutatott Rényi-féle diverzitási profilok szemléltetik.

A Rényi-féle diverzitási rendezések jól mutatják, hogy mind a növényzet, mind pedig a rovarközösségek diverzitása alapján jól elkülönül az extenzív agrárkörnyezet (MOSON Project). Jól láthatóan az alfa skálaparaméterek teljes spektrumán magasabb értékeket vesznek fel a diverzitási profilok. Az intenzív agrárkörnyezetben felmért foglalt territóriumok és a fűrjek által elkerült kontroll mintapontok mind a növényzet, mind pedig a rovardiverzitás tekintetében hasonló, egymáshoz közel futó profilt mutattak. Kisebbségi eltérés csak a rovarközösségek esetében volt megfigyelhető  $\alpha=0$  skálaparaméternél, ami a fűrj által foglalt területeken magasabb taxogazdagságot reprezentál.

9. táblázat: A MOSON Project területén felmért fűjz terítóriumok (L01–L14) gyomvegetációja és átlagos borításértékei (%)

	M01	M02	M03	M04	M05	M06	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14
<i>Achillea collina</i>	1,7	0,4	0,4				0,4	0,3	4,8	7,3			6,6	0,5
<i>Acinos arvensis</i>											0,4			
<i>Agrimonia eupatoria</i>							16,5		0,5	0,4				12,3
<i>Agrostis stolonifera</i>														
<i>Ajuga chamaepytis</i>											0,3			
<i>Ajuga genevensis</i>				2,6										
<i>Allium scorodoprasum</i>				3,5	0,4		3,9						0,5	
<i>Alopecurus pratensis</i>	0,3													
<i>Alyssum alyssoides</i>							0,4							
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	1,4												0,2	0,4
<i>Anagallis arvensis</i>	0,8									0,2	0,5			
<i>Anthemis arvensis</i>	7,6	2,6	11,8	36,2	4,3	21,4	17,6	1,9	0,4					
<i>Apera spica-venti</i>	0,3			6,5										
<i>Arctium minus</i>														0,5
<i>Arctium tomentosum</i>														0,3
<i>Arenaria serpyllifolia</i>									0,5					
<i>Arrhenatherum elatius</i>		26,9	40,5	35,8	12,9	38,3	46,5		22,9	25,9	21,6	18,6	21,6	23,4
<i>Artemisia absinthium</i>		5,3	4,2	3,3			2,6		0,4	0,3			0,5	37,5
<i>Artemisia campestris</i>											0,4			
<i>Artemisia vulgaris</i>	1,3						1,2						0,2	0,5
<i>Asparagus officinalis</i>														
<i>Atriplex patula</i>														0,4
<i>Atriplex tatarica</i>											0,4			
<i>Avena fatua</i>										5,6	7,9	8,4		7,5
<i>Avena sativa</i>	21,5													
<i>Ballota nigra</i>		0,5		7,6					0,5			0,5		0,2
<i>Berteroa incana</i>							0,5						0,3	
<i>Brassica elongata</i>							0,2							
<i>Bromus arvensis</i>												17,8		
<i>Bromus erectus</i>									26,8					14,8
<i>Bromus hordeaceus</i>	4,6	0,3				34,5	12,9	6,9						
<i>Bromus inermis</i>		15,0	8,6						11,3				0,5	
<i>Bromus sterilis</i>					6,3	1,4	4,3							
<i>Bromus tectorum</i>	0,8		2,3			7,9	5,8	3,3	10,4	8,6	12,1	8,9	10,3	11,7
<i>Calamagrostis epigeios</i>					13,8	2,8	2,9					14,6		18,2
<i>Camelina microcarpa</i>			0,5				1,3							
<i>Cannabis sativa</i>	0,1									0,4				
<i>Cardaria draba</i>	0,9						0,4							
<i>Carduus acanthoides</i>	13,1	0,3	9,0	19,3	25,7	9,4	19,5	4,0	9,3				33,9	0,5
<i>Carduus nutans</i>														
<i>Centaurea scabiosa</i>					0,5		2,6							
<i>Centaurea stoebe</i>			4,5				3,1		0,4					
<i>Centaureum erythraea</i>			0,5											
<i>Cerinthe minor</i>				28,5	3,4					0,3				
<i>Chenopodium album</i>	0,8									0,5	0,5			
<i>Chenopodium hybridum</i>											0,3			
<i>Chondrilla juncea</i>			0,8											
<i>Cirsium arvense</i>	0,8	0,1		0,4	3,1									
<i>Clinopodium vulgare</i>														
<i>Conium maculatum</i>							0,3							0,6
<i>Consolida regalis</i>	0,9			0,8	0,2	0,4		1,2		0,5				

9. táblázat: folytatás

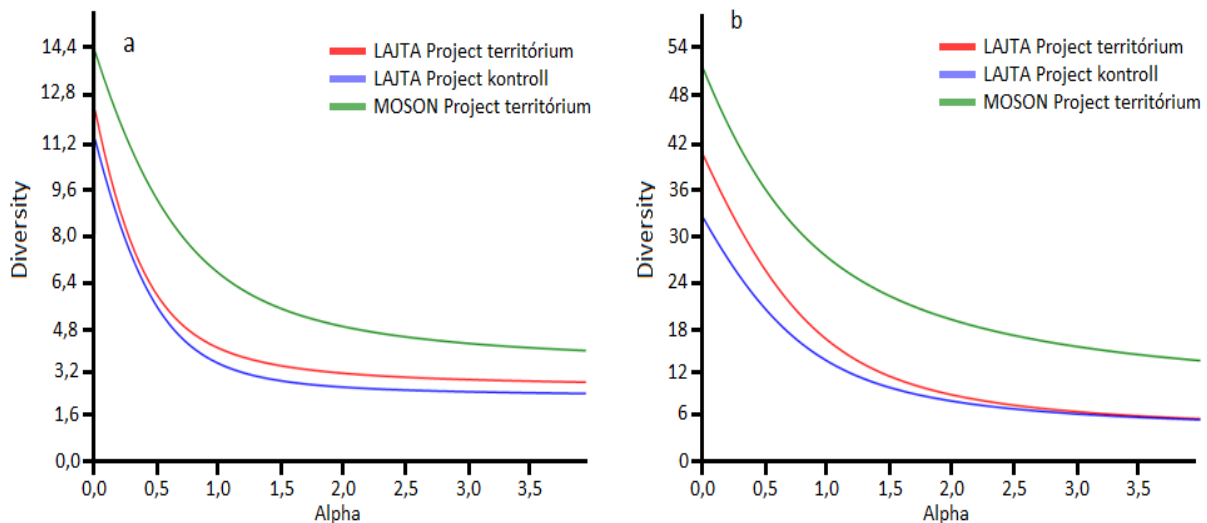
	M01	M02	M03	M04	M05	M06	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,8	7,6	1,2	3,2	0,1	16,7	5,9	8,6	0,5	11,8	0,4		0,2	
<i>Conyza canadensis</i>									0,4	0,3				0,3
<i>Crepis pulchra</i>					0,3									
<i>Crepis setosa</i>							0,4							
<i>Cynoglossum officinale</i>					0,4									
<i>Dactylis glomerata</i>	7,6	1,6	3,3	22,7	16,2	32,5	23,8	32,1		16,9	18,9	14,2	21,3	10,6
<i>Daucus carota</i>													0,3	
<i>Echium vulgare</i>		4,6	14,5	2,8	5,8	6,4	3,3	11,6	0,5	0,2		0,5		
<i>Elymus repens</i>	4,5	1,5		11,6	3,2	22,3	1,9	0,4	16,5	11,4	24,6	22,7		17,9
<i>Epilobium tetragonum</i>			0,5								0,5		0,5	
<i>Erigeron annuus</i>	2,1	0,9	0,3		1,0	14,6	2,6	5,6				0,3	0,2	
<i>Erodium cicutarium</i>	0,2													
<i>Eryngium campestre</i>		2,3	4,2			1,2	7,3	3,3	11,6		0,3			
<i>Euphorbia cyparissias</i>			2,8											
<i>Euphorbia esula</i>									0,5					
<i>Euphorbia exigua</i>												0,5		
<i>Falcaria vulgaris</i>		0,3	0,8		1,3				0,4					
<i>Fallopia convolvulus</i>	0,3									0,3	0,5	0,2		
<i>Festuca pratensis</i>	22,6			1,4						0,5	33,4			
<i>Festuca rupicola</i>			42,1	15,9	38,3	0,4	3,2	4,6	19,8					0,3
<i>Filago vulgaris</i>		0,4	18,3											
<i>Filipendula vulgaris</i>							0,4							
<i>Fumaria schleicheri</i>	0,8													
<i>Galium aparine</i>														0,5
<i>Galium mollugo</i>	0,1													
<i>Galium verum</i>		0,8	6,5	1,3	6,3		19,3		12,1			13,6	14,6	0,2
<i>Humulus lupulus</i>		1,0												
<i>Hypericum perforatum</i>		23,5	37,8	33,5	42,5	22,3	39,0	3,0	26,8	22,4	27,6	11,6	26,3	
<i>Knautia arvensis</i>		0,1		7,6	5,6		8,9			0,7			0,4	
<i>Lactuca serriola</i>	0,1									0,4			0,2	0,5
<i>Lamium amplexicaule</i>	0,4													
<i>Lathyrus tuberosus</i>	0,4			11,8	1,8	2,3	17,1			14,1	0,4		0,3	
<i>Lepidium ruderales</i>							0,8							
<i>Leucanthemum vulgare</i>													0,5	
<i>Linaria vulgaris</i>				5,4			0,4			13,2		0,5	0,3	
<i>Lolium perenne</i>	19,4	8,3	32,5	26,8	47,5	42,7	43,5	39,8	2,6	34,5			39,5	28,2
<i>Matricaria discoidea</i>	0,5													
<i>Medicago lupulina</i>	0,2	0,3			0,5	0,3	0,4							
<i>Melica transsilvanica</i>						0,1		0,4						11,8
<i>Melilotus officinalis</i>	1,5								7,3					
<i>Mercurialis annua</i>	0,1										0,2			
<i>Muscari comosum</i>			0,4		0,9									
<i>Nigella arvensis</i>												0,5		
<i>Papaver rhoeas</i>	0,3			1,4	1,2		0,3		0,5				0,5	0,3
<i>Persicaria maculosa</i>						0,4								
<i>Petrorhagia prolifera</i>									0,2					
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,8	15,6												
<i>Phleum pheloides</i>													0,2	
<i>Picris hieracioides</i>				0,5		1,2								
<i>Plantago lanceolata</i>	2,5	1,5		5,9	0,4	2,6	6,1	5,7	0,8				0,5	
<i>Plantago major</i>	0,8						0,9	0,7						
<i>Plantago media</i>					1,2									

9. táblázat: folytatás

	M01	M02	M03	M04	M05	M06	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14
<i>Poa angustifolia</i>														
<i>Poa pratensis</i>								1,2		11,4	12,3	6,6	13,9	21,5
<i>Polygonum aviculare</i>										0,3			0,5	
<i>Potentilla argentea</i>		8,3	21,0	2,6		0,4	0,2	1,9	0,3					
<i>Potentilla erecta</i>							3,3							
<i>Reseda lutea</i>	0,3		2,8	4,1	0,3				0,3	0,2		0,3	0,5	
<i>Rosa canina</i>														0,4
<i>Rubus caesius</i>		3,8		2,3	4,2		2,6					0,5	6,4	
<i>Rumex crispus</i>		0,4	1,2	0,5		0,3		0,9						
<i>Salvia nemorosa</i>			3,4		1,9		1,9		12,7					
<i>Scabiosa ochroleuca</i>													0,4	
<i>Securigera varia</i>			0,5		3,3		1,5	0,4	0,3					
<i>Seseli spp.</i>			1,6											
<i>Silene alba</i>	1,0	1,5	2,8	7,9	2,2	6,2	0,7	1,3	22,8	11,6	0,5	16,3	0,5	
<i>Silene vulgaris</i>				2,7										
<i>Solanum dulcamara</i>		0,8												
<i>Solidago gigantea</i>	1,5				3,4				0,5		5,8	10,2		
<i>Sonchus asper</i>	0,3													
<i>Sorghum halepense</i>									0,3					
<i>Stachys annua</i>	1,8									0,4	0,5	0,3	0,4	
<i>Taraxacum officinale</i>								0,4						
<i>Thlaspi arvense</i>													0,5	
<i>Torilis arvensis</i>						0,2				0,3				
<i>Tragopogon orientalis</i>	0,3	0,1				0,4	1,5	1,3				0,8		0,2
<i>Trifolium arvense</i>		0,3				4,2	1,2							
<i>Trifolium incarnatum</i>		0,4												
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	1,6	0,1	0,5	4,6	12,8	3,8	0,3	0,6		9,6	0,4	0,2	0,5	0,8
<i>Thymus glabrescens</i>			42,8	1,4	5,6		3,5							
<i>Urtica dioica</i>		0,8												0,5
<i>Verbascum lychnitis</i>			3,4	0,5	0,5	0,1	0,3	1,5		0,5	0,3	0,5		
<i>Verbascum phlomoides</i>			1,5									0,3		
<i>Verbena officinalis</i>	0,9				0,7	0,4		0,8	0,4			0,5		
<i>Vicia angustifolia</i>					0,4	0,7		0,3						
<i>Vicia faba</i>				0,3										
<i>Vicia hirsuta</i>						2,2	2,8	4,2						
<i>Vicia pannonica</i>			0,5											
<i>Viola arvensis</i>	0,4													
<i>Vulpia myuros</i>		10,1	52,5			48,7		17,6						

### Főkomponens-analízis eredményei (LAJTA Project)

A főkomponens-elemzés input adathalmazát a 4. táblázat változói képezték. A főkomponens-analízis eredményeként összesen négy olyan új, egymástól független változó jött létre, amelynek a sajátértéke 1-nél nagyobb.



23. ábra: A területek és kontroll pontok diverzitási profiljai a cönológiai felvételezések (a) és a rovarközösségek (b) alapján

A négy komponens a teljes varianciának a 80,5%-át magyarázza (10. táblázat), ami a vizsgálat szempontjából megfelelő, magas értéknek mondható. A kiválasztott négy főkomponens varimax ortogonális forgatással kapott együtthatóit a 11. táblázat tartalmazza.

Az első főkomponens (PC1) a variancia 32,11%-át magyarázta, nagy súllyal tartalmazva a növényzethez kapcsolódó változókat, mint például a borítás (Plant\_Cov), fajszám (Plant\_S) és diverzitás (Plant\_Div). Emellett jól korrelált még ezzel a főkomponenssel az ízeltlábú abundancia (Arth\_Ind), valamint a legközelebbi erdősávtól mért távolság (Wood\_Dist) is. Az átlagos főkomponens-szkórok e tengely mentén szignifikáns különbséget mutattak a tényleges területek és a fűrek által nem foglalt, kontroll mintakörök között ( $t$  test,  $t = 5,023$ ;  $p < 0,01$ ).

A második főkomponens (PC2) a variancia 20,97%-át fedte le, és nagy súllyal tartalmazta az ízeltlábú táplálékkínálathoz kapcsolódó további változókat, mint a száraz tömeg (Arth\_W), valamint az ízeltlábú közösségek diverzitása (Arth\_Div). Közepes erősségű korrelációval szerepet játszik ennél a főkomponensnél a gyepes táblaszegélyek összhossza (Margin\_Lgth) is. Az átlagos főkomponens-szkórok azonban nem mutattak szignifikáns eltérést a területek és a kontrollpontok között a második főkomponens mentén ( $t$  test,  $t = 0,892$ ; ns).

10. táblázat: A komponensekhez tartozó sajátértékek és a teljes varianciának a komponensekkel magyarázott hányadai (LAJTA Project)

PC	Kezdeti sajátértékek			Főkomponensek előállításakor			Elforgatás után		
	Teljes	Variancia %-ában	Kumulatív %	Teljes	Variancia %-ában	Kumulatív %	Teljes	Variancia %-ában	Kumulatív %
1	3,532	32,113	32,113	3,532	32,113	32,113	2,377	21,607	21,607
2	2,306	20,965	53,078	2,306	20,965	53,078	2,226	20,239	41,846
3	1,718	15,621	68,698	1,718	15,621	68,698	2,114	19,220	61,066
4	1,303	11,843	80,541	1,303	11,843	80,541	1,839	16,715	77,780
5	0,907	8,981	89,522						
6	0,408	4,012	93,534						
7	0,267	2,798	96,332						
8	0,129	1,299	97,631						
9	0,107	1,073	98,704						
10	0,081	0,833	99,537						
11	0,040	0,463	100,000						

A harmadik főkomponens (PC3) a variancia további 15,62%-áért volt felelős, és elsősorban az erdősávok összesített hossza (Wood\_Lgth), valamint a gyepes táblaszegélyektől való távolság (Margin\_Dist) határozta meg. A foglalt territóriumok és a kontrollpontok között viszont nem mutatkozott szignifikáns elkülönülés e főkomponens mentén ( $t$  test,  $t = 1,873$ ; ns).

11. táblázat: A komponens-együtthatók mátrixa varimax forgatás után

	Főkomponens			
	PC1	PC2	PC3	PC4
Plant_S	<b>0,514</b>	0,183	0,319	0,264
Plant_Div	<b>0,603</b>	-0,098	0,290	-0,119
Plant_Cov	<b>0,863</b>	0,244	-0,180	0,096
Arth_Ind	<b>0,667</b>	0,340	-0,187	0,022
Arth_W	-0,231	<b>0,801</b>	-0,196	-0,231
Arth_Div	-0,214	<b>0,870</b>	0,144	0,097
Wood_Lgth	0,311	-0,372	<b>0,796</b>	0,159
Wood_Dist	<b>-0,696</b>	-0,313	0,134	0,221
Margin_Lgth	0,319	<b>0,576</b>	0,276	-0,202
Margin_Dist	-0,361	-0,344	<b>-0,625</b>	-0,033
Road_Lgth	0,193	-0,209	0,220	<b>-0,678</b>

A negyedik főkomponens (PC4) a variancia 11,84%-át írta le, nagy súllyal csupán a mintakörökön belül mért összesített úthosszat (Road\_Lgth) tartalmazva. Mindazonáltal az átlagos főkomponens-szkórok ennél a főkomponensnél sem mutattak szignifikáns eltérést a fűrj territóriumok és a kontroll pontok között ( $t$  test,  $t = 1,516$ ; ns).

A továbbiakban a főkomponens-analízis során kapott új, egymástól független változók előrehaladó lépésenkénti szelekcióval (forward stepwise) kerültek be az általánosított lineáris modellekbe (GLMs), amelynek összefoglaló eredményeit a 12. táblázat tartalmazza.

12. táblázat: Az általánosított lineáris modell (GLMs) eredménye a fűrj jelenlétének predikciójára

Faktorok	$\beta$	SE	$\chi^2$	p
(intercept)	2,018	0,747	7,114	0,008
PC1	0,076	0,017	34,073	0,000
PC3	-0,625	0,210	3,988	0,047
Residual deviance	17,963			

A táblázat csak a szignifikáns hatású változókat tünteti fel. Az első főkomponens (PC1), így az azt meghatározó eredeti faktorok (növényzet változói, ízeltlábú egyedszám, fás ökotonoktól való távolság) pozitív hatással voltak a fűrj jelenlétének valószínűségére ( $\beta = 0,076$ ). Egyben ez a főkomponens volt a legerősebben befolyásoló változó a modellben ( $\chi^2 = 34,073$ ).

A harmadik főkomponens (PC3), illetve az azt meghatározó változók (fás ökotonok hossza, táblaszegélytől való távolság) kevésbé voltak meghatározók ( $\chi^2 = 3,988$ ), de szintén szignifikáns hatással bírnak a fűrjek jelenlétének valószínűségére. A kapott modell jobb illeszkedést mutatott a fűrj fészkelőhabitat előrejelzésére a jelenlét esetében (70,4%), összehasonlítva a helyesen besorolt esetek arányát a nem foglalt (hiány), kontroll habitatok vonatkozásában (62,6%). A GLMs modell validitását vizsgálva a Cohen-féle kappá érték 0,441-nek adódott, ami közepes illeszkedést jelent az adatokhoz.

#### *Főkomponens-analízis eredményei (LAJTA és MOSON Project)*

Ahhoz, hogy teljesebb képet tudjunk alkotni a fűrj élőhelyválasztásáról, az extenzívebben kezelt MOSON Project területén felmért territóriumok élőhelyi paramétereit is bevontam a vizsgálatokba. Az így lefuttatott főkomponens-analízis eredményeként három olyan, egymástól független változó jött létre, amelynek a sajátértéke 1-nél nagyobb. A három



komponens a teljes varianciának több, mint kétharmadát (70,6%) magyarázza, ami az értékelés szempontjából megfelelőnek mondható (13. táblázat). A három főkomponens varimax ortogonális forgatással kapott együtthatóit a 14. táblázat tartalmazza.

Az első főkomponens (PC1) a variancia 41,01%-át magyarázta. A MOSON Project területeivel kibővített elemzésben hasonlóképpen nagy súllyal szerepelnek a növényzeti változók: a fajszám (Plant\_S), diverzitás (Plant\_Div) és borítás (Plant\_Cov). Az ízeltlábú táplálékkínálatot jellemző változók közül itt a diverzitás (Arth\_Div), valamint a száraz tömeg (Arth\_W) mutattak erősebb korrelációt az első főkomponenssel. Az átlagos főkomponens-szkórok szignifikáns különbséget mutattak az első főkomponens tengelye mentén (egytényezős ANOVA,  $F(2, 39) = 32.68$ ;  $p < 0,01$ ).

A második főkomponens (PC2) a variancia további 17,14%-át fedte le, nagy súllyal ennél a főkomponensnél az ízeltlábú egyedszám (Arth\_Ind), a szegélyöktonoktól való távolság (Wood\_Dist, Margin\_Dist), valamint az erdősávok hossza (Wood\_Lgth) változók jelentek meg. Az átlagos főkomponens-szkórok e tengely mentén is szignifikáns különbséget mutattak (egytényezős ANOVA,  $F(2, 39) = 4,71$ ;  $p < 0,05$ ).

13. táblázat: A komponensekhez tartozó sajátértékek és a teljes varianciának a komponensekkel magyarázott hányadai (LAJTA és MOSON Project)

PC	Kezdeti sajátértékek			Főkomponensek előállításakor			Elforgatás után		
	Teljes	Variancia %-ában	Kumulatív %	Teljes	Variancia %-ában	Kumulatív %	Teljes	Variancia %-ában	Kumulatív %
1	4,353	41,069	41,069	4,353	39,569	39,569	3,524	32,038	32,038
2	1,660	17,142	58,211	1,660	15,088	54,658	2,106	19,145	51,182
3	1,134	12,384	70,595	1,134	10,312	64,969	1,517	13,787	64,969
4	0,994	8,364	78,959						
5	0,868	6,002	84,961						
6	0,683	4,812	89,773						
7	0,484	3,965	93,738						
8	0,461	3,392	97,13						
9	0,251	1,997	99,127						
10	0,071	0,489	99,616						
11	0,042	0,384	100,000						

A táblaszegélyek (Margin\_Lgth) és az utak hossza (Road\_Lgth) által leginkább meghatározott harmadik főkomponens (PC3) a variancia 12,38%-át magyarázta, azonban nem mutatkozott szignifikáns eltérés az átlagos főkomponens-szkórok között (egytényezős ANOVA,  $F(2,39) = 0,63$ ;  $p = 0,446$ ; ns).

14. táblázat: A komponens-együtthatók mátrixa varimax forgatás után

	Főkomponens		
	PC1	PC2	PC3
<b>Plant_S</b>	<b>0,916</b>	0,120	-0,129
<b>Plant_Div</b>	<b>0,807</b>	0,136	-0,258
<b>Plant_Cov</b>	<b>0,877</b>	0,365	-0,068
<b>Arth_Ind</b>	0,174	<b>0,593</b>	-0,048
<b>Arth_W</b>	<b>0,653</b>	0,461	0,071
<b>Arth_Div</b>	<b>0,753</b>	-0,122	-0,178
<b>Wood_Lgth</b>	-0,200	<b>-0,629</b>	-0,030
<b>Wood_Dist</b>	0,290	<b>0,637</b>	-0,326
<b>Margin_Lgth</b>	-0,124	0,281	<b>0,849</b>
<b>Margin_Dist</b>	0,246	<b>-0,570</b>	-0,165
<b>Road_Lgth</b>	-0,198	-0,395	<b>0,732</b>

*Diszkriminancia-analízis eredményei (LAJTA és MOSON Project)*

A diszkriminancia-analízis segítségével arra a kérdésre kerestem a választ, hogy mutatkozik-e eltérés intenzív és extenzív agrárkörnyezetben a fűrj habitatválasztásában. Az analízisbe a LAJTA Project kontrollpontjait is bevontuk. Összesen három diszkrimináló függvény jött létre a 42 felmért mintakör élőhelyjellemzőinek analízise során. A diszkrimináló függvények standardizált együtthatóinak értékeit a 15. táblázat tartalmazza. Látható, hogy az első diszkrimináló függvényt legerősebben a növényzet borítása (Plant\_Cov) határozza meg, ezután következik sorrendben az erdősávoktól való távolság (Wood\_Dist), valamint az erdősávok hossza (Wood\_Lgth). Szükséges ellenőrizni, hogy az eljárás valóban olyan diszkrimináló függvényeket hozott létre, amelyek értékei a lehető legnagyobb mértékben eltérnek a vizsgált intenzív és extenzív fészkelőhelyek, valamint a kontroll élőhelyek között. Ezt mutatják a Wilks' Lambda-teszt értékei és a hozzá tartozó szignifikanciák (16. táblázat).

Az első teszt (1-től 3-ig) esetében – a mindhárom diszkrimináló függvény által együttesen magyarázatlanul hagyott négyzetösszeget a függvények teljes heterogenitását jelentő négyzetösszeghez viszonyítva – az eredmények azt mutatják, hogy az élőhelyeket leíró folytonos változók együttes hatása alapján az extenzív és intenzív agrárélőhelyek – utóbbin belül pedig a fészkelőhelyek és kontroll mintaterületek is –, szétváltnak egymástól (Wilks teszt:  $\lambda = 0,003$ ,  $\chi^2 = 409,994$ ;  $p < 0,0001$ ), és a csoportok centroidjai közötti különbség szignifikáns.

15. táblázat: A kanonikus diszkriminancia függvények standardizált együtthatói

	Diszkrimináló függvény		
	DF1	DF2	DF3
Plant_S	-0,061	<b>-0,638</b>	0,420
Plant_Div	0,369	<b>0,879</b>	-0,066
Plant_Cov	<b>0,963</b>	-0,313	-0,160
Arth_Ind	0,115	<b>0,851</b>	0,475
Arth_W	-0,464	0,015	0,176
Arth_Div	0,392	<b>0,623</b>	-0,277
Wood_Lgth	<b>0,695</b>	0,318	0,030
Wood_Dist	<b>-0,946</b>	0,438	-0,114
Margin_Lgth	-0,190	-0,005	-0,243
Margin_Dist	0,236	0,497	0,172
Road_Lgth	0,360	0,931	<b>0,731</b>

A következő teszt (2-től 3-ig) azt vizsgálja, hogy az első függvényt kihagyva a modellből a többi diszkrimináló függvény a teljes heterogenitás mekkora részét hagyja magyarázatlanul. Fokozatosan kihagyva a többi függvényt is az elemzésből, a további tesztekkel arra az eredményre jutunk, hogy mindegyik variáció szignifikáns különbséget ad a jellemzők között, bár az utolsó teszt esetében (egyedül a 3. diszkrimináló függvényt véve) a diszkrimináló erő már láthatóan kisebb.

16. táblázat: A diszkrimináló függvények tesztje

Függvény-teszt	Wilks' Lambda	Chi-négyzet	df	Sig.
1-től 3-ig	0,003	409,994	12	0,000
2-től 3-ig	0,046	80,215	6	0,000
3	0,346	27,580	2	0,000

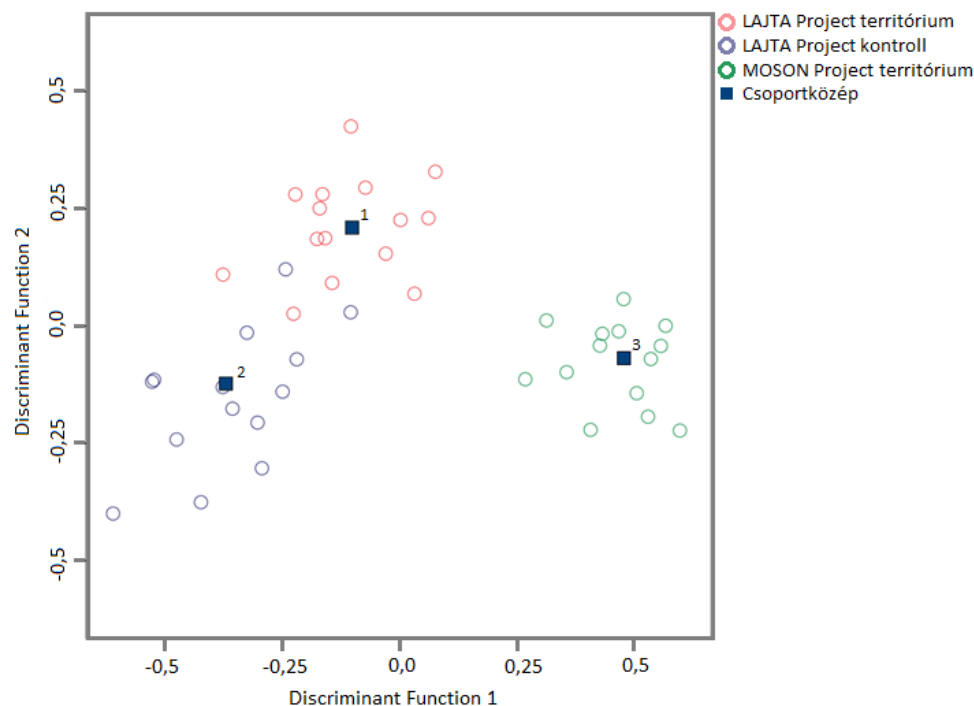
A sajátértékek a diszkrimináló függvények által megmagyarázott és megmagyarázatlanul hagyott heterogenitás hányadosai (17. táblázat). A táblázatból az is kiolvasható, hogy a teljes megmagyarázott hányadot 100%-nak tekintve az egyes diszkrimináló függvények hogyan osztoznak ezen a magyarázaton. Látható, hogy a megmagyarázott hányad legnagyobb részben (77,7%) az első, leginkább a növényzet borítása, valamint a fás ökotonok hossza, illetve az azoktól való távolság által meghatározott diszkrimináló függvénynek köszönhető. A diszkriminancia-analízis a változók alapján a felmért pontokat három jól elkülöníthető diszkrét csoportba sorolta, a helyesen besorolt esetek aránya 96,7%-nak adódott. A 24. ábra ezt a három csoportot szemlélteti az első két diszkrimináló függvény által kifeszített kétdimenziós térben. Az

intenzív (LAJTA Project) és extenzív (MOSON Project) élőhelyek határozott elkülönülést mutattak.

17. táblázat: A diszkrimináló függvények értelmezett varianciája

Függvény	Sajátérték	A variancia %-ában	Kumulatív %	Kanonikus korreláció
1	6,572	77,7	77,7	0,932
2	2,865	17,9	95,6	0,809
3	1,102	4,4	100,0	0,737

A LAJTA Project területén belül, a fűrj territóriumok és a kontroll mintapontok között kisebb átfedés ugyan mutatkozik az első két diszkrimináló függvény által meghatározott síkon, a csoportok centroidjai közötti szignifikáns különbség azonban azt mutatja, hogy a foglalt és kontroll élőhelyek is jól szétválnak egymástól az első három diszkrimináló függvény által meghatározott topológiai térben.



24. ábra: Fűrj territóriumok és kontroll pontok diszkriminancia topológiája az élőhelyváltozók alapján létrejött függvények szerint

#### 4.4. Búvósávok szerepének vizsgálata (MOSON Project)

A MOSON Project területén végzett vizsgálat során, a kaszálás előtti (BM: before mowing) első felméréskor (2015.06.05.) összesen 18 fűrjkakas hangját sikerült felvenni. A kaszálást követő (AM: after mowing) második felmérés során (2015.07.03.) 14 egyed hangját

rögzítettük. A kaszálás után a legtöbb egyed énekét a búvósávokban vettük fel, és csak két kakas énekelt a kaszált, nyílt területen. Az egyes felmért fürj egyedekhez tartozó, min. 1 perc hosszú hangminták vizsgált hangfizikai változóira kapott átlagértékeket a 18. táblázat tartalmazza.

18. táblázat: A felvett fürj hangok paraméterei (Mean $\pm$ SD) (rövidítéseket ld. 18. ábra)

Fürj egyed jelölése	<i>isi1</i> (sec)	<i>isi2</i> (sec)	<i>isi3</i> (sec)	<i>f<sub>csúcs1</sub></i> (Hz)	<i>f<sub>csúcs2</sub></i> (Hz)	<i>f<sub>csúcs3</sub></i> (Hz)
kaszálás előtti felvételek (BM)						
BM1	0.215 $\pm$ 0.002	0.127 $\pm$ 0.002	0.630 $\pm$ 0.013	2090.1 $\pm$ 2.997	2131.2 $\pm$ 1.581	2040.8 $\pm$ 1.885
BM2	0.256 $\pm$ 0.004	0.103 $\pm$ 0.002	0.606 $\pm$ 0.016	2088.7 $\pm$ 4.400	2040.6 $\pm$ 5.423	2045.1 $\pm$ 2.232
BM3	0.213 $\pm$ 0.003	0.111 $\pm$ 0.001	0.667 $\pm$ 0.018	1962.9 $\pm$ 2.825	1967.8 $\pm$ 12.620	1967.2 $\pm$ 11.805
BM4	0.322 $\pm$ 0.006	0.113 $\pm$ 0.002	0.598 $\pm$ 0.019	2132.8 $\pm$ 1.553	2130.8 $\pm$ 2.167	2170.0 $\pm$ 2.619
BM5	0.244 $\pm$ 0.004	0.126 $\pm$ 0.001	0.649 $\pm$ 0.020	2006.7 $\pm$ 1.488	2005.7 $\pm$ 2.493	2002.8 $\pm$ 3.603
BM6	0.191 $\pm$ 0.004	0.104 $\pm$ 0.001	0.679 $\pm$ 0.021	2130.6 $\pm$ 4.596	2129.6 $\pm$ 1.768	2088.0 $\pm$ 4.036
BM7	0.160 $\pm$ 0.003	0.085 $\pm$ 0.001	0.572 $\pm$ 0.013	2110.3 $\pm$ 5.731	2130.3 $\pm$ 3.777	2132.0 $\pm$ 4.209
BM8	0.201 $\pm$ 0.002	0.118 $\pm$ 0.001	0.577 $\pm$ 0.030	2006.0 $\pm$ 2.268	2000.1 $\pm$ 9.125	2004.3 $\pm$ 4.534
BM9	0.266 $\pm$ 0.003	0.118 $\pm$ 0.002	0.700 $\pm$ 0.061	2002.8 $\pm$ 2.949	2003.7 $\pm$ 3.770	2002.7 $\pm$ 4.268
BM10	0.183 $\pm$ 0.002	0.137 $\pm$ 0.002	0.615 $\pm$ 0.025	2049.6 $\pm$ 4.438	2049.2 $\pm$ 3.284	2051.0 $\pm$ 6.000
BM11	0.187 $\pm$ 0.004	0.102 $\pm$ 0.001	0.607 $\pm$ 0.016	1996.5 $\pm$ 2.878	1994.6 $\pm$ 2.138	1994.0 $\pm$ 4.309
BM12	0.235 $\pm$ 0.005	0.150 $\pm$ 0.003	0.593 $\pm$ 0.025	1992.7 $\pm$ 4.166	1994.7 $\pm$ 3.370	1991.6 $\pm$ 4.406
BM13	0.234 $\pm$ 0.002	0.129 $\pm$ 0.001	0.621 $\pm$ 0.020	2043.7 $\pm$ 3.105	2042.5 $\pm$ 3.423	2042.0 $\pm$ 1.690
BM14	0.267 $\pm$ 0.004	0.127 $\pm$ 0.002	0.566 $\pm$ 0.015	1997.0 $\pm$ 2.138	1997.4 $\pm$ 1.669	1996.3 $\pm$ 1.923
BM15	0.213 $\pm$ 0.003	0.099 $\pm$ 0.002	0.723 $\pm$ 0.043	2048.3 $\pm$ 3.503	2047.7 $\pm$ 3.327	1961.7 $\pm$ 3.926
BM16	0.183 $\pm$ 0.003	0.093 $\pm$ 0.002	0.776 $\pm$ 0.055	2049.4 $\pm$ 4.811	2054.1 $\pm$ 5.027	2086.0 $\pm$ 14.590
BM17	0.258 $\pm$ 0.004	0.130 $\pm$ 0.002	0.683 $\pm$ 0.019	1896.2 $\pm$ 3.655	1897.1 $\pm$ 4.581	1901.6 $\pm$ 3.420
BM18	0.238 $\pm$ 0.004	0.118 $\pm$ 0.002	0.707 $\pm$ 0.031	2261.6 $\pm$ 3.249	2259.6 $\pm$ 1.847	2261.7 $\pm$ 1.753
kaszálás utáni felvételek (AM)						
AM1	0.257 $\pm$ 0.003	0.102 $\pm$ 0.002	0.603 $\pm$ 0.015	2087.1 $\pm$ 2.800	2041.3 $\pm$ 3.105	2044.6 $\pm$ 2.722
AM2	0.212 $\pm$ 0.002	0.110 $\pm$ 0.001	0.679 $\pm$ 0.019	1961.5 $\pm$ 2.777	1963.7 $\pm$ 4.991	1965.1 $\pm$ 3.727
AM3	0.237 $\pm$ 0.003	0.121 $\pm$ 0.003	0.629 $\pm$ 0.018	1839.8 $\pm$ 1.885	1838.8 $\pm$ 1.885	1848.2 $\pm$ 2.816
AM4	0.220 $\pm$ 0.003	0.108 $\pm$ 0.002	0.805 $\pm$ 0.052	2088.5 $\pm$ 1.927	2087.0 $\pm$ 1.927	2000.1 $\pm$ 7.553
AM5	0.192 $\pm$ 0.003	0.104 $\pm$ 0.001	0.683 $\pm$ 0.023	2131.8 $\pm$ 2.748	2129.8 $\pm$ 1.727	2086.7 $\pm$ 4.367
AM6	0.320 $\pm$ 0.003	0.112 $\pm$ 0.002	0.601 $\pm$ 0.017	2133.2 $\pm$ 1.165	2132.2 $\pm$ 1.553	2171.0 $\pm$ 2.828
AM7	0.271 $\pm$ 0.002	0.116 $\pm$ 0.004	0.583 $\pm$ 0.034	2041.5 $\pm$ 2.204	2042.2 $\pm$ 1.685	2041.7 $\pm$ 1.282
AM8	0.257 $\pm$ 0.002	0.130 $\pm$ 0.002	0.689 $\pm$ 0.021	1897.4 $\pm$ 2.507	1898.6 $\pm$ 3.335	1902.8 $\pm$ 2.031
AM9	0.186 $\pm$ 0.003	0.102 $\pm$ 0.001	0.616 $\pm$ 0.022	1995.2 $\pm$ 2.188	1995.5 $\pm$ 2.138	1994.2 $\pm$ 2.915
AM10	0.235 $\pm$ 0.004	0.151 $\pm$ 0.001	0.600 $\pm$ 0.021	1993.9 $\pm$ 3.137	1995.1 $\pm$ 2.532	1988.5 $\pm$ 3.857
AM11	0.265 $\pm$ 0.003	0.127 $\pm$ 0.001	0.573 $\pm$ 0.023	1996.1 $\pm$ 1.959	1997.3 $\pm$ 1.302	1995.2 $\pm$ 1.832
AM12	0.159 $\pm$ 0.003	0.085 $\pm$ 0.001	0.566 $\pm$ 0.016	2112.2 $\pm$ 3.834	2132.1 $\pm$ 2.696	2131.6 $\pm$ 2.504
AM13	0.253 $\pm$ 0.004	0.102 $\pm$ 0.002	0.656 $\pm$ 0.020	2196.5 $\pm$ 12.843	2068.8 $\pm$ 21.570	2105.7 $\pm$ 31.486
AM14	0.203 $\pm$ 0.005	0.114 $\pm$ 0.002	0.840 $\pm$ 0.069	2032.7 $\pm$ 1.581	2034.1 $\pm$ 3.991	2036.8 $\pm$ 2.835

Az analízis során a magyarázó változókból olyan diszkrimináló függvények jöttek létre, amelyek a legnagyobb különbségeket produkálták a függő változóban a csoportok között.

A fűrj egyedektől származó hangminták hangfizikai változóinak elemzésével kapott modellben összesen hat diszkrimináló függvény jött létre, amelyek standardizált együtthatóinak értékeit a 19. táblázat tartalmazza.

19. táblázat: A kanonikus diszkriminancia függvények standardizált együtthatói

	Diszkrimináló függvény					
	DF1	DF2	DF3	DF4	DF5	DF5
$f_{csúcs1}$	0,280	0,096	-0,012	0,095	0,027	<b>0,950</b>
$f_{csúcs2}$	<b>0,769</b>	0,170	0,208	0,220	-0,002	-0,538
$f_{csúcs3}$	0,553	0,250	-0,032	<b>-0,739</b>	0,130	0,261
$isi1$	-0,137	<b>0,922</b>	-0,245	0,211	-0,163	0,025
$isi2$	-0,218	0,269	<b>0,904</b>	-0,074	0,183	0,152
$isi3$	0,006	-0,034	-0,035	0,201	<b>0,976</b>	-0,072

Az első, egyben legnagyobb diszkrimináló erővel bíró függvényt legerősebben a második szótag legnagyobb amplitúdónál mért frekvenciája ( $f_{csúcs2}$ ) határozza meg. A második diszkrimináló függvényt legerősebben az első két szótag között eltelt idő ( $isi1$ ) befolyásolja. A további diszkrimináló függvények az első kettővel összehasonlítva csekély (<10%) diszkrimináló erővel bírnak (20. táblázat), így a többi változónak a modellben kisebb a szerepe.

20. táblázat: A diszkrimináló függvények értelmezett varianciája

Függvény	Sajátérték	A variancia %-ában	Kumulatív %	Kanonikus korreláció
<b>1</b>	430,344	62,9	62,9	0,999
<b>2</b>	170,459	24,9	87,8	0,997
<b>3</b>	56,605	8,3	96,0	0,991
<b>4</b>	19,482	2,8	98,9	0,975
<b>5</b>	5,288	0,8	99,7	0,917
<b>6</b>	2,270	0,3	100,0	0,833

A Wilks' Lambda-teszt értékeit és a vonatkozó szignifikanciákat az 21. táblázat tartalmazza. Az első teszt (1-től 6-ig), mind a hat diszkrimináló függvény által együttesen magyarázatlanul hagyott négyzetösszeget a függvények teljes heterogenitását jelentő négyzetösszeghez viszonyítja. Az eredmények azt mutatják, hogy a hat függvény együtt szignifikáns különbséget produkál a függő változó, a fűrj egyedek között. A következő teszt (2-től 6-ig) azt vizsgálja, hogy az első függvényt elhagyva a modellből a többi függvény a

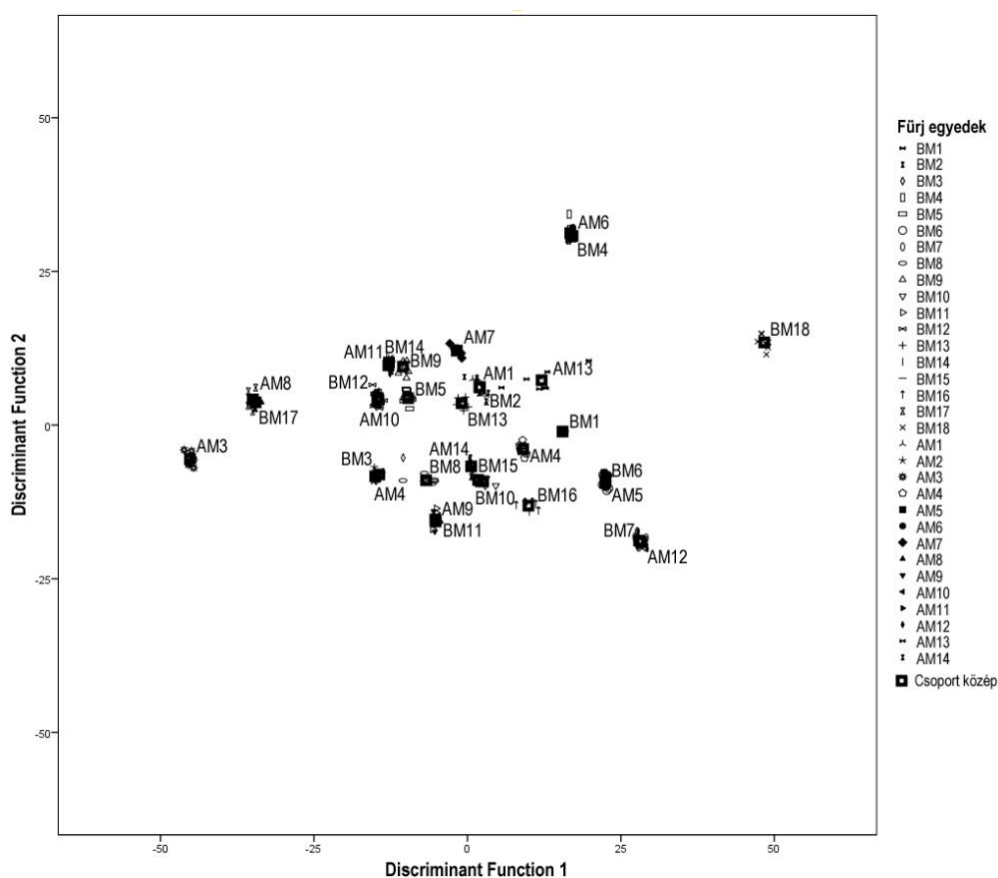
teljes heterogenitás mekkora részét hagyja magyarázat nélkül. Fokozatosan kihagyva a többi függvényt is a tesztek közül azt az eredményt kapjuk, hogy mind a hat variáció szignifikáns különbséget ad a jellemzők között.

A diszkriminancia-analízis a bemenő adatokat 32 csoportba sorolta, amely mindegyike egy-egy fűrj egyedet képvisel. A helyesen besorolt esetek aránya 88,1%-nek adódott.

21. táblázat: A diszkrimináló függvények tesztje

Függvény-teszt	Wilks' Lambda	Chi-négyzet	df	Sig.
1-től 6-ig	0,000	5028,640	186	0,000
2-től 6-ig	0,000	3596,850	150	0,000
3-től 6-ig	0,000	2382,784	116	0,000
4-től 6-ig	0,002	1426,133	84	0,000
5-től 6-ig	0,049	713,519	54	0,000
6	0,306	279,582	26	0,000

A 25. ábra ezt a 32 csoportot szemlélteti az első két diszkrimináló függvény által meghatározott topológiai síkon.



25. ábra: A kanonikus változók alapján csoportosított fűrj egyedek diszkriminancia topológiája

Bár több madárhoz tartozó csoportközepek is közel esnek egymáshoz ebben a redukált kétdimenziós térben, egzakt elkülönítést az euklideszi távolságok adhatnak, figyelembe véve az összes diszkrimináló függvény által meghatározott többdimenziós teret.

Az euklideszi távolságok alapján, a legszigorúbb kritériumtartományt (<4) figyelembe véve kilenc esetben találtunk egyezést a felvételezési időszakok között. Az újraazonosított egyedek rendre a következők: BM2–AM1, BM3–AM2, BM4–AM6, BM6–AM5, BM7–AM12, BM11–AM9, BM12–AM10, BM14–AM11, BM17–AM8. Ezt követően az összes vizsgált hangfizikai paraméter összehasonlítása történt meg (kétmintás t-próba), az egyedi beazonosítás igazolására (22. táblázat). Jól látszik, hogy mindössze két esetben adódott szignifikáns eltérés az értékek között. Az egyik eltérés a BM4 és AM6 kóddal jelölt, újraazonosított egyedre vonatkozott, ahol is a második szótag csúcsfrekvenciájában mutatkozott különbség. A másik eset a BM11 és AM9 jelű, újraazonosított fűrj kakasnál adódott az első és második szótag között eltelt idő vonatkozásában. Mivel azonban a random kiválasztott hangok hasonló intra-individuális variációt mutattak e két változóra, úgy tekinthetjük, hogy mindkét esetben újra ugyanazt a madarat sikerült beazonosítani.

22. táblázat: A beazonosított fűrj egyedek hangfizikai paramétereinek értékei

Fűrj egyed jelölése	$isi1$	$isi2$	$isi3$	$f_{csúcs1}$	$f_{csúcs2}$	$f_{csúcs3}$
BM2–AM1	$t = -0.382$ $p = 0.714$	$t = -0.491$ $p = 0.638$	$t = 0.910$ $p = 0.393$	$t = 1.328$ $p = 0.226$	$t = -0.741$ $p = 0.638$	$t = 0.404$ $p = 0.699$
BM3–AM2	$t = 0.798$ $p = 0.451$	$t = 1.323$ $p = 0.228$	$t = -1.737$ $p = 0.126$	$t = 1.760$ $p = 0.123$	$t = 0.932$ $p = 0.383$	$t = 0.569$ $p = 0.587$
BM4–AM6	$t = 1.416$ $p = 0.199$	$t = 1.798$ $p = 0.451$	$t = -0.957$ $p = 0.370$	$t = -2.049$ $p = 0.079$	$t = -2.246$ $p = \mathbf{0.049}$	$t = -1.871$ $p = 0.104$
BM6–AM5	$t = -1.825$ $p = 0.111$	$t = 2.049$ $p = 0.080$	$t = -0.571$ $p = 0.586$	$t = -1.193$ $p = 0.272$	$t = -1.528$ $p = 0.171$	$t = 0.967$ $p = 0.366$
BM7–AM12	$t = 1.174$ $p = 0.279$	$t = 0.798$ $p = 0.451$	$t = 1.134$ $p = 0.294$	$t = -1.618$ $p = 0.149$	$t = -1.571$ $p = 0.160$	$t = 0.414$ $p = 0.691$
BM11–AM9	$t = 2.826$ $p = \mathbf{0.026}$	$t = 1.821$ $p = 0.112$	$t = -1.331$ $p = 0.225$	$t = 1.452$ $p = 0.189$	$t = 1.871$ $p = 0.104$	$t = -1.091$ $p = 0.311$
BM12–AM10	$t = 0.832$ $p = 0.439$	$t = -0.856$ $p = 0.421$	$t = -1.527$ $p = 0.171$	$t = -1.515$ $p = 0.174$	$t = -0.532$ $p = 0.612$	$t = 1.917$ $p = 0.097$
BM14–AM11	$t = 1.644$ $p = 0.144$	$t = -1.488$ $p = 0.180$	$t = -1.117$ $p = 0.300$	$t = 1.507$ $p = 0.176$	$t = 1.426$ $p = 0.197$	$t = 1.688$ $p = 0.135$
BM17–AM8	$t = 1.476$ $p = 0.183$	$t = 1.871$ $p = 0.104$	$t = -1.441$ $p = 0.193$	$t = -1.488$ $p = 0.180$	$t = -1.426$ $p = 0.197$	$t = -1.452$ $p = 0.189$



## 5. Diskusszió

### 5.1. Állománysűrűség, állományváltozás

A LAJTA Project területén korábban csak egy alkalommal, 1994-ben történt fűrjállomány felmérés (FARAGÓ nem publikált), eltérő módszerrel, amelynek eredménye 0,49 kakas/100 ha sűrűség volt. A kakasok számát tekintve a vizsgált időszak alatt jól láthatók az egyes hónapok (VI-VIII.) különbségei, amelyet közvetetten az időjárásban bekövetkezett változások is kiválthattak. 2013-ban július közepe felé a már elvégzett betakarítások mellett kaszálásra kerültek azok a nagyobb kiterjedésű, a csapadék szűke miatt – 2013-ban jócskán az átlag értékek alatt maradt a havi csapadékösszeg áprilisban, júniusban és júliusban is (FARAGÓ *et al.* 2014) – ugar jellegű élőhelyek is, amelyek a fűrjeknek még megfelelő életteret biztosítottak. A 2014-ben hirtelen jött felmelegedés pozitív hatással volt a lucerna fejlődésére és az így jó fejlettségben lévő táblák az előző évhez képest vonzóbbak voltak a fűrjek számára. Azonban a lucerna első betakarítása az előbbi ok miatt június elején megtörtént, így a madaraknak új helyet kellett keresniük, ami elvándorláshoz vezethetett. Ehhez hasonló jelenséget spanyol tapasztalatok is megerősítenek (RODRÍGUEZ–TELJEIRO *et al.* 2009, SARDÀ-PALOMERA *et al.* 2011). Hasonlóan a fűrjekhez, más mezőgazdasági területet használó madárfajoknál – pl. reznek (*Tetrax tetrax*), szalakóta (*Coracias garrulus*), túzok (*Otis tarda*) – is negatív hatást észleltek (OSBORNE *et al.* 2001, BROTONS *et al.* 2004), és az egyik legfontosabb apróvadfajnál, a mezei nyúlnál is megfigyelték a jelenséget a betakarítás végeztével (MARBOUTIN & AEBISCHER 1996, SCHAI-BRAUN *et al.* 2014). Az állományadatok összevetésére kevés hazai adat áll rendelkezésre. TAR & ECSEDI (2004) a 1997–1999 időszakban 1100–1120 párra becsülték a fűrj hortobágyi állományát, ami 2200–2240 kakas egyednek, valamint 1,29–1,32 kakas/100 ha sűrűségértéknek feleltethető meg. További tájékoztató adatokat érdemes még megemlíteni néhány európai országból: az 1960-as években francia felmérés alapján 33,3 kakas/100 ha (ÉRARD & SPITZ 1964), hasonló időszakban Németországban (Észak-Rajna-Vesztfália tartomány) 2 kakas/100 ha (MESTER & PRÜNTE 1966), Németország (Szász-Anhalt tartomány) 0,5 kakas/100 ha (GEORGE 1996), Bulgária 20,9 kakas/100 ha (MICHAILOV 1996) és Lengyelország 2,3 kakas/100 ha (KOSICKI *et al.* 2014). A LAJTA Project területén detektált fűrjdenzitás a fenti európai adatok tükrében

alacsonynak mondható, hiszen egyes országokban nagyságrenddel nagyobb sűrűséget is detektáltak. A hazai, hortobágyi értékkel összevetve viszont nem tapasztalható elmaradás.

## 5.2. Élőhely-preferencia

A vetett kultúrák iránti preferencia tekintetében 2013 és 2014 között különösebb eltérések nem mutatkoznak. Az egyes gabonák értékeiben történt változás, az inkább a vetésszerkezet átalakításának számlájára írható. Jól ismert, hogy a fűrjek által kedvelt vetemény a lucerna (CRAMP 1980, PERENNOU 2009). Ha megnézzük ennek a kultúrának a preferenciaértékeit a vizsgálati években (2013-ban  $D=0,246$ , 2014-ben  $D=0,402$ ), a különbség minden bizonnyal nem a fűrjek magatartásának megváltozásában keresendő, hanem valószínűleg annak tudható be, hogy 2014-ben 75 hektárral kevesebb területen vetettek lucernát (FARAGÓ *et al.* 2015), így fontossága felértékelődött. Az ugar jelentősége mindkét vizsgálati évben közel azonos volt ( $D=0,906-0,954$ ), viszont érdekesnek tartom, hogy későbbi betakarítású gabonánk, az őszi búza kedveltsége aránylag alacsony értéket mutatott. Az őszi árpa – mint legkorábban betakarítható fajta – preferenciaértékének csökkenése feltételezhetően a már fentebb jelezett okokban keresendő, miszerint a 2014-es év vetésszerkezetében jelentősen megnőtt (290 hektárral) az őszi árpával vetett területek aránya. Az őszi takarmánykeverék és tritikálé értékei nem térnek el szignifikánsan, vetett területük csak kis mértékben változott. Azonban az utóbbi esetében az aránylag késői aratás miatt a legkedveltebb kultúrák közé került. A tavaszi árpa, mint a leghosszabban menedéket nyújtó élőhely, 2014-ben a vetett kultúrák területei közül a legnagyobb mértékben csökkent (mintegy 145 hektárral), felértékelődött szerepe a preferenciaértékből is jól látszik. GEORGE (1990, 1996) és TSIOMPANOUDIS *et al.* (2011) eredményei is hasonlóságot mutatnak a fűrjek által választott élőhelyek tekintetében, elsősorban lucerna, tavaszi búza és árpa, valamint takarmánykeverék-vetésekét választottak, de a német területeken a réteket és legelőket elkerülték a fűrjek. Sajnos PANEK (1998) kétéves vizsgálatának eredményében nem szűkítette a vetéseket, így csupán annyi hasonlóság mutatkozik, hogy a fűrjek által elfoglalt élőhelyek a cseh területen is főként gabonafélékkel vetett táblák voltak. Az előbbi, valamint a még korábbi leírások (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973, AUBRAIS *et al.* 1986) alapján a választott növénykultúrák összhangban vannak a LAJTA Project eredményeivel. A szakirodalomban is dokumentált megfigyelések (GUYOMARC'H *et al.* 1998a, PERENNOU 2009) a faj által került mezőgazdasági növényekről (pl. cirok, kukorica, repce) a LAJTA Project területén is helytállónak bizonyultak.

Habár hazai viszonylatban nagytáblás, intenzív mezőgazdasági területek közé sorolható a LAJTA Project, mégis az aránylag változatos vetésszerkezet véleményem szerint csökkentheti a már fentebb említett fűrj elvándorlást (ld. RODRÍGUEZ–TEIJEIRO *et al.* 2009, SARDÀ-PALOMERA *et al.* 2011). Az európai vizsgálatokból jól látszik, hogy az agrárkörnyezet heterogenitása az elmúlt évtized egyik kulcsfontosságú kérdésévé vált (pl. PAIN *et al.* 1997, PREISS *et al.* 1997, TRYJANOWSKI 1999, VICKERY & ARLETTAZ 2012, SANTANA *et al.* 2017). Ez nem korlátozódik csak a vetésszerkezetre, hanem fontosak a különböző élőhelyfejlesztést segítő elemek is (pl. erdősáv, cserjefoltok, vetetlen (gyepes) táblaszegély), amelyek nagymértékben befolyásolhatják további madárfajok előfordulását, növelve ezzel a fajdiverzitást (VICKERY & ARLETTAZ 2012, BERG *et al.* 2015).

Terepi tapasztalatok alapján azonban a fűrj és más mezei madárfajok szempontjából ez a fajta heterogenitás a LAJTA Project területén pozitív hatással bír. Azt azonban nem szabad elfelejtenünk, hogy régiós különbségek lehetnek, amelyek megmutatkoznak az egyes madárfajok élőhelyhasználatában és választásában, valamint az egyes fejlesztések hatásainak eredményességében. Jó példa erre a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), mint a mezőgazdaság és az agrártájhoz kötődő madárfajok kapcsolatát vizsgáló kutatások legkedveltebb faja. ERAUD & BOUTIN (2002) vizsgálatukban megerősítik, hogy a faj Franciaországban a kistáblás mezőgazdasági ( $\leq 3,5$  ha) és nagyobb diverzitású területeket foglalja el, ezzel szemben a hazai vizsgálatok szerint a faj a nagy kiterjedésű homogén területeket kedveli (BATÁRY *et al.* 2007, ERDŐS *et al.* 2009). Bár BENTON *et al.* (2003) összefoglaló munkája egyértelműen állítja, hogy a változatos agrártáj kedvezőbb és kialakítása támogatásra szorul, BATÁRY *et al.* (2011) szerint nem szükséges ezt egyetemenlegesen elfogadni, mert nem minden mezei madárfajnak lehet ez feltétlenül kedvező.

Mindemellett KOSICKI *et al.* (2014) megjegyzi, hogy a Lengyelországban költő (ez lehet akár közép-európai léptékben iránymutató) fűrjek inkább az intenzív mezőgazdaság madarai, mivel az országon belül kimondottan a nagytáblás, de nem öntözött agárterületeket részesítik előnyben. Ezzel szemben felvetik azt a kérdést, hogy nevezhetők-e az ilyen jellegű közép-európai területek intenzívnek, mivel az angol vagy holland művelésben használt műtrágya mennyiségével – kb. 150–300 kg/ha/év N műtrágya (KLEIJN *et al.* 2006) – összevetve a lengyel gazdák jóval kevesebbet használnak (80–100 kg/ha/év).

### 5.3. A fűj élőhelyválasztása

Elsőként az eredményekben azok a különbségek a szembetűnőbbek, amelyeket korábban már az intenzív mezőgazdasági művelés negatívumai közé soroltak. Ilyen például az agrárélőhely uniformizálása (STOATE *et al.* 2001, ROBINSON & SUTHERLAND 2002), ami abból is látszik, hogy a növényzet fajszáma a MOSON Project területén szignifikánsan magasabb, mint a lajtai területeken. De ide tartozik az ízeltlábú egyedszám különbsége is, amire már Európában korábban felhívták a figyelmet (WILSON *et al.* 1999). A LAJTA Project területén két kulcsfontosságú környezeti tényező, a megfelelő vegetációborítás és táplálékkinálat, pozitívan befolyásolja a faj előfordulását. Ez a két feltétel nemcsak a fűjek számára fontos, hanem további mezei madárfajoknak is, mint például a fogoly vagy a mezei pacsirta, de az utóbbi tényező a rovarevő emlősöknél sem elhanyagolható. Az optimális lágyszárú növényzet ellenállóbb az időjárás viszontagságaival és biztonságosabb a ragadozókkal szemben, ezáltal alkalmas fészkelőhelyet biztosít a földön fészkelő fajok számára (RANDS 1986, GREEN & STOWE 1993, EGGERS *et al.* 2011). CAPDEVILA *et al.* (2016) szerint a fűjek esetében (is) kimondottan fontos tényező a növényzet magassága, mivel a magasabb vegetációban a fűj kevésbé válik láthatóvá a ragadozók számára. Ezt a tényt erősítik RODRÍGUEZ-TEJEIRO *et al.* (2010) és NÉMETH & WINKLER (2017) vizsgálatai is, miszerint a fűjek a betakarítás vagy kaszálás időszakában a területet elhagyva egy új, megfelelő magasságú vegetációval rendelkező helyszínt, búvóhelyet keresnek. Ahogy azt már korábban többen is kijelentették (pl. GEORGE 1990, BROYER 1996, MICHAILOV 1996, AUNINS & PRIEDNIEKS 2003, KOSICKI *et al.* 2014), a fűjek egyáltalán nem kerülnek a nagy kiterjedésű mezőgazdasági élőhelyeket. MOREBY & AEBISCHER (1992) és PANEK (1997) véleménye megegyezik abban, hogy az egybefüggő növényzetborítás pozitív hatással van a rovarmennyiség növekedésére, ami a szárnyas apróvad fiókák (pl. fácán (*Phasianus colchicus*), fogoly) elsődleges tápláléka, hozzájárulva ezáltal a szaporodási sikerességhez is. SIEMANN *et al.* (1998) és KLEIJN *et al.* (2006) is munkáikban arra hívták fel a figyelmet, hogy a növényzet fajszámának gazdagsága szoros kapcsolatban van számos ízeltlábú csoporttal. Mindkét kutatócsoport arra az eredményre jutott, hogy a növényi fajgazdagság pozitív hatással bír, azaz növeli az egyes rovarcsoportok (pl. Orthoptera, Araneida, Coleoptera, Hymenoptera) fajgazdagságát mind a gyepterületeken, mind pedig a mezőgazdasági területeken. Vizsgálatunkban a rovardiverzitásban nem adódott különbség a territóriumok és kontroll területek között, viszont a Rényi-féle diverzitási rendezés megmutatta a LAJTA és MOSON Project rovarközösségeinek diverzitása között fennálló eltérést (ld. 22. ábra).

A táplálékkínálat-vizsgálat eredménye tehát azt mutatja, hogy az ízeltlábúak abundanciája meghatározó szereppel bír a faj élőhelyválasztásakor, az ízeltlábúak diverzitása azonban csak csekélyebb mértékben befolyásolhatja a fűrjeket. Habár szezonális eltérés tapasztalható a faj táplálkozásában (GÁL & MAROSÁN 2008), mégis a gerinctelen fajok jelentős arányt képviselnek a fűrjek táplálékában, különösen a költési időszak alatt (KEVE *et al.* 1953, COMBREAU & GUYOMARC'H 1992). Mivel a kikelés utáni első hetekben a fiatalok csak és kizárólag gerinctelen állatfajokkal táplálkoznak, növekedésüket nagyban befolyásolja ennek a tápláléknak az elérhetősége (COMBREAU & GUYOMARC'H 1989, GUYOMARC'H *et al.* 1998a). A fűrjek az állati táplálék mellett különböző magvakat is fogyasztanak, így a vegetáció borítása mellett a lágyszárú diverzitásának is nagy szerepe van a LAJTA Project területén, ahogy azt a főkomponens-analízis is kimutatta. A művelt gabonátlák – ahol a legtöbb fűrj territórium található –, általában kevesebb magforrást biztosítanak a madarak számára, mint a táblaszegélyek (WILSON *et al.* 1999, VICKERY *et al.* 2002, HOLLAND *et al.* 2012). Mindemellett a LAJTA Project területén néhány növényi kultúra (pl. őszi gabonák) megfelelő vegetációborítással és fajgazdagsággal rendelkezett, a táblaszegélyek kedvezőbb állapotát azonban nem érték el. Spanyol telemetriás vizsgálat (CAPDEVILA *et al.* 2016) alapján a fűrj tojók inkább a táblaszegélyekhez közel vagy a táblaszegélyekben raktak fészket, ami a biztonságosabb borítással és a jobb táplálékmennyiséggel hozható összefüggésbe (THOMAS & MARSHALL 1999, VICKERY *et al.* 2002, HOLLAND *et al.* 2012). Azonban FARAGÓ (2018) Kisalföldön (ideértve a LAJTA és MOSON Project területein is) végzett hosszútávú vizsgálataiból azt a következtetést vonta le a táplálékforrás tekintetében, hogy a szántóföldi élőhelyek nem sokkal maradnak el a természet szerű gyepterületektől, így a fűrj számára ez a tápláléktípus a nagyobb táblákban is biztosított. Másrésztől több kutatás azt hangsúlyozza, hogy a táblaszegélyekben nagyobb predációs nyomással kell szembesülni (pl. PATON 1994, GARDNER 1998, SARGENT *et al.* 1998, BATÁRY & BÁLDI 2004), de ha a cserje- és/vagy erdősáv eltávolításra kerül a határáról, akkor a következő években egyes madárfajok fészekdenzitása megnő az egykori szegélyek mentén (ELLISON *et al.* 2013). Negatív szegélyhatást a fűrjnél a korábbi spanyol kísérlet azonban nem talált (CAPDEVILA *et al.* 2016). A tájleptékvű változók közül viszont a legközelebbi fás ökotontól való távolság mutatott szignifikáns különbséget a territóriumok (mindkét projektterületnél) és kontrollhelyek között. A mosoni területnél azért is nagyobb ez a távolság, mivel arányaiban kevesebb a cserje- és erdősáv, mint a lajtai területnél. De feltételezhetően a korábban említett nagyobb predációs nyomás is közrejátszhat abban, hogy az erdősávoktól viszonylag nagyobb távolságra voltak az észlelések. Annak ellenére, hogy van megfelelő szárnyas- és szörmés ragadozógyérítés a

területen, ezekben az erdősávokban is – mint azt Európa más tájain megfigyelték (pl. PATON 1994, HUHTA *et al.* 1996) – a dolmányos varjú (*Corvus cornix*), szarka (*Pica pica*) és nyest (*Martes foina*) fészekrabló hatása jelentkezhethet leginkább, de az utóbbi években feltételezhető a megnövekedett holló (*Corvus corax*) állomány predációs nyomása is.

A gyepes sávok fontossága mellett korábbi kutatások (pl. HINSLEY & BELLAMY 2000, BATÁRY *et al.* 2010, FARAGÓ *et al.* 2012, MORELLI 2013) bizonyos mezei madárfajok esetében a fás ökotonok (pl. telepített sövények, bokorsávok vagy mezővédő erdősávok) szerepét emelik ki. Mivel a MOSON Project területén az erdő- és bokorsávok területaránya alacsonyabb (kb. 30 ha), mint a LAJTA Project területén (kb. 120 ha), ezért nem meglepő, hogy a fás ökotonokat érintő összehasonlításnál az értékek szignifikánsan eltérnek a MOSON Project esetében, illetve az azoktól való távolság is jelentősen kiugró. Az eredményekből jól látszik, hogy a fűrj az erdősávok közelségét kerüli és inkább a szegélyektől távolabb, a táblák belseje felé található meg, amely összhangban van korábbi, hasonló élőhelyeken végzett kutatásokkal (PANEK 1998, PERENNOU 2009). A LAJTA Project területén lévő fás ökotonhálózatról bebizonyosodott, hogy nem elhanyagolható a hatása a fűrj élőhelyválasztására, akár, mint lehetséges táplálékbazist biztosító hely, mivel FOURNIER & LOREAU (2001) szerint a futóbogarak (Carabidae) gyűjtőhelyévé is válhat. MORELLI (2013) a nagytáblás szántók folytonosságának megtörését is kiemeli, így akár az ökológiai folyosók szerepét is betölthetik. Továbbá a fűrj mellett más fajok is hasznát láthatják az ilyen élőhelyeknek, mint például a fogoly, kis örgébics, tövisszűrő gébics (*Lanius collurio*), örvös galamb (*Columba palumbus*) vagy erdei fülesbagoly (*Asio otus*) is. A két projekt területén végzett terepi megfigyeléseim, valamint korábbi kutatások alapján a cserje- és erdősávok a fogolynak menedéket nyújthatnak (BRO *et al.* 2000), a *Lanius* fajoknál kiülő- és költőhelyet is biztosíthat (WIRTITSCH *et al.* 2001, BRAMBILLA *et al.* 2010, MORELLI *et al.* 2012), a további említett fajok pedig szintén költőhelyet találhatnak bennük. Ezenkívül Nyugat- és Észak-Európa területéről is ismertek olyan felmérések (pl. BERG & PÄRT 1994, GREEN *et al.* 1994, HINSLEY & BELLAMY 2000, BATÁRY *et al.* 2010, MORELLI 2013), amelyek szerint az ilyen fás ökotonok megőrzése vagy akár telepítése, az agrárkörnyezet fejlesztéseként, pozitív hatással van a mezei madárfajok diverzitására és abundanciájára is.

Ha a főkomponens-elemzés értékeit nézzük meg, a fentebb említett tényezők mellett még a növényzet diverzitása és az ízeltlábúak abundanciája voltak azok, ahol különbség adódott az territórium léptéken belül. Az extenzíven és az intenzíven kezelt területek közötti különbség (ld. diszkriminancia-analízis), illetve elkülönülés nem volt rendkívüli a terepi tapasztalatok alapján, de az elemzések eredménye egyértelművé tette a feltételezett eltérést.

Ez az eredmény mindazonáltal igazolja a korábbi európai vizsgálatokat, amely alapján az intenzívebb mezőgazdasági művelés az ízeltlábúak csökkenését vonja maga után (SIEMANN *et al.* 1998, BENTON *et al.* 2002). Habár fás ökonotok tekintetében a mosoni terület alulmaradt (részben veszítve ezek rovarokra gyakorolt pozitív hatásából), de a kaszálás után meghagyott bűvósávok vagy a kevésbé pontos kaszálásnak köszönhetően megmaradt táblaszegélyek az ízeltlábúaknak is fontos menedéket és táplálkozást biztosítanak (ANDERSEN 1997, VISZLÓ 2007, HUMBERT *et al.* 2012). Mindemelett SCHAFFERS *et al.* (2008) szerint a rovarközösségek összetételét és diverzitását a növényi fajösszetétel befolyásolja leginkább, mivel a vegetáció fajösszetételében integrálódik és szintetizálódik számos okozati tényező, amelyek a vizsgált ízeltlábú csoport (pl. növényevő, ragadozó, viráglátogató) számára egyaránt fontosak. Maradva a táplálékmennyiség kérdésénél, jól mutatja a kezelés fontosságát a fogoly fészekalj vizsgálata (RANDS 1986), amely szerint azokon a területeken, ahol kevésbé intenzív körülmények voltak, a fogoly párok nagyobb fészekaljat költöttek és a fiókák túlélése is sikeresebb volt. Így ilyen helyeken, mint a MOSON Project területe, hasonló eset állhat fenn a vadászható szárnyas apróvad és védett mezei madárfajainknál is (pl. fácán, fogoly, fűrj, mezei pacsirta, sordély, túzok).

A LAJTA Project területén végzett vizsgálatból egyértelműen látszik, hogy a fűrj szívesen használja a nagytáblás mezőgazdasági területeket, amelyeket, mint intenzív agrárkörnyezet szokás jellemezni. Tehát a megfelelő vegetációstruktúra – magas és elegendően sűrű, állandó/egybefüggő borítás – meglete inkább pozitív, mint gátló hatással bír a mezei madárfajok számára (ERDŐS *et al.* 2009, EGGERS *et al.* 2011), amelyet jelen vizsgálat is megerősít a fűrj esetében.

#### 5.4. Bűvósávok szerepének értékelése

A MOSON Project területén elvégzett kísérlet eredményesen zárult, hiszen sikerült egyrészt egy nemzetközi szinten elfogadott (ld. 3.3.4 fejezet), de csak néhány faj esetében alkalmazott (pl. PEAKE & MCGREGOR 2001, TRIPP & OTTER 2006, HOODLES *et al.* 2008), az egyedi hang módszer alapján történő állományfelmérés alkalmazhatóságát bizonyítani a fűrjnél is. Másrészt beigazolódt, hogy a kaszátlanul hagyott sávok pozitív hatása (pl. VICKERY *et al.* 2001, BROYER 2003, ARBEITER *et al.* 2017) a fűrjekre nézve is érvényesül, ezáltal hirtelen elvándorlásra kevésbé készítheti a fajt, mint ahogy azt az egyidőben történő betakarítás okozza (RODRÍGUEZ–TEIJEIRO *et al.* 2009).

A felvételezési időszakban rögzített hangok elemzése után kilenc esetben találtunk egyezést. Habár kis területen végeztük el a kísérletet, de az eredmény alapján jól látszik, hogy az egyedek ének alapján történő beazonosítása lehetséges a fürj esetében is, amelyet a költési időszak során nem könnyű pontosan felmérni, mivel az adott területen lévő állomány vizuális számolását/becslését nagyban akadályozza a madár speciális életformája. Annak ellenére, hogy ennél a módszernél is felmerülhetnek a felvételek megfelelő minőségét akadályozó tényezők (pl. egyéb madár- vagy rovarhang, szélzúgás), mégis a fürjkakasok énekének struktúrája jól elemezhető alapanyagul szolgál ehhez a módszerhez, ezáltal akár alternatíva lehet a faj állományfelmérésében. Az általunk bevezetett új változók könnyebben és nagy biztonsággal elkülöníthetők, a megfelelő hosszúságú (min. 1 perces) hangfelvételek kiértékelésével az egyedek elkülönülése és visszaazonosítása is eredményes volt. Meg kell jegyezni azt is, hogy itt is előfordulhat a korábban már említett inaktív kakasok jelentősége, amelyek nélkül valamelyest alulbecsült adatot kaphatunk az adott helyszínen jelen lévő fürjkakasok számáról (RODRÍGUEZ–TEJEIRO *et al.* 2010), amit a korábban említett rövid idejű tojó hívóhang lejátszásával ellenőrizhetünk, illetve korrigálhatunk.

A hangfelvételeknek nem csak az egyedi azonosítás során van jelentőségük. Nálunk ugyan még nem jelentkezett a probléma, viszont egyes országokban gondot jelenthet a hibridizáció a mesterségesen nevelt és kibocsátott japán fürjekkel. A fürj és a japán fürj széles allopatrikus elterjedéssel rendelkezik (MOREAU & WAYRE 1968). Az európai állományban bekövetkezett csökkenés ellensúlyozására kezdték el az 1970-es években a japán fürj és/vagy hibrid egyedek kibocsátását Spanyolország, Franciaország és Olaszország területén (AMARAL *et al.* 2007) évente több ezres mennyiségben (PUIGSERVER *et al.* 2000). PUIGSERVER *et al.* (2000) szerint morfológiai bélyeg alapján való elkülönítésük bizonytalan, ami hátrányt okoz a fürj védelmére. DERÉGNAUCOURT & GUYOMARC'H (2003) laborkísérletük eredménye szerint a tojók kakasok felé való szelektivitása a japán fürj esetében nincs meg, ami a hibridizáció esélyét növeli. BARILANI *et al.* (2005) vizsgálata alapján a hibridek jelenléte a vad populációkban nem gyakori (olasz és spanyol minta alapján kb. 9%). DERÉGNAUCOURT *et al.* (2005) szerint a mediterrán országok japán fürj populációját nem szabadna tovább növelni, mert a törzsalak populációjának genetikai leromlását okozhatja. A japán fürj és a hibrid egyedek hangja azonban eltérő sajátosságokat mutat, amelyek az általam is alkalmazott bioakusztikai elemzések során eredményesen kiszűrhetők (COLLINS & GOLDSMITH 1998).

A mosoni területen fennhagyott búvósávok szerepének vizsgálata bebizonyította, hogy azok a fürjek szempontjából is pozitív hatással bírnak, habár a számuk némileg csökkent és volt olyan egyed, amely a nyílt, kaszált helyről énekelt. Természetesen a csökkenés nem



feltétlenül jelentheti az egyed elpusztulását, mivel, ahogy azt a harisnál TYLER (1996) vagy MIKKELSEN *et al.* (2013), illetve a fűrj esetében RODRÍGUEZ–TEIJEIRO *et al.* (2009) megfigyelték, az egyedek nagy része új élőhelyet keres betakarítás, illetve a kaszálás után. A kaszálás, illetve a meghagyott bűvósávok hatását vizsgáló egyik első hazai kutatásban VISZLÓ (2007) azt figyelte meg, hogy az állatok a bűvósávokat nem csak néhány napig, egyfajta ideiglenes menedékként használják, mielőtt egy távolabbi új helyet keresnek, hanem hosszabb időn keresztül, akár késő őszig is. Ezt a megfigyelést erősítik a vizsgálatunkban hang alapján visszaazonosított fűrj egyedek is, de ARBEITER *et al.* (2017) haris esetében is hasonló jelenségről számolt be. VISZLÓ (2007) szerint ezzel nemcsak számos egyed menthető meg az elpusztulástól, hanem a kaszálatlanul hagyott sávok pufferoló hatása is megtartható. Az elmúlt években több, a bűvósávok hatását vizsgáló publikáció jelent meg, nemcsak madárfajokkal kapcsolatban, hanem más fajcsoportokra is. BURI *et al.* (2013) vizsgálatánál azokon a területeken, ahol bűvósávokat hagytak, a kaszálást követő második évben megduplázódott az egyenesszárnyú denzitás. KÜHNE *et al.* (2015) szerint a bűvósáv jelentős lepke-tömeg eltartásra képes, továbbá egyes rovarcsoportok számára fontos áttelelő helyként funkcionál (SCHMIDT *et al.* 2008). A madarak mellett a kétéltű- és hüllő fajoknak is fontos menedék (AMPHIBIAN AND REPTILE CONSERVATION TRUST 2016), és nem szabad arról sem megfeledkezni, hogy pozitív hatással vannak akár a ragadozómadár-fajokra is (ASCHWANDEN *et al.* 2005). Utóbbi vizsgálat szerint a vörös vércse (*Falco tinnunculus*) és az erdei fülesbagoly szívesen vadászik a sávok és a frissen kaszált területek között mozgó pocok fajokra (*Microtus* spp.). Habár a kifejlett fűrj egyedek meneküléskor repülve is biztonságos területre juthatnának, mégis inkább futnak, ahogy terepi megfigyeléseim szerint ez a harisnál is történik, viszont a röpképtelen fiatal egyedek kénytelenek futva biztonságos helyet keresni, így a közelben fennhagyott bűvósávok számukra is kiemelt jelentőségűek, amint azt a haris csibék esetében TYLER *et al.* (1998) is megjegyezték.

A fentiek alapján elmondható, hogy a kaszálatlanul hagyott sávok olyan menedéket nyújtanak a fűrjek számára, ahol a táplálékforrás is biztosítva van. Ezáltal az angol, norvég vagy spanyol példákban megjelenő elvándorlás csökkenthető. Habár a fűrjek az őszi vonulás alkalmával elhagyják a területet, az itt maradó madárfajok számára ebben az időben is fontos szerepet játszhat, mint táplálkozó- és/vagy bűvőhely, amellett, hogy az ízeltlábúak nagyrésze ezekről a helyekről tudja az őszre sarjadó területek részét újra birtokba venni. Ugyanakkor azt is meg kell említeni, hogy a bűvósávok kisebb kiterjedésük miatt egyfajta szegélyélőhelynek is tekinthetők, és könnyen felkeltik a ragadozók figyelmét is (LÓRÁNT *et al.* 2008). További pozitív hatás viszont, hogy a következő tavaszra a bűvósávok környezetében egyfajta mozaikosság is létrejöhethet, ami szintén csábító lehet egyes földön fészkelő madárfajok számára (VISZLÓ 2007).

## 6. Következtetések és javaslatok

Az utóbbi évtizedekben a mezei madárfajok populációja drasztikusan csökkent Európa területén. Ennek elsődleges oka a mezőgazdasági művelésben bekövetkezett fejlesztések, amit gyakran csak agrár-intenzifikációként említünk (CHAMBERLAIN *et al.* 2000, GREGORY *et al.* 2005).

Az optimális táplálkozási elmélet (optimal foraging theory) szerint, a madaraknak a táplálkozóhely-kiválasztásakor a predációs nyomás és az elérhető táplálékmenyiség között kell mérlegelniük, ezáltal kompromisszumkötésre vannak utalva (PARKER & STUART 1976). Ez alapján próbálnak olyan területet választani, ahol a predáció kockázata kicsi és emellett a legnagyobb energiabevitelre képesek. Azonban a két tényező közül véleményem szerint a táplálékmenyiségre nagyobb hatással van, illetve tud lenni az agrárterületeken végzett gazdálkodás, ezért elsősorban ezzel kapcsolatos észrevételeimet fogalmazom meg.

Az energiabevitel mennyiségét természetesen befolyásolja a táplálékabundancia és annak hozzáférhetősége (STILLMAN & SIMMONS 2006), az inter- és intraspecifikus verseny, vagy akár a táplálkozási stratégia (WHITTINGHAM & MARKLAND 2002). A táplálék keresésére fordított idő jócskán csökken, ha az nagy mennyiségben könnyen felismerhető és hozzáférhető (STILLMAN & SIMMONS 2006). Ezt segíti az extenzív kezelés, amelynek hatása a MOSON Project területének táplálékkínálatában (ld. 4. táblázat) is megmutatkozott. Az intenzíven művelt területek estében érdemes lenne egyes részeken, esetleg foltokban extenzív gazdálkodást folytatni, amely pozitív hatással bírna a fűrj és egyéb apróvadfajok számára ezeken a területeken. Az intenzív gazdaságokban a folyamatos peszticid-használat csökkenti az állat- (ízeltlábú) és növényfajok (gyomok) megjelenését és sokféleségét (STOATE *et al.* 2009), amely a fűrjeknek is okozhat nehézséget, nemcsak a fiókanevelés idején, hanem a vonulás előtti időszakban is. Így fontos lenne vagy csökkenteni a kijuttatott peszticid mennyiségét, vagy a vegyszermentes szegélyszávokat fenntartani, illetve számukat növelni. A táblaszegélyeknél akár vetett gyepes sávok is kialakíthatók, ahogy az a kutatási területek esetében is megtörtént, és bár a fűrj számára ezek a táblaszegélyek megléte nem volt hatással a vizsgálati időszakban, azonban más fajok számára (pl. fácán, fogoly) kedvezőek lehetnek, mind búvó, mind táplálkozó területként. A mezőgazdasági intenzitás nemcsak a madarak rendelkezésére álló táplálék mennyiségét, hanem annak összetételét is befolyásolja (WILSON *et al.* 1999, KLEIJN *et al.* 2006), ezért az egyes táblákban két vagy három növényi kultúra is vethető lehetne.

Továbbá, az ugaroltatott parcellák növelik a táplálék hozzáférhetőségét (WILSON *et al.* 1999, VICKERY *et al.* 2001), így az ugarterületek arányának növelése a fűjek számára kimondottan előnyös lenne (ld. 4.2. fejezet). A gabonamagvak méretük és nagy energiatartalmuk miatt fontos táplálékforrás a madárfajok számára (PERKINS *et al.* 2007). Ezt figyelembe véve egy-két gabonaféle kivételével (pl. kukorica, cirok) a fűjek esetében ezeknek a kultúráknak növelése pozitív hatással lehet.

Mivel a fűj számára pozitív hatással bír a megfelelően magas és sűrű vegetációstruktúra, amely a táplálkozás mellett fontos búvó- és fészkelőhelyként is szolgál, ezért a betakarítások alkalmával a kaszálatlanul hagyott sávok megtartása a LAJTA Project területén is fontos lenne (26. ábra), amely természetesen más apróvad faj számára is biztonságot nyújtana. WILLIAMS *et al.* (2012) a búvósávok alternatívájaként említik meg azt, hogy a gazdálkodó a tábla bizonyos részét (jóval nagyobb egység, mint a búvósáv) betakarítatlanul hagyhatja a madárfajok számára, ami valószínűleg a fűjek számára is előnyös lenne, de a magyar mezőgazdasági viszonyok között ezt nehezen megvalósíthatónak gondolom.



26. ábra: Búvósáv a MOSON Project területén (Fotó: Németh Tamás Márton)

Predációs nyomás vizsgálata egyik kutatási területen sem történt, de e tényező szerepének súlyáról mégsem szabad megfeledkezni, mert, ahogy már korábban említettem, az elérhető táplálék mennyiség mellett a másik legfontosabb tényező a madarak szempontjából.

Mivel a táblaszegélyek, illetve erdősávok közelében feltételezhetően nagyobb predációs nyomással kell számolni, a fűrészlelések főleg a lajtai területen ezektől viszonylag nagyobb távolságra voltak. Azonban csökkentésük, esetleg eltávolításuk véleményem szerint nem indokolt, mivel ökológiai folyosó szerepük vitathatatlan, emellett táplálékbázist és fészkelőhelyet nyújtanak más fajoknak, köztük rita, fokozottan védett madaraknak is.

A korábban említett javaslatok nem feltétlenül alkalmazhatók hazai mezőgazdasági viszonyok között, mivel a gazdák kieső termény és/vagy profit megtérítésére jól működő és egzakt kompenzációs kifizetési rendszer még jelenleg nincs működőben. Ez nemcsak a pénzügyi biztonság, hanem törvényi szabályozás hiányából is fakad. Sokszor a meglévő európai uniós előírások és biztos kifizetések sem adnak megoldást, illetve, ha még a kieső költséget fedezi is, a gazdálkodók nagy része teherként fogja fel a rendeletben foglaltak kivitelezését.

A mezei madárfajok populációjának csökkenését akkor lehet megállítani, ha a mögöttes okozati tényezőket pontosan feltárjuk. Elengedhetetlen, hogy az intenzifikáció egyes elemeinek a madarakra gyakorolt hatását megértsük, mint például a rendelkezésükre álló erőforrásokban, viselkedésükben és az egyes populáció-paraméterekben bekövetkezett változások.

## 7. Összefoglalás

Dolgozatomban a fűj (*Coturnix coturnix*) élőhelyválasztását vizsgáltam a Mosoni-sík (Kisalföld) agrárélőhelyein, az intenzívebb műveléssel jellemezhető LAJTA Project, valamint az extenzívebben kezelt MOSON Project területén.

A fűjek felmérésére spanyol szakemberek által használt módszert adaptáltam a vizsgálati területre. A fűjélőhelyek vizsgálatához kétféle léptéket alkalmaztam: egy szűkebb, 75 m sugarú körben (territórium lépték), valamint egy 500 m sugarú körön belül (tájlépték) történt az élőhelyet leíró változók felmérése. Az elemzésekhez a LAJTA Project területén fűjek által foglalt, valamint további 14 kontroll pont és körzetének felvételezése is megtörtént. További 14 territórium került elemzésre az extenzív gazdálkodással jellemezhető MOSON Project területén, a faj élőhelyválasztásának árnyaltabb és általánosabb érvényű értékeléséhez. Az élőhely jellemzéséhez a növényzet struktúrájára, az ízeltlábú táplálékkínálatra és a tájszerkezetre vonatkozó változókat számszerűsítettem.

A kaszálás, illetve a kaszátlanul hagyott bűvósávok szerepét a fűjek denzitása valamint területhűsége vonatkozásában a MOSON Project területén vizsgáltam. A fűjek felmérésére először egy héttel a júniusi kaszálás előtt, ezt követően a kaszálás befejezése után két héttel került sor. Az aktív fűj kakasok számának feljegyzése mellett hangfelvételeket is készítettünk. Az éneklő hím egyedek elkülönítését és újraazonosítását bioakusztikai módszerek segítségével végeztük el.

A fűjek élőhely-preferenciáját a Jacobs-féle preferencia index segítségével értékeltem, figyelembe véve az élőhelykínálatot és a fűjek által előnyben részesített élőhelyeket. A felmért territóriumok és a kontrollpontok alapján a fűj élőhely-preferencia összefüggéseinek feltárásához a felmért vegetáció, táplálékkínálat és egyéb élőhelyszerkezeti jellemzők értékeiből összeállított adatrendszerre főkomponens-analízist (PCA) végeztem. A főkomponens-analízis során kapott új változókat felhasználva általánosított lineáris modellt (GLMs) alkalmaztam a fűj jelenlétének előrejelzésére. A habitatválasztásának finom eltéréseit az intenzív és extenzív agrárélőhelyeken diszkriminancia-analízis (DFA) segítségével elemeztem.

A LAJTA Project fűj állományfelmérése során 127 (2013), illetve 105 (2014) éneklő kakas jelenlétét sikerült kimutatni, ami 1,31, illetve 1,14 kakas/100 ha sűrűségértéknek feleltethető meg. Az élőhely-preferencia vizsgálatok alapján a legkedveltebb élőhelyek az ugarterületek voltak a fűjek számára, de magas volt a tritikálé és az őszi takarmánykeverék preferáltsága is. A cirok, kukorica, mustár, repce és szója vetéseket a fűjek elkerülték. A

táplálékkínálat vizsgálat eredménye egyértelműen megmutatta, hogy az ízeltlábúak abundanciája meghatározó tényező a faj élőhelyválasztásakor, azonban az ízeltlábúak diverzitása csekélyebb mértékű szerepet tölt be. A fűrj az erdősávok közelségét kerüli és inkább a szegélyektől távolabb, a táblák belseje felé található meg, így a LAJTA Project területén lévő fás ökotonhálózatról bebizonyosodott, hogy hatása nem elhanyagolható a fűrj élőhelyválasztására. Mindezek alapján a fűrj jelenléte az olyan, erdősávoktól távolabb eső nyílt területeken valószínűsíthető, ahol magasabb a növényborítás és ízeltlábú abundancia.

A MOSON Project területén sikerült az egyedi hang módszer alapján történő állományfelmérés alkalmazhatóságát bebizonyítani a fűrjnél. Másrésztől beigazolódott, hogy a kaszálatlanul hagyott sávok pozitív hatással vannak a fajra.

## 8. Új tudományos eredmények, tézisek

1. A LAJTA Project fűj állományfelmérése során 127 (2013), illetve 105 (2014) éneklő kakas jelenlétét sikerült kimutatni, ami 1,31, illetve 1,14 kakas/100 ha sűrűségértéknek feleltethető meg. Az egyes évek állományai között bár enyhe csökkenés figyelhető meg (17,3%), a két év közötti eltérés nem szignifikáns (Mann-Whitney  $U = 11$ ,  $z = -0,208$ ,  $p = 0,83$ ).

2. A fűj élőhely-preferenciájának vizsgálata során sikerült kimutatni, hogy a LAJTA Project területén a legkedveltebb élőhelyek az ugarterületek voltak a fűjek számára ( $D = 0,906-0,954$ ), de magas preferenciaértékekkel volt jellemezhető a tritikálé ( $D = 0,771-0,845$ ) és őszi takarmánykeverék ( $D = 0,676-0,753$ ) is. A cirok, kukorica, mustár, repce és szója vetéseket viszont a fűjek teljes mértékben ( $D = -1$ ) elkerülték.

3. Intenzív agrárkörnyezetben (LAJTA Project) vizsgálva a fűj élőhelyválasztását a többváltozós elemzések (PCA, GLMs) alapján elmondható, hogy a növényzet borítása és diverzitása, az ízeltlábúak egyedszáma, valamint a fás ökotonoktól való távolság pozitív hatással voltak a fűj jelenlétének valószínűségére. A fás ökotonok hossza, a táblaszegélytől való távolság, bár kevésbé voltak meghatározók, de szignifikáns hatást mutattak a fűjek jelenlétének valószínűségére.

4. Az intenzív (LAJTA Project) és extenzív agrárkörnyezet (MOSON Project) összevont értékelése (PCA) a növényzetet leíró változók (borítás, diverzitás) mellett az ízeltlábú diverzitás és tömeg szerepét is kihangsúlyozza a fűj élőhelyválasztásánál. A diszkriminancia-analízis (DFA) alapján megmutatkozott, hogy az eltérő intenzitással kezelt agrárterületeken a fűj által elfoglalt élőhelyek eltérő paraméterekkel rendelkeznek, amely különbség leginkább a növényzet borításában és a fás ökotonokra vonatkozó változóknak mutatkozik meg.

5. A fűjkakasok hang alapján történő egyedi elkülönítésére korábban kidolgozott módszert tesztelve megállapítást nyert, hogy a terepi körülmények között nem alkalmazható, mivel egyes hangfizikai változók mérése jelentős bizonytalansággal terhelt. Új változók bevezetésével – a szótaghosszak helyett az egymást követő szótagok kezdete között eltelt időt

mérve – sikerült olyan módszert kidolgozni, amely a terepi zavaró zajhatások mellett is eredményesen alkalmazható a hím egyedek hang alapján történő elkülönítésére és későbbi visszaazonosítására.

6. Extenzív agrárkörnyezetben (MOSON Project) a kaszálatlanul hagyott bűvósávok hatását vizsgálva a fűrjek denzitására és területhűségére, a kaszálást követően összesen 9 fűrjkakas újraazonosítása történt meg nagy biztonsággal, amely alapján azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a kaszálatlanul hagyott 15-20 m széles bűvósávok megfelelő élőhelyet tudnak biztosítani a fűrj számára, csökkentve ezzel a területről való elvándorlást.



## Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet szeretném kifejezni Dr. Winkler Dánielnek, témavezetőmnek, hogy az évek alatt mindvégig támogatott és hálás vagyok a nélkülözhetetlen segítségéért és türelméért.

Köszönöm Prof. Dr. Faragó Sándornak, hogy a terepi munka biztosítása érdekében a már megteremtett feltételekben én is részesedhettem.

Köszönet illeti az egyes terepi munkák segítségéért Dr. Csiszár Ágnes, Dr. Kovács Gyulát, Kelemen Petrát és Keszthelyi Gáspárt is.

Köszönöm Dr. Kalmár Sándornak és Dr. Kovács Gyulának, hogy fényképeiket felhasználhattam.

Köszönöm a Természeti Örökségünk Alapítványnak, hogy ha szükség úgy hozta, gépjárművüket rendelkezésemre bocsátotta terepi munkám könnyítésére.

Köszönöm minden kollégám építő kritikáját, támogatását és a Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet munkatársainak együttműködését az évek során.

Nagyon hálás vagyok Családomnak az odaadó támogatásért, megértésért és végtelen türelmükért.

## Felhasznált irodalom

- ADENLE, A. A. (2012): Failure to achieve 2010 biodiversity's target in developing countries: How can conservation help? *Biodiversity and Conservation* 21(10): 2435–2442.
- ALFORD, R. A. & RICHARDS, S. J. (1999): Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 133–165.
- AMARAL, A. J., SILVA, A. B., GROSSO, A. R., CHIKHI, L., BASTOS-SILVEIRA, C. & DIAS, D. (2007): Detection of hybridization and species identification in domesticated and wild quails using genetic markers. *Folia Zoologica* 56(3): 285–300.
- AMPHIBIAN & REPTILE CONSERVATION TRUST (2016): Evaluating the importance of agri-environment scheme buffer strips to widespread amphibians and reptiles. Final report. 30–65.
- ANDERSEN, A. (1997): Densities of overwintering carabids and staphylinids (Col., Carabidae and Staphylinidae) in cereal and grass fields and boundaries. *Journal of Applied Entomology* 121(1-5): 77–80.
- ANDREASEN, C., STRYHN, H. & STREIBIG, J. C. (1996): Decline of the flora in danish arable fields. *Journal of Applied Ecology* 33(3): 619–626.
- ANDRÉN, H. (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A Review. *Oikos* 71(3): 355–366.
- ANGELETTI, G., SEBASTIANELLI, C., GAMBELLI, P. & POLITI, P. (2012): La migrazione della quaglia nella Provincia di Ancona (Italia centro-orientale) nel periodo 2001-2007. *Avocetta* 36: 65–74.
- ARBEITER, S., ROTH, T., HELMECKE, A., HAFERLAND, H. J. & BELLEBAUM, J. (2017): Do Corncrakes *Crex crex* benefit from unmown refuge strips? *Bird Conservation International* 27(4): 560–567.
- ARCHAUX, F. (2003): Birds and climate change. *Vie et Milieu/Life & Environment* 53(1): 33–41.
- ASCHWANDEN, J., BIRRER, S. & JENNI, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? *Journal of Ornithology* 146(3): 279–286.
- AUBRAIS, O., HÉMON, Y. A. & GUYOMARC'H, J. C. (1986): Habitat et occupation de l'espace chez la Caille des blés (*Coturnix coturnix coturnix*) au début de la période de reproduction. *Gibier Faune Sauvage* 3: 317–342.

- 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.
- ÁNGYÁN, J., TARDY, J. & VAJNÁNÉ–MADARASSY, A. (2003): Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 10–29.
- BADENHORST, A. & KERLEY, G. I. H. (1996): Seasonal variation in the diet of Common Quail *Coturnix coturnix* in the Eastern Cape. *South African Journal of Zoology* 31(3): 159–161.
- BANKOVICS, A., GYÓRY, J. & STERBETZ, I. (1989): Fűrj. In: RAKONCZAY Z. (szerk.): Vörös Könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok. Akadémiai Kiadó, Budapest. 110–112.
- BARBER, H. S. (1931): Traps for cave inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society*, 46(2): 259–266.
- BARILANI, M., DERÉGNAUCOURT, S., GALLEGRO, S., GALLI, L., MUCCI, N., PIOMBO, R., PUIGSERVER, M., RIMONDI, S., RODRIGUEZ-TEIJEIRO, J. D., SPANO, S. & RANDI, E. (2005): Detecting hybridization in wild (*Coturnix c. coturnix*) and domesticated (*Coturnix c. japonica*) quail populations. *Biological Conservation* 126(4): 445–455.
- BATÁRY, P. & BÁLDI, A. (2004): Evidence of an edge effect on avian nest success. *Conservation Biology* 18(2): 389–400.
- 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.
- BATÁRY, P., FISCHER, J., BÁLDI, A., CRIST, T. O. & TSCHARNTKE, T. (2011): Does habitat heterogeneity increase farmland biodiversity? *Frontiers in Ecology and Environment* 9(3): 152–153.
- BATÁRY, P., MATTHIESEN, T. & TSCHARNTKE, T. (2010): Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation* 143(9): 2020–2027.
- BAXTER COFFIN, L. V. (1928): Individuality in Bird Song. *The Wilson Bulletin* 40(2): 95–99.
- BÁLDI, A. & BATÁRY, P. (2011): The past and future of farmland birds in Hungary. *Bird Study* 58(3): 365–377.
- BÁLDI, A., BATÁRY, P. & ERDŐS, S. (2005): Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108(3): 251–263.

- BÁLDI, A. & FARAGÓ, S. (2007): Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118(1-4): 307–311.
- BÁLDI, A. & SZÉP, T. (2009): A hazai állatvilág ökológiai állapota és jövője. *Magyar Tudomány* 2009/1: 58–61.
- BÁRSONY, I. (1897): A fűrj természetrajzához. *A Természet* 1897. X. 1. III. szám. 10. p.
- BEATTY, W. S., WEBB, E. B., KESLER, D. C., RAEDEKE, A. H., NAYLOR, L. W. & HUMBURG, D. D. (2014): Landscape effects on mallard habitat selection at multiple spatial scales during the non-breeding period. *Landscape Ecology* 29(6): 989–1000.
- 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. *Journal of Applied Ecology* 39(4): 673–687.
- BENTON, T. G., VICKERY, J. A. & WILSON, J. D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18(4): 182–188.
- BERG, Å. & PÄRT, T. (1994): Abundance of breeding farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. *Ecography* 17(2): 147–152.
- BERG, Å., WRETENBERG, J., ZMIHORSKI, M., HIRON, M. & PÄRT, T. (2015): Linking occurrence and changes in local abundance of farmland bird species to landscape composition and land-use changes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 204: 1–7.
- BEYER, H. L. (2004): Hawth's Analysis Tools for ArcGIS. Download: <http://www.spataleecology.com/htools>.
- BIBBY, C. J. (1994): Recent past and future extinctions in birds. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 344(1307): 35–40.
- BIGNAL, E., JONES, G. & MCCracken, D. I. (2001): Comment: future directions in agriculture policy and nature conservation. *British Wildlife* 13(1): 16–20.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in the European Union: a status assessment. Wageningen, The Netherlands: BirdLife International. 1–59.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2015): European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 1–75.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2016): *Coturnix coturnix*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. <<https://www.iucnredlist.org>> Letöltés: 2016.06.01.
- BRAMBILLA, M., CASALEA, F., BERGEROA, V., BOGLIANIC, G., CROVETTOA, M., FALCOA, R., ROATIE, M. & NEGRIC, I. (2010): Glorious past, uncertain present, bad future? Assessing effects of land-use changes on habitat suitability for a threatened farmland bird species. *Biological Conservation* 143(11): 2770–2778.

- BRENNAN, L. A & MORRISON, M. L. (1991): Long-term trends of chickadee populations in Western North America. *Condor* 93(1): 130–137.
- BRO, E., REITZ, F. & CLOBERT, J. (2000): Nest-site selection of grey partridge (*Perdix perdix*) on agricultural lands in north-central France. *Game & Wildlife Science* 17(1): 1–16.
- BROOKS, T. M., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., DA FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A. B., KONSTANT, W. R., FLICK, P., PILGRIM, J., OLDFIELD, S., MAGIN, G. & HILTON-TAYLOR, C. (2002): Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16(4): 909–923.
- BROTONS, L., MAÑOSA, S. & ESTRADA, J. (2004): Modelling the effects of irrigation schemes on the distribution of steppe birds in Mediterranean farmland. *Biodiversity and Conservation* 13(5): 1039–1058.
- BROYER, J. (1996): Les "fenaisons centrifuges", une méthode pour réduire la mortalité des jeunes râles de genêts *Crex crex* et des cailles des blés *Coturnix coturnix*. *Revue d'Écologie* 51(3): 269–276.
- BROYER, J. (2003): Unmown refuge area and their influence on the survival of grassland birds in the Saône valley (France). *Biodiversity and Conservation* 12(6): 1219–1237.
- BURGESS, R. L. & SHARPE, D. M. (1981): Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer, New York. 7–13.
- BURI, P., ARLETTAZ, R. & HUMBERT, J-Y. (2013): Delaying mowing and leaving uncut refuges boosts orthopterans in extensively managed meadows: Evidence drawn from field-scale experimentation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 181: 22–30.
- BUTCHART, S. H. M., WALPOLE, M., COLLEN, B., VAN STRIEN, A., SCHARLEMANN, J. P. W., ALMOND, R. E. A., BAILLIE, J. E. M., BOMHARD, B., BROWN, C., BRUNO, J., CARPENTER, K. E., CARR, G. M., CHANSON, J., CHENERY, A. M., CSIRKE, J., DAVIDSON, N. C., DENTENER, F., FOSTER, M., GALLI, A., GALLOWAY, J. N., GENOVESI P., GREGORY, R. D., HOCKINGS, M., KAPOS, V., LAMARQUE, J-F., LEVERINGTON, F., LOH, J., MCGEOCH, M. A., MCRAE, L., MINASYAN, A., HERNÁNDEZ MORCILLO, M., OLDFIELD, T. E. E., PAULY, D., QUADER, S., REVENGA, C., SAUER, J. R., SKOLNIK, B., SPEAR, D., STANWELL-SMITH, D., STUART, S. N., SYMES, A., TIERNEY, M., TYRRELL, T. D., VIÉ, J-C. & WATSON, R. (2010): Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328(5982): 1164–1168.
- CAPDEVILA, J., PUIGSERVER, M., LÓPEZ, S., PÉREZ-MASDEU, E., GARCÍA-GALEA, E. & RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. D. (2016): The role of nest site selection and cereal production in differential nest predation in Common Quail *Coturnix coturnix* and hybrid quail *C. coturnix x C. japonica*. *Ibis* 158(4): 784–795.

- CHAMBERLAIN, D. E. & FULLER, R. J. (2000): Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 78(1): 1–17.
- CHAMBERLAIN, D. E., FULLER, R. J., BUNCE, R. G. H., DUCKWORTH, J. C. & SHRUBB, M. (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37(5): 771–788.
- CERNEL, I. (1899): Magyarország madarai. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest. 282–286.
- CIARNIELLO, L. M., BOYCE, M. S., SEIP, D. R. & HEARD, D. C. (2007): Grizzly bear habitat selection is scale dependent. *Ecological Applications* 17(5): 1424–1440.
- CODY, M. L. (1985): Habitat selection in birds. Academic Press, New York. 4–45.
- COHEN, J. (1960): A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational & Psychological Measurement* 20(1): 37–46.
- COLLINS, S. A. & GOLDSMITH, A. R. (1998): Individual and species differences in quail calls (*Coturnix c. japonica*, *C. c. coturnix* and a Hybrid). *Ethology* 104(12): 977–990.
- COMBREAU, O. & GUYOMARC'H, J. C. (1989): Évolution de la sélectivité alimentaire chez la caille des blés captive en période estivale. *Cahiers d'Éthologie Appliquée* 9(3): 321–338.
- COMBREAU, O. & GUYOMARC'H, J. C. (1992): Energy intake, breeding success and growth in captive European quail (*Coturnix coturnix coturnix*) in relation to diet. *Gibier Faune Sauvage* 9: 677–692.
- CRAMP, S. (1980): Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of Western Palearctic, Oxford University Press. Vol. II. 496–503.
- DEFRA (2014): Biodiversity 2020: A strategy for England's wildlife and ecosystem services. Indicators. Biodiversity Statistics Team, DEFRA. 21–71.
- DELIS, P. R., MUSHINSKY, H. R. & MCCOY, E. D. (1996): Decline of some west-central Florida anuran populations in response to habitat degradation. *Biodiversity and Conservation* 5(12): 1579–1595.
- DERÉGNAUCOURT, S. & GUYOMARC'H J. C. (2003): Mating Call Discrimination in Female European (*Coturnix c. coturnix*) and Japanese Quail (*Coturnix c. japonica*). *Ethology* 109: 107–119.
- DERÉGNAUCOURT, S., GUYOMARC'H, J. C. & AEBISCHER, N. J. (2002): Hybridization between European Quail *Coturnix coturnix* and Japanese Quail *Coturnix japonica*. *Ardea* 90(1): 15–21.

- DERÉGNAUCOURT, S., GUYOMARCH J. C. & SPANÒ, S. (2005): Behavioural evidence of hybridization (Japanese × European) in domestic quail released as game birds. *Applied Animal Behaviour Science* 94(3-4): 303–318.
- DONALD, P. F., GREEN, R. E. & HEATH, M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B* 268(1462): 25–29.
- DONALD, P. F., PISANO, G., RAYMENT, M. D. & PAIN, D. J. (2002): The common agricultural policy, EU enlargements and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89(3): 167–182.
- DONALD, P. F., SANDERSON, F. J., BURFIELD, I. J. & VAN BOMMEL, F. P. J. (2006): Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116(3-4): 189–196.
- DONÁZAR, J. A., NEGRO, J. J. & HIRALDO, F. (1993): Foraging habitat selection, land-use changes and population decline in the lesser kestrel *Falco naumanni*. *Journal of Applied Ecology* 30(3): 515–522.
- DÖVÉNYI, Z. (2010): Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. 299–302.
- DUPKE, C., BONENFANT, C., REINEKING, B., HABLE, R., ZEPPENFELD, T., EWALD, M. & HEURICH, M. (2017): Habitat selection by a large herbivore at multiple spatial and temporal scales is primarily governed by food resources. *Ecography* 40(8): 1014–1027.
- EGGERS, S., UNELL, M. & PÄRT, T. (2011): Autumn-sowing of cereals reduces breeding bird numbers in a heterogeneous agricultural landscape. *Biological Conservation* 144(3): 1137–1144.
- ELLISON, K. S., RIBIC, C. A., SAMPLE, D. W., FAWCETT, M. J., & DADISMAN, J. D. (2013): Impacts of tree rows on grassland birds and potential nest predators: a removal experiment. *PloS ONE* 8(4): e59151.
- 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(3): 287–296.
- ERDŐS, S., BÁLDI, A. & BATÁRY, P. (2009): Nest site selection and breeding ecology of Skylarks *Alauda arvensis* in Hungarian farmland. *Bird Study* 56(2): 259–263.
- EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2012): European wild bird indicators in 2012. <<http://ebcc.info>> Letöltés: 2015.06.01.

- EUROSTAT (2010): Statistical Office of the European Communities. <<http://epp.eurostat.ec.europa.eu>> Letöltés: 2015.06.01.
- ÉRARD, C. & SPITZ, F. (1964): Observations sur l'avifaune des marais de St-Gond (Marne). *Oiseaux de France* 14: 12–76.
- FAOSTAT (2010): Statistics division of the Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FARAGÓ, S. (1985): Izolálódott tűzokpopulációk védelmének kérdései a Kárpát-medence nyugati tűzoknépségeinek példáján. *Állattani Közlemények* 72(1-4): 53–60.
- FARAGÓ, S. (2001): Adatok a magyarországi mezei szárnyasvad fajok fészekalj nagyságaihoz és tojásméreteihez. *Magyar Ápróvad Közlemények* 6: 113–132.
- FARAGÓ, S. (2005): One-hundred-year trend of the Great Bustard (*Otis tarda*) population in the Kisalföld region. *Aquila* 112: 153–162.
- FARAGÓ, S. (2009a): A történelmi Magyarország vadászati statisztikái 1879–1913. Nyugat-magyarországi Egyetemi Kiadó, Sopron. 455.
- FARAGÓ, S. (2009b): Fűrj (*Coturnix coturnix*). In: CSÖRGŐ, T., KARCZA, ZS., HALMOS, G., MAGYAR, G., GYURÁ CZ, J., SZÉP, T., BANKOVICS, A., SCHMIDT, A. & SCHMIDT, E. (szerk.): Magyar madárvonulási atlasz. Kossuth Kiadó, Budapest. 147–148.
- FARAGÓ, S. (2012a): A határstruktúra alakulása. In: FARAGÓ, S. (szerk.): A LAJTA Project - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve. Nyugat-magyarországi Egyetem kiadó, Sopron. 93–117.
- FARAGÓ, S. (2012b): Bevezetés - A LAJTA Project. In: FARAGÓ, S. (szerk.): A LAJTA Project - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve. Nyugat-magyarországi Egyetem kiadó, Sopron. 7–20.
- FARAGÓ, S. (2012c): Vetésszerkezet és az élőhely-diverzitás változása. In: FARAGÓ S. (szerk.): A LAJTA PROJECT - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve. Nyugat-magyarországi Egyetem kiadó, Sopron. 34–65.
- FARAGÓ, S. (2018): Tűzok a Kisalföldön. Soproni Egyetem Kiadó. 97–108.
- FARAGÓ, S., DITTRICH, G., HORVÁTH-HANGYA, K. & WINKLER, D. (2012): Twenty years of the Grey Partridge population in the LAJTA Project (Western Hungary). *Animal Biodiversity and Conservation* 35(2): 311–319.
- FARAGÓ, S. & JÁNOSKA, F. (1995): A LAJTA-Project kutatási területén előfordult madárfajok jegyzéke. *Szélkiáltó* 9: 3–15.



- FARAGÓ, S. & KALMÁR, S. (2006): A tűzok védelme Magyarországon. Life Nature Project 2005. évi monitoring jelentése. *Magyar Apróvad Közlemények* 2006. évi különszám: 12–15.
- FARAGÓ, S., KOVÁCS, GY., LÁSZLÓ, R., KIRÁLY, A., KELEMEN, P. & NÉMETH, T. M. (2014): Apróvad populációk fenntartásának lehetőségei a LAJTA Project agrárkörnyezetében. Kutatási Jelentés 2013. NYME-EMK, Vadgazdálkodási- és Gerinces Állattani Intézet, Sopron. 5–20.
- FARAGÓ, S., KOVÁCS, GY., LÁSZLÓ, R., KIRÁLY, A., KELEMEN, P. & NÉMETH, T. M. (2015): Apróvad populációk fenntartásának lehetőségei a LAJTA Project agrárkörnyezetében. Kutatási Jelentés 2014. NYME-EMK, Vadgazdálkodási- és Gerinces Állattani Intézet, Sopron. 5–38.
- FIRBANK, L. G. (2005): Striking a new balance between agricultural production and biodiversity. *Annals of Applied Biology* 146(2): 163–175.
- FLOWERDEW, J. R. (1997): Mammal biodiversity in agricultural habitats. *In*: KIRKWOOD, R.C. (ed.): Biodiversity and Conservation in Agriculture. British Crop Protection Council. 25–40.
- FONTOURA, A. P. & GONÇALVES, D. (1996): Estrutura duma população de codorniz (*Coturnix c. coturnix*) num agroecossistema do centro de Portugal. *Revista Florestal* 9(1): 211–226.
- FOURNIER, E. & LOREAU, M. (2001): Respective roles of recent hedges and forest patch remnants in the maintenance of ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* 16(1): 17–32.
- FRETWELL, S. D. & LUCAS, H. L. (1969): On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development. *Acta Biotheoretica* 19(1): 45–52.
- FULLER, R. J. (2012): Birds and Habitat: Relationships in changing landscapes. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 3–36.
- FULLER, R. J., GREGORY, R. D., GIBBONS, D. W., MARCHANT, J. H., WILSON, J. D., BAILLIE, R. & CARTER, N. (1995): Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology* 9(6): 1425–1441.
- GALBRAITH, H. (1988): Effects of agriculture on the breeding ecology of lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Applied Ecology* 25(2): 487–503.
- GALEOTTI, P. & PAVAN, G. (1991): Individual recognition of male Tawny Owls (*Strix aluco*) using spectograms of their territorial calls. *Ethology Ecology & Evolution* 3(2): 113–126.
- GARDNER, J. L. (1998): Experimental evidence for edge-related predation in a fragmented agricultural landscape. *Australian Journal of Ecology* 23(4): 311–321.

- GÁL, J. & MAROSÁN, M. (2008): Studies on the biometry, foraging- and reproductive biology of the Quail (*Coturnix coturnix*, Linnaeus 1758) in Hungary. *Acta Agronomica Óváriensis* 50(2): 43–51.
- GEORGE, K. (1990): Zu den Habitatansprüchen der Wachtel (*Coturnix coturnix*). *Acta Ornithologica* 2(2): 133–142.
- GEORGE, K. (1996): Habitatnutzung und Bestandssituation der Wachtel *Coturnix coturnix* in Sachsen-Anhalt. *Vogelwelt* 117(4-6): 205–211.
- GIBBS, J. P. (1998): Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology* 13(4): 263–268.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., BAUER, K. M., & BEZZEL, E. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden. Band 5. 283–320.
- GOOGLE EARTH PRO v. 7.3.2. (2019): Mosonszolnok 47°50'59.24" N 17°07'05.72" E and Rajka 47°58'35.40" N 17°08'09.41", Hungary. Maxar Technologies 2019.
- GRAVA, T., MATHEVON, N., PLACE, E. & BALLUET, P. (2008): Individual acoustic monitoring of the European Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ibis* 150(2): 279–287.
- GREEN, R. E. & STOWE, T. (1993): The decline of the Corncrake *Crex crex* in Britain and Ireland in relation to habitat change. *Journal of Applied Ecology* 30(4): 689–695.
- GREEN, R. E., OSBORNE, P. E. & SEARS, E. J. (1994): The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. *Journal of Applied Ecology* 31(4): 677–692.
- GREGORY, R. D., NOBLE, D. G. & CUSTANCE, J. (2004): The state of play of farmland birds: population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis* 146(Suppl. 2): 1–13.
- GREGORY, R. D., VAN STRIEN, A. J., VORISEK, P., GMELIG MEYLING, A. W., NOBLE, D. G., FOPPEN, R. P. B. & GIBBONS, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360(1454): 269–288.
- GRINNELL, J. (1904): The origin and distribution of the Chest-Nut-Backed Chickadee. *The Auk* 21(3): 364–382.
- GROOMBRIDGE, B. (1992): Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources. A Report Compiled by the World Conservation Monitoring Centre. Chapman & Hall, London. 192–234.
- GUISAN, A. & THUILLER, W. (2005): Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8(9): 993–1009.

- GUYOMARC'H, J. C. (2003): Elements for a common quail (*Coturnix c. coturnix*) management plan. *Game & Wildlife Science* 20: 1–92.
- GUYOMARC'H, J. C., COMBREAU, O., PUGICERVER, M., FONTOURA, P., AEBISCHER, N. J. & WALLACE, D. I. M. (1998a): *Coturnix coturnix* Quail. BWP Update 2. 27–46.
- GUYOMARC'H, J. C., MUR, P. & BOUTIN, J. M. (1998b): Méthode de recensement des Cailles des blés au chant. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* 231: 4–11.
- HALÁSZ, G. (2006): Magyarország erdészeti tájai. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest. 63–70.
- HALL, L. S., KRAUSMAN, P. R. & MORRISON, M. L. (1997): The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25(1): 173–182.
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1–9.
- HAUSBERGER, M., RICHARD, J. P., BLACK, J. M. & QURIS, R. (1994): A quantitative analysis of individuality in Barnacle Goose loud calls. *Bioacoustics* 5(4): 247–260.
- HELM, A., HANSKI, I. & PARTEL, M. (2006): Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9(1): 72–77.
- HENLE, K., ALARD, D., CLITHEROW, J., COBB, P., FIRBANK, L., KULL, T., MCCRACKEN, D., MORITZ, F., NIEMELÄ, J., REBANE, M., WASCHER, D., WATT, A. & YOUNG, J. (2008): Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe – A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124(1-2): 60–71.
- HILDÉN, O. (1965): Habitat selection in birds: A review. *Annales Zoologici Fennici* 2(1): 53–75.
- HINSLEY, S. A. & BELLAMY, P. E. (2000): The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *Journal of Environmental Management* 60(1): 33–49.
- HOEKSTRA, J. M., BOUCHER, T. M., RICKETTS, T. H. & ROBERTS, C. (2005): Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8(1): 23–29.
- HOLLAND, J., SMITH, B., BIRKETT, T. & SOUTHWAY, S. (2012): Farmland bird invertebrate food provision in arable crops. *Annals of Applied Biology* 160(1): 66–75.
- HOODLESS, A. N., INGLIS, J. G., DOUCET, J-P. & AEBISCHER, N. J. (2008): Vocal individuality in the roding calls of Woodcock *Scolopax rusticola* and their use to validate a survey method. *Ibis* 150(1): 80–89.
- HUHTA, E., MAPPES, T. & JOKIMÄKI, J. (1996): Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography* 19(1): 85–91.

- HUMBERT, J-Y., GHAZOUL, J., RICHNER, N. & WALTER, T. (2012): Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans. *Biological Conservation* 152: 96–101.
- HUTCHESON, K. (1970): A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29(1): 151–154.
- HUTTO, R. L. (1985): Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. In: Cody, M. L. (ed.): *Habitat Selection in Birds*. Academic Press, New York. 455–476.
- IBM CORP. (2011): IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- JACOBS, J. (1974): Quantitative measurement of food selection. *Oecologia* 14(4): 413–417.
- JAKUCS, P. & PRÉCSÉNYI, I. (1981): A fitocönózisok. In: HORTOBÁGYI, T. & SIMON, T. (szerk.): *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Tankönyvkiadó, Budapest. 192–263.
- JANZEN, F. J. & STERN, H. S. (1998): Logistic regression for empirical studies of multivariate selection. *Evolution* 52(6): 1564–1571.
- JOHNSON, D. H. (1980): The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61(1): 65–71.
- JOLLIFFE, I. T. (2002): *Principal Component Analysis*. 2<sup>nd</sup> edition, Springer-Verlag, New York. 30–42.
- KEARNEY, M. (2006): Habitat, environment and niche: what are we modelling? *Oikos* 115(1): 186–191.
- KENYERES, A., WETSTEIN, W. & SZÉP, T. (2000): Haris egyedek felismerése hangelemzés alapján. *Ornis Hungarica* 10: 65–70.
- KEVE, A., ZSÁK, Z. & KASZAB, Z. (1953): A fűrj gazdasági jelentősége. *Természettudományi Évkönyv* 4: 197–209.
- KIRÁLY, A. & KIRÁLY, G. (2014): Gyomnövényfelvételezés a LAJTA és MOSON Project területén. Kutatási jelentés, Sopron. 3–10.
- KLEIJN, D., BAQUERO, R. A., CLOUGH, Y., DÍAZ, M., ESTEBAN, J., FERNÁNDEZ, F., GABRIEL, D., HERZOG, F., HOLZSCHUH, A., JÖHL, R., KNOP, E., KRUESS, A., MARSHALL, E. J., 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.
- KLEIJN, D. & BÁLDI, A. (2005): Effects of set-aside land on farmland biodiversity: comments on Van Buskirk and Willi. *Conservation Biology* 19(3): 963–966.

- KLEIJN, D., BERENDSE, F., SMIT, R., GILISSEN, N., SMIT, J., BRAK, B. & GROENEVELD, R. (2004): Ecological effectiveness of agri-environmental schemes in different agricultural landscapes in The Netherlands. *Conservation Biology* 18(3): 775–786.
- KLEIJN, D. & SUTHERLAND, W. J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40(6): 947–969.
- KOSICKI, J. Z., CHYLARECKI, P. & ZDUNIAK, P. (2014): Factors affecting Common Quail's *Coturnix coturnix* occurrence in farmland of Poland: is agriculture intensity important? *Ecological Research* 29(1): 21–32.
- KREBS, C. J. (1994): *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 4<sup>th</sup> edition, Harper Collins, New York. 47–95.
- KREBS, J. R., WILSON, J. D., BRADBURY, R. B. & SIRIWARDENA, G. M. (1999): The second silent spring? *Nature* 400: 611–612.
- KUHN, A., COPELAND, J., COOLEY, J., VOGEL, H., TAYLOR, K., NACCI, D. & AUGUST, P. (2011): Modeling habitat associations for the Common Loon (*Gavia immer*) at multiple scales in northeastern North America. *Avian Conservation and Ecology* 6(1): 4.
- KUJAWA, K. (2002): Population density and species composition changes for breeding bird species in farmland woodlots in western Poland between 1964 and 1994. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 91(1-3): 261–271.
- KÜHNE, I., ARLETTAZ, R., PELLET, J., BRUPPACHER, L. & HUMBERT, J-Y. (2015): Leaving an uncut grass refuge promotes butterfly abundance in extensively managed lowland hay meadows in Switzerland. *Conservation Evidence* 12: 25–27.
- LACK, D. (1933): Habitat selection in birds. With special reference to the effects of afforestation on the Breckland Avifauna. *Journal of Animal Ecology* 2(2): 239–262.
- LACK, D. & VENABLES, L. S. V. (1939): The habitat distribution of British woodland birds. *Journal of Animal Ecology* 8(1): 39–71.
- LANDIS, J. & KOCH, G. (1977): The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33(1): 159–174.
- LEBRETON, P. (1982): Quelques remarques d'ordre écologique et biologique formulées a propos des Gallinacés européens. *Alauda* 50: 260–277.
- LESSELLS, C. M., ROWE, C. L. & MCGREGOR, P. K. (1995): Individual and sex differences in the provisioning calls of European bee-eaters. *Animal Behaviour* 49(1): 244–247.
- LEVIN, S. A. (1992): The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73(6): 1943–1967.

- LIIRA, J., AAVIK, T., PARREST, O. & ZOBEL, M. (2008): Agricultural sector, rural environment and biodiversity in the central and eastern European EU member states. *Acta Geographica Debrecina Landscape & Environment* 2(1): 46–64.
- LÓRÁNT, M., NÉMETH, Á. & VADÁSZ, Cs. (2008): A lucerna kaszálások hatása a talajon fészkelő madárfajok költési sikerére a Kiskunságban. *In: LENGYEL, SZ., MIHÓK, B., LENDVAI, Á. Z. & SÓLYMOS, P. (ed.): Molekuláktól a globális folyamatokig - V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és absztrakt-kötet. Magyar Biológiai Társaság, Budapest. 92.*
- LUTZ, M. & JENSEN, F. P. (2007): Management plan for Turtle dove (*Streptopelia turtur*) 2007–2009, Technical report. European Commission, Luxembourg. 1–44.
- MACNALLY, R. C. (1990): The roles of floristics and physiognomy in avian community composition. *Australian Journal of Ecology* 15(3): 321–327.
- MANLY, B. F. J., McDONALD, L. L., THOMAS, D. L., McDONALD, T. L. & ERICKSON, W. P. (2002): Resource Selection by Animals. Statistical Design and Analysis for Field Studies. 2<sup>th</sup> Edition, Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands. 1–14.
- MARBOUTIN, E. & AEBISCHER, N. J. (1996): Does harvesting arable crops influence the behaviour of the European hare (*Lepus europaeus*)? *Wildlife Biology* 2(3): 83–91.
- MAY, L. (1994): Individually distinctive Corncrake *Crex crex* calls: A pilot study. *Bioacoustics* 6(1): 25–32.
- MAYOR, S. J., SCHNEIDER, D. C., SCHAEFER, J. A. & MAHONEY, S. P. (2009): Habitat selection at multiple scales. *Ecoscience* 16(2): 238–247.
- MÁRKUS, F. (1998): Fűrj (*Coturnix coturnix*). *In: HARASZTHY L. (szerk.): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 109–110.*
- MCGOWAN, P. J. K., DE JUANA, E. & BOESMAN, P. (1994): Common Quail (*Coturnix coturnix*). *In: DEL HOYO, J., ELLIOTT, A., SARGATAL, J., CHRISTIE, D. A. & DE JUANA, E. (eds.): Handbook of the Birds of the World. Vol. 2: New World Vultures to Guineafowl. Lynx Edicions, Barcelona. 509.*
- MCGREGOR, P. K. & BYLE, P. (1992): Individually distinctive Bittern booms: potential as a census tool. *Bioacoustics* 4(2): 93–109.
- MCGREGOR, P. K., PEAKE, T. M. & GILBERT, G. (2000): Communication behavior and conservation. *In: GOSLING, L. M. & SUTHERLAND, J. W. (ed.): Behaviour and Conservation, Cambridge University Press. Cambridge, UK. 261–280.*

- MEISE, W. (1936): Zur Systematik und Verbreitungsgeschichte der Haus- und Weidensperlinge *Passer domesticus* (L.) und *hispaniolensis* (T.). *Journal für Ornithologie* 84(4): 631–672.
- MESTER, H. & PRÜNTE, W. (1966): Sammelbericht für das zweite Quartal 1966. *Anthus* 3(2): 59–68.
- MICHAILOV, C. (1996): Seasonal changes in the population of the Quail (*Coturnix coturnix* L., 1758) in the Southwest of Bulgaria. Proceedings of the International Union of Game Biologists XXII. Congress. Sofia, Bulgaria. 14–19.
- MIKKELSEN, G., DALE, S., HOLTSKOG, T., BUDKA, M. & OSIEJUK, T. S. (2013): Can individually characteristic calls be used to identify long-distance movements of Corncrakes *Crex crex*? *Journal of Ornithology* 154(3): 751–760.
- MITCHELL, S. C. (2005): How useful is the concept of habitat? a critique. *Oikos* 110(3): 634–638.
- MME MONITORING KÖZPONT (2017): Magyarország madarai: Fürj. <<http://mmm.mme.hu>> Letöltés: 2017.12.20.
- MME MONITORING KÖZPONT (2019): Magyarország madarai: Fürj. <<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai>> Letöltés dátuma: 2019.03.28.
- MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. Fürj. Nomenclator avium Hungariae. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. 65.
- MOREAU, R. E. (1951): The British status of the quail and some problems of its biology. *British Birds* 44(8): 257–276.
- MOREAU, R. E. (1956): Quail in the British Isles, 1950–1953. *British Birds* 49(5): 161–166.
- MOREAU, R. E. & WAYRE, P. (1968): On the Palaearctic quails. *Ardea* 56(3-4): 209–227.
- MOREBY, S. J. & AEBISCHER, N. J. (1992): Invertebrate abundance on cereal fields and set-aside land: implications for wild gamebird chicks. *British Crop Protection Council Monographs* 50: 181–186.
- MORELLI, F. (2013): Relative importance of marginal vegetation (shrubs, hedgerows, isolated trees) surrogate of HNV farmland for bird species distribution in Central Italy. *Ecological Engineering* 57: 261–266.
- MORELLI, F., SANTOLINI, R. & SISTI, D. (2012): Breeding habitat of red-backed shrike *Lanius collurio* on farmland hilly areas of Central Italy: is functional heterogeneity one important key? *Ethology Ecology & Evolution* 24(2): 127–139.

- MORRIS, D. W. (2003): Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia* 136(1): 1–13.
- MORRISON, M. L., MARCOT, B. G. & MANNAN, R. W. (2006): Wildlife-habitat relationships: concepts and applications. 3<sup>rd</sup> edition. Islandpress, Washington. 3–45.
- NADAL, J., PONZ, C. & MARGALIDA, A. (2018): Synchronizing biological cycles as key to survival under a scenario of global change: the common quail (*Coturnix coturnix*) strategy. *Science of the Total Environment* 613-614: 1295–1301.
- NEWTON, I. (2004): The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 164(4): 579–600.
- NÉMETH, Cs. (2000): Kisemlős közösségek vizsgálata a LAJTA-Project erdősávrendszerében. *Ornis Hungarica* 10: 243–253.
- NÉMETH, T. M. & WINKLER, D. (2017): The impact of unmown refuge-strips on the breeding site fidelity of Common Quail (*Coturnix coturnix*) – a case study. *Hungarian Small Game Bulletin* 13: 289–296.
- NIKULA, A., HEIKKINEN, S. & HELLE, E. (2004): Habitat selection of adult moose *Alces alces* at two spatial scales in central Finland. *Wildlife Biology* 10(2): 121–135.
- ORIAN, G. & WITTENBERGER, J. (1991): Spatial and temporal scales in habitat selection. *The American Naturalist* 137(Suppl.): 29–49.
- OSBORNE, P. E., ALONSO, J. C. & BRYANT, R. G. (2001): Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *Journal of Applied Ecology* 38(2): 458–471.
- PAIN, D. J., HILL, D. A. & MCCracken, D. I. (1997): Impact of agricultural intensification of pastoral systems on the bird distributions in Britain 1970-1990. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 64(1): 19–32.
- PALMGREN, P. (1930): Quantitative Untersuchungen über die Vogelfauna in den Wäldern Südfinnlands, mit besonderer Berücksichtigung Ålands. *Acta Zoologica Fennica* 7: 1–218.
- PANEK, M. (1997): The effect of agricultural landscape structure on food resources and survival of Grey Partridge *Perdix perdix* chicks in Poland. *Journal of Applied Ecology* 34(3): 787–792.
- PANEK, M. (1998): Use of habitat by Common Quail (*Coturnix coturnix*) in Western Poland. *Gibier Faune Sauvage* 15: 407–412.



- PARKER, G. A. & STUART, R. A. (1976): Animal behavior as a strategy optimizer: Evolution of resource assessment strategies and optimal emigration thresholds. *The American Naturalist* 110(976): 1055–1076.
- PATIL, G. P. & TAILLIE, C. (1982): Diversity as a concept and its measurement. *Journal of the American Statistical Association* 77(379): 548–561.
- PATON, P. W. (1994): The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? *Conservation Biology* 8(1): 17–26.
- PEACH, W. J., LOVETT, L. J., WOTTON, S. R. & JEFFS, C. (2001): Countryside stewardship delivers ciril buntings (*Emberiza cirilus*) in Devon, UK. *Biological Conservation* 101(3): 361–373.
- PEAKE, T. M. & MCGREGOR, P. K. (2001): Corncrake *Crex crex* census estimates: a conservation application of vocal individuality. *Animal Biodiversity and Conservation* 24(1): 81–90.
- PEAKE, T. M., MCGREGOR, P. K., SMITH, K. W., TYLER, G., GILBERT, G. & GREEN, R. E. (1996): Individuality in Corncrake *Crex crex* vocalisations. *Ibis* 140: 120–217.
- PECHMANN, J. H. K., SCOTT, R. D., SEMLITSCH, R. D., CALDWELL, J. P., VITT, L. J. & GIBBONS, J. W. (1991): Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science* 253(5022): 892–985.
- PERENNOU, C. (2009): European Union Management Plan 2009–2011, Common Quail *Coturnix coturnix*, Technical report. European Commission, Luxembourg. 8–30.
- PERKINS, A. J., ANDERSON, G. Q. A. & WILSON, J. D. (2007): Seed food preference of granivorous farmland passerines. *Bird Study* 54(1): 46–53.
- PERSÁNYI, M. (1988): Közös Jövönk. Környezet és Fejlődés Világbizottság. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 3–21.
- PETERSEN, B. S. (2007): Management plan for Skylark (*Alauda arvensis*) 2007–2009, Technical report. European Commission, Luxembourg. 12–26.
- PETERSEN, B. S. (2009): European Union Management Plan 2009–2011, Lapwing *Vanellus vanellus*, Technical report. European Commission, Brussels. 10–28.
- PICKETT, S. T. A. & THOMPSON, J. H. (1978): Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation* 13(1): 27–37.
- PITKÄNEN, M. & TIAINEN, J. (2001): Biodiversity of agricultural landscapes in Finland. BirdLife Finland, Conservation Series No.3. Helsinki. 5–90.

- POSCHLOD, P. & BONN, S. (1998): Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease of plant species richness in different habitats? *Acta Botanica Neerlandica* 47(1): 27–44.
- POTTS, G. R. (1970): Recent changes in the farmland fauna with special reference to the decline of the grey partridge (*Perdix perdix*). *Bird Study* 17(2): 145–166.
- POTTS, G. R. (1986): The Partridge. Pesticides, predation and conservation. Collins, London. 23–65.
- POTTS, G. R. (1997): Cereal farming, pesticides and grey partridges. In: PAIN, D. & PIENKOWSKI, M. (ed.): *Farming and Birds in Europe*. Academic Press, London. 150–177.
- PREISS, E., MARTIN, J. L. & DEBUSSCHE, M. (1997): Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: Consequences to the breeding avifauna. *Landscape Ecology* 12(1): 51–61.
- PRIMACK, R. B. (2006): *Essentials of conservation biology*. 4th edition. Sinauer Associate, Sunderland, Massachusetts, USA. 23–173.
- PUIGSERVER, M., GALLEGRO, S., RODRÍGUEZ–TEJEIRO, J. D., D'AMICO, S. & RANDI, E. (2000): Hybridization and introgression of Japanese quail mitochondrial DNA in Common Quail population: a preliminary study. *Magyar Árvad Közlemények* 5: 129–136.
- PUIGSERVER, M., GALLEGRO, S., RODRÍGUEZ–TEJEIRO, J. D. & SENAR, J. (1992): Survival and mean life span of the quail *Coturnix c. coturnix*. *Bird Study* 39(2): 120–123.
- PUIGSERVER, M., RODRÍGUEZ–TEJEIRO, J. D. & GALLEGRO, S. (1989): ¿Migración y/o nomadismo en la codorniz (*Coturnix c. coturnix*)? *Etología* 1: 39–45.
- PUIGSERVER, M., RODRÍGUEZ–TEJEIRO, J. D. & GALLEGRO, S. (1999): The effects of rainfall on wild populations of Common Quail (*Coturnix coturnix*). *Journal für Ornithologie* 140(3): 335–340.
- PUIGSERVER, M., SARDÀ–PALOMERA, F. & RODRÍGUEZ–TEJEIRO, J. D. (2012): Determining population trends and conservation status of the Common Quail (*Coturnix coturnix*) in Western Europe. *Animal Biodiversity and Conservation* 35(2): 343–352.
- PUIGSERVER, M., RODRÍGO–RUEDA, F. J., RODRÍGUEZ–TEJEIRO, J. D. & GALLEGRO, S. (1997): On the second clutches in the common quail (*Coturnix coturnix*). *Gibier Faune Sauvage* 14: 617–622.
- RANDS, M. R. W. (1986): Effects of hedgerow characteristics on partridge breeding densities. *Journal of Applied Ecology* 23(2): 479–487.

- REBBECK, M., CORRICK, R., EAGLESTONE, B. & STANTON, C. (2001): Recognition of individual European Nightjars *Caprimulgus europaeus* from their song. *Ibis* 143(4): 468–475.
- REIDSMA, P., TEKELENBURG, T., VAN DEN BERG, M. & ALKEMADE, R. (2006): Impacts of land-use change on biodiversity: an assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114(1): 86–102.
- REIF, J., VORIŠEK, P., STASTNY, K., BEJCEK, V. & PETR, J. (2008): Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis* 150(3): 596–605.
- RETTIE, W. J. & MESSIER, F. (2000): Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography* 23(4): 466–478.
- RÉNYI, A. (1961): On measure of entropy and information. *In*: NEYMAN, J. (ed.): Proceedings of the 4th Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability (Vol. I), University of California Press. Berkley, USA. 547–561.
- ROBINSON, R. A. & SUTHERLAND, W. J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39(2): 157–176.
- RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. D., GORDO, O., PUIGSERVER, M., GALLEGO, S., VINYOLES, D. & FERRER, X. (2005): African climate warming advances spring arrival of the Common Quail *Coturnix coturnix*. *Ardeola* 52(1): 159–162.
- RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. D., PUIGSERVER, M., GALLEGO, S., CORDERO, P. J. & PARKIN, D. T. (2003): Pair bonding and multiple paternity in the polygamous Common Quail *Coturnix coturnix*. *Ethology* 109(4): 291–302.
- RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. D., SARDÀ-PALOMERA, F., ALVES, I., BAY, Y., BEÇA, A., BLANCHY, B., BORGOGNE, B., BOURGEON, B., COLAÇO, P., GLEIZE, J., GUERREIRO, A., MAGHNOUJ, M., RIEUTORT, C., ROUX, D. & PUIGSERVER, M. (2010): Monitoring and management of Common Quail *Coturnix coturnix* populations in their atlantic distribution area. *Ardeola* 57: 135–144.
- RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. D., SARDÀ-PALOMERA, F., NADAL, J., FERRER, X., PONZ C. & PUIGSERVER, M. (2009): The effects of mowing and agricultural landscape management on population movements of the common quail. *Journal of Biogeography* 36(10): 1891–1898.
- ROLSTAD, J., LØKEN, B. & ROLSTAD, E. (2000): Habitat selection as a hierarchical spatial process: the green woodpecker at the northern edge of its distribution range. *Oecologia* 124(1):116–129.
- ROTENBERRY, J. T. (1985): The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristics? *Oecologia* 67(2): 213–217.

- SÁNCHEZ-DONOSO, I., VILÀ, C., PUIGSERVER, M., BUTKAUSKAS, D., CABALLERO DE LA CALLE, J. R., MORALES-RODRÍGUEZ, P. A. & RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. D. (2012): Are farm-reared quails for game restocking really Common Quails (*Coturnix coturnix*)?: A genetic approach. *PloS ONE* 7(6): e39031.
- SÁNCHEZ-DONOSO, I., MORALES-RODRIGUEZ, P. A., PUIGSERVER, M., CABALLERO DE LA CALLE, J. R., VILÀ, C. & RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. D. (2016): Postcopulatory sexual selection favors fertilization success of restocking hybrid quails over native Common quails (*Coturnix coturnix*). *Journal of Ornithology* 157(1): 33–42.
- SANDERSON, F. J., DONALD, P. F., PAIN, D. J., BURFIELD, I. J. & VAN BOMMEL, F. P. J. (2006): Long-term population declines in Afro–Palearctic migrant birds. *Biological Conservation* 131(1): 93–105.
- SANDERSON, F. J., KUCHARZ, M., JOBDA, M. & DONALD, P. F. (2013): Impacts of agricultural intensification and abandonment on farmland birds in Poland following EU accession. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 168: 16–24.
- SANTANA, J., REINO, L., STOATE, C., MOREIRA, F., RIBEIRO, P. F., SANTOS, J. L., ROTENBERRY, J. T. & BEJA, P. (2017): Combined effects of landscape composition and heterogeneity on farmland avian diversity. *Ecology & Evolution* 7(4): 1212–1223.
- SARAH, E. A., DURRELL, L. V. & CLARKE, R. T. (2004): The buffer effect of non-breeding birds and the timing of farmland bird declines. *Biological Conservation* 120(3): 375–382.
- SARDÀ-PALOMERA, F., PUIGSERVER, M., VINYOLÉS, D. & RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. D. (2011): Exploring male and female preferences, male body condition, and pair bonds in the evolution of male sexual aggregation: the case of the Common Quail (*Coturnix coturnix*). *Canadian Journal of Zoology* 89(4): 325–333.
- SARGENT, R. A., KILGO, J. C., CHAPMAN, B. R. & MILLER, K. V. (1998): Predation of artificial nests in hardwood fragments enclosed by pine and agricultural habitats. *Journal of Wildlife Management* 62(4): 1438–1442.
- SAS INSTITUTE INC. (2013): Base SAS® 9.4 Procedures Guide: Statistical Procedures. Second Edition. Cary, NC, USA: SAS Institute Inc.
- SAUNDERS, A. A. (1936): The relation of field characters to the question of species and subspecies. *The Auk* 53(3): 283–287.
- SCHAFFERS, A. P., RAEMAKERS, I. P., SÝKORA, K. V. & TER BRAAK, C. J. F. (2008): Arthropod assemblages are best predicted by plant species composition. *Ecology* 89(3): 782–794.

- SCHAI-BRAUN, S. C., PENEDERA, S., FREY-ROOS, F. & HACKLANDER, K. (2014): The influence of cereal harvest on the home-range use of the European hare (*Lepus europaeus*). *Mammalia* 78(4): 497–506.
- SCHENK, J. (1907): A fűj és fogoly viszonylagos elterjedése hazánkban. *Erdészeti Lapok* 46(8): 459–462.
- SCHLÄPFER, A. (1988): Populationsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. *Ornithologischer Beobachter* 85(4): 309–371.
- SCHMIDT, M. H., ROCKER, S., HANAFAI, J. & GIGON, A. (2008): Rotational fallows as overwintering habitat for grassland arthropods: the case of spiders in fen meadows. *Biodiversity and Conservation* 17: 3003–3012.
- SCHNEIDER, R. R. & YODZIS, P. (1994): Extinction Dynamics in the American Marten (*Martes americana*). *Conservation Biology* 8(4): 1058–1068.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication. University Illinois Press. Urbana, (Illionis) USA. 53–57.
- SIEMANN, E., TILMAN, D., HAARSTAD, J. & RITCHIE, M. (1998): Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist* 152(5): 738–750.
- SINCLAIR, A. R. E. & BYROM, A. E. (2006): Understanding ecosystem dynamics for conservation of biota. *Journal of Animal Ecology* 75(1): 64–79.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S., BUCKLAND, S., FEWSTER, R., MARCHANT, J. & WILSON, J. (1998): Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *Journal of Applied Ecology* 35(1): 24–43.
- SISK, T. D., LAUNER, A. E., SWITKY, K. R. & EHRLICH, P. R. (1994): Identifying extinction threats. *Bioscience* 44(9): 592–604.
- SMITH, F. D., MAY, R. M., PELLEW, R., JOHNSON, T. H. & WALTER, K. R. (1993): How much do we know about the current extinction rate? *Trends in Ecology & Evolution* 8(10): 375–378.
- SOTHERTON, N. W. & SELF, M. J. (2000): Changes in plant and arthropod biodiversity on lowland farmland: an overview. In: AEBISCHER, N. J., EVANS, A. D., GRICE, P. V. & VICKERY, J. A. (ed.): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. British Ornithologists' Union, Tring. 26–35.
- SOUTHWOOD, T. R. E. (1977): Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46(2): 337–365.

- SÖDERSTRÖM, B., KIEMA, S. & REID, R. S. (2003): Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 99(1-3): 113–124.
- STILLMAN, R. A. & SIMMONS, V. L. (2006): Predicting the functional response of a farmland bird. *Functional Ecology* 20(4): 723–730.
- STJERNMAN, M., GREEN, M., LINDSTRÖM, Å., OLSSON, O., OTTVALL, R. & SMITH, H. G. (2013): Habitat-specific bird trends and their effect on the Farmland Bird Index. *Ecological Indicators* 24: 382–391.
- STOATE, C., BÁLDI, A., BEJA, P., BOATMAN, N. D., HERZON, I., VAN DOORN, A., DE SNOO, G. R., RÁKOSY, L. & RAMWELL, C. (2009): Ecological impacts of early 21<sup>st</sup> century agricultural change in Europe - A review. *Journal of Environmental Management* 91(1): 22–46.
- STOATE, C., BOATMAN, N. D., BORRALHO, R. J., RIO CARVALHO, C., DE SNOO, G. R. & EDEN, P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63(4): 337–365.
- SUTHERLAND, W. J. (2002): Openness in management. *Nature* 418: 834–835.
- SVENNING, J. C. (2002): A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation* 104(2): 133–148.
- SVÄRDSON, G. (1949): Competition and habitat selection in birds. *Oikos* 1(2): 157–174.
- SZEMERE, L. (1910): A fűj és a fogoly viszonylagos elterjedése Magyarországon. *Aquila* 17(1-4): 150–167.
- SZÉKELY, T. & MOSKÁT, Cs. (1992): Biotóp vagy habitat? Észrevételek néhány ökológiai fogalom használatáról. *Aquila* 99: 163–166.
- SZÉKELYI, M. & BARNÁ, I. (2002): Túlélőkészlet az SPSS-hez. Többváltozós elemzési technikákról társadalomkutatók számára. Typotex Elektronikus Kiadó Kft. Budapest. 18–28.
- SZÉP, T., NAGY, K., NAGY, Zs. & HALMOS, G. (2012): Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance migrant and farmland birds during 1999–2012. *Ornis Hungarica* 20(2): 13–63.
- SZŐKE, P. (1972): A széles sávú hangspektrográfia (szonogramok) bioakusztikai-etológiai alkalmazásának bírálata. *Állattani Közlemények* 59: 149–153.
- SZŐKE, P. (1976): A hangmikroszkópia. Doktori értekezés tézisei. Budapest.
- TAR, J. & ECSEDI, Z. (2004): Fűj. In: ECSEDI, Z. (szerk.): A Hortobágy madárvilága. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Winter Fair, Balmazújváros-Szeged. 240–241.

- TARJÁN, T. (1906): A fűrj pusztulása a fogoly terjeszkedése következtében. *Aquila* 13(1-4): 220–221.
- TESSON, J. L. & BOUTIN, J. M. (2006): Fiche Espèce: La Caille des blés (*Coturnix coturnix*). <www.fdc06.fr > Letöltés: 2014.10.27.
- TEYSSÈDRE, A. (2005): Vers une sixième grande crise d'extinctions? *Biodiversité et changements globaux*. ADPF, Paris. 25–36.
- THOMAS, C. F. G. & MARSHALL, E. J. P. (1999): Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 72(2): 131–144.
- THOMAS, J. A. & MORRIS, M. G. (1994): Patterns, mechanisms and rates of extinction among invertebrates in the United Kingdom. *Philosophical Transactions of The Royal Society B: Biological Sciences* 344(1307): 47–54.
- THOMAS, J. A., TELFER, M. G., ROY, D. B., PRESTON, C. D., GREENWOOD, J. J. D., ASHER, J., FOX, R., CLARKE, R. T. & LAWTON, J. H. (2004): Comparative Losses of British Butterflies, Birds and Plants and the Global Extinction Crisis. *Science* 303(5665): 1879–1881.
- TILMAN, D., CASSMAN, K. G., MATSON, P. A., NAYLOR, R. & POLASKY, S. (2002): Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671–677.
- TILMAN, D., MAY, R. M., LEHMAN, C. L. & NOWAK, M. A. (1994): Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- TÓTHMÉRÉSZ, B. (1997): Diverzitási rendezések. Scientia Kiadó, Budapest. 57–64.
- TRIPP, T. M. & OTTER, K. A. (2006): Vocal individuality as a potential long-term monitoring tool for Western Screech-owls, *Megascops kennicottii*. *Canadian Journal of Zoology* 84(5): 744–753.
- TRYJANOWSKI, P. (1999): Effect of habitat diversity on breeding birds: comparison of farmland bird community in the region of Wielkopolska (w. Poland) with relevant data from other european studies. *Polish Journal of Ecology* 47(2): 153–174.
- TRYJANOWSKI, P., HARTEL, T., BÁLDI, A., SZYMAŃSKI, P., TOBOLKA, M., HERZON, I., GOŁAWSKI, A., KONVIČKA, M., HROMADA, M., JERZAK, L., KUJAWA, K., LENDA, M., ORŁOWSKI, G., PANEK, M., SKÓRKA, P., SPARKS, T., TWOREK, S., WUCZYŃSKI, A. & ŽMIHORSKI, M. (2011): Conservation of farmland birds faces different challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithologica* 46(1): 1–12.
- TSACHALIDIS, E., PARALIKIDIS, N., TSIOMPAPOUDIS, A. & TRIKILAS, K. (2007): Morphometry, body mass and autumn diet of European Quail (*Coturnix coturnix coturnix*) in Evros and Chios, Greece. *Wildlife Biology in Practice* 3(1): 9–17.

- TSCHARNTKE, T., KLEIN, A. M., KRUESS, A., STEFFAN-DEWENTER, I. & THIES, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8(8): 857–874.
- TSIOMPANOUDIS, A. H., KONTSIOTIS, V. J. & BAKALLOUDIS, D. E. (2011): Observations of breeding and wintering European quail *Coturnix coturnix* in northern Greece. *International Journal of Galliformes Conservation* 2: 36–37.
- TUCKER, G. M. & HEATH, M. F. (1994): Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, Conservation Series No. 3, Cambridge, UK. 13–20.
- TYLER, G. A. (1996): The ecology of the Corncrake with special reference to the effect of mowing on breeding production. PhD thesis, University College Cork.
- TYLER, G. A., GREEN, R. E. & CASEY, C. (1998): Survival and behaviour of Corncrake *Crex crex* chicks during the mowing of agricultural grassland. *Bird Study* 45(1): 35–50.
- UDVARDY, M. (1941): A Hortobágy madárvilága. *Tisia* 5: 92–169.
- UDVARDY, M. F. D. (1959): Notes on the ecological concepts of habitat, biotope and niche. *Ecology* 40(4): 725–728.
- VAN HORNE, B. (1983): Density as a misleading indicator of habitat quality. *The Journal of Wildlife Management* 47(4): 893–901.
- VAN STRIEN, A., PANNEKOEK, J. & GIBBONS, D. W. (2001): Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study* 48(2): 200–213.
- VERA, F. W. M. (2000): Grazing Ecology and Forest History. CABI Publishing, Wallingford. 13–48.
- VERHULST, J., BÁLDI, A. & KLEIJN, D. (2004): The relation between land-use intensity and species-richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104(3): 465–473.
- VICKERY, J. A. & ARLETTAZ, R. (2012): The importance of habitat scales for birds in European agricultural landscapes. In: FULLER, R. J. (ed.): Birds and habitat: relationships in changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge. 177–204.
- VICKERY, J. A., 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(1-2): 41–52.
- VICKERY, J. A., TALLOWIN, J., FEBER, R., ASTERAKI, E., ATKINSON, P., FULLER, R. & BROWN, V. (2001): The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38(3): 647–664.



- VISZLÓ, L. (2007): A természetkímélő kaszálás gyakorlata. Információs füzet, Pro-Vértes Alapítvány, Csákvár. 7–29.
- VITOUSEK, P. M., MOONEY, H. A., LUBCHENCO, J. & MELILLO, J. M. (1997): Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277(5325): 494–499.
- WESTERSKOV, A. K. (1947): Vagtlens (*Coturnix c. coturnix*) Udbredelse eglevevis i Danmark. *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 41(2): 89–115.
- WHITE, G. (1906): The natural history and antiquities of Selborne. Published in Dent, UK. 50–63.
- WHITTAKER, R. H., LEVIN, S. A. & ROOT, R. B. (1973): Niche, habitat, and ecotope. *American Naturalist* 107(955): 321–338.
- WHITTINGHAM, M. J. & MARKLAND, H. M. (2002): The influence of substrate on the functional response of an avian granivore and its implications for farmland bird conservation. *Oecologia* 130(4) 637–644.
- WIENS, J. A. (1989): Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3(4): 385–397.
- WILCOX, B. A. & MURPHY, D. D. (1985): Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* 125(6): 879–887.
- WILLIAMS, D. R., POPLE, R. G., SHOWLER, D. A., DICKS, L. V., CHILD, M. F., ZU ERMGASSEN, E. K. H. J. & SUTHERLAND, W. J. (2012): Bird Conservation: Global evidence for the effects of interventions. Pelagic Publishing. Exeter, UK. 21–65.
- 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 farmland birds of northern Europe in the context of agricultural intensification. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 75(1-2): 13–20.
- 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.
- WINKLER, D. (2008): A lappantyú (*Caprimulgus europaeus* L.) habitatválasztása és territóriumváltása a Soproni-hegységben. *Szélkiáltó* 13: 3–14.
- WINKLER, D. BENDER, F. & NÉMETH, T. M. (2014): A haris [*Crex crex* (Linnaeus, 1758)] bioakusztikai vizsgálata a Hanságban. *Magyar Ápróvad Közlemények* 12: 135–149.
- WINKLER, D. & FARAGÓ, S. (2008): Különböző agrárhabitatok fészkelő énekesmadár-közösségeinek vizsgálata a LAJTA-Project területén. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület VII. Tudományos Ülése. 2008. október 24-26., Baja.

- WINKLER, D. & KOVÁCS, GY. (2009): Kétéltűek monitorozása a LAJTA-Project és MOSON-Project területén. *In: LAKATOS, F. & KUI, B. (szerk.): NYME Kari Tudományos Konferencia Konferencia kötet. 231–232.*
- WIRTITSCH, M., HOI, H., VALERA, F. & KRISTIN, A. (2001): Habitat composition and use in the lesser grey shrike *Lanius minor*. *Folia Zoologica* 50(2): 137–150.
- WRETENBERG, J., LINDSTRÖM, A., SVENSSON, S., THIERFELDER, T. & PART, T. (2006): Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* 43(6): 1110–1120.
- WRIGHT, H. E. (1974): Landscape development, forest fire and wilderness management. *Science* 186(4163): 487–495.
- ZIMMERMAN, G. S., GUTIÉRREZ, R. J., THOGMARTIN, W. E. & BANERJEE, S. (2009): Multiscale habitat selection by Ruffed Grouse at low population densities. *The Condor* 111(2): 294–304.
- ZSEBŐK, S., MOSKÁT, CS. & BÁN, M. (2017): Individually distinctive vocalization in Common Cuckoos (*Cuculus canorus*). *Journal of Ornithology* 158(1): 213–222.

## Mellékletek

## I. számú melléklet: A gyomvegetáció felmérés fajai (LAJTA és MOSON Project)

<i>Achillea collina</i>	<i>Cannabis sativa</i>	<i>Fumaria schleicheri</i>	<i>Potentilla argentea</i>
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	<i>Galium aparine</i>	<i>Potentilla erecta</i>
<i>Acinos arvensis</i>	<i>Cardaria draba</i>	<i>Galium mollugo</i>	<i>Rosa canina</i>
<i>Agrimonia eupatoria</i>	<i>Carduus acanthoides</i>	<i>Galium verum</i>	<i>Reseda lutea</i>
<i>Agropyron repens</i>	<i>Carduus nutans</i>	<i>Geranium pusillum</i>	<i>Rubus caesius</i>
<i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Carex hirta</i>	<i>Humulus lupulus</i>	<i>Rumex crispus</i>
<i>Agrostis tenuis</i>	<i>Centaurea scabiosa</i>	<i>Hypericum perforatum</i>	<i>Salvia nemorosa</i>
<i>Ajuga chamaeopytis</i>	<i>Centaurea stoebe</i>	<i>Knautia arvensis</i>	<i>Scabiosa ochroleuca</i>
<i>Ajuga genevensis</i>	<i>Centaureum erythraea</i>	<i>Lactuca serriola</i>	<i>Securigera varia</i>
<i>Allium scorodoprasum</i>	<i>Cerinthe minor</i>	<i>Lamium amplexicaule</i>	<i>Seseli</i> spp.
<i>Alopecurus pratensis</i>	<i>Chenopodium album</i>	<i>Lamium purpureum</i>	<i>Silene alba</i>
<i>Alyssum alyssoides</i>	<i>Chenopodium hybridum</i>	<i>Lathyrus tuberosus</i>	<i>Silene vulgaris</i>
<i>Amaranthus chlorostachys</i>	<i>Chondrilla juncea</i>	<i>Lepidium draba</i>	<i>Solanum dulcamara</i>
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	<i>Cirsium arvense</i>	<i>Lepidium ruderales</i>	<i>Solidago gigantea</i>
<i>Anagallis arvensis</i>	<i>Clinopodium vulgare</i>	<i>Leucanthemum vulgare</i>	<i>Sonchus asper</i>
<i>Anthemis austriaca</i>	<i>Conium maculatum</i>	<i>Linaria vulgaris</i>	<i>Sorghum halepense</i>
<i>Anthemis arvensis</i>	<i>Consolida regalis</i>	<i>Lolium perenne</i>	<i>Stachys annua</i>
<i>Apera spica-venti</i>	<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Matricaria inodora</i>	<i>Stellaria media</i>
<i>Arctium lappa</i>	<i>Crepis pulchra</i>	<i>Matricaria discoidea</i>	<i>Taraxacum officinale</i>
<i>Arctium minus</i>	<i>Crepis setosa</i>	<i>Medicago lupulina</i>	<i>Thlaspi arvense</i>
<i>Arctium tomentosum</i>	<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Melandrium album</i>	<i>Torilis arvensis</i>
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	<i>Cynoglossum officinale</i>	<i>Melica transsilvanica</i>	<i>Tragopogon dubius</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Melilotus albus</i>	<i>Tragopogon orientalis</i>
<i>Artemisia absinthium</i>	<i>Daucus carota</i>	<i>Melilotus officinalis</i>	<i>Trifolium arvense</i>
<i>Artemisia campestris</i>	<i>Descurainia sophia</i>	<i>Mercurialis annua</i>	<i>Trifolium incarnatum</i>
<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Echium vulgare</i>	<i>Muscari comosum</i>	<i>Tripleurospermum perforatum</i>
<i>Asparagus officinalis</i>	<i>Elymus repens</i>	<i>Nigella arvensis</i>	<i>Thymus glabrescens</i>
<i>Atriplex patula</i>	<i>Epilobium tetragonum</i>	<i>Onopordum acanthium</i>	<i>Urtica dioica</i>
<i>Atriplex tatarica</i>	<i>Erigeron annuus</i>	<i>Papaver rhoeas</i>	<i>Valerianella locusta</i>
<i>Avena fatua</i>	<i>Erigeron canadensis</i>	<i>Persicaria maculosa</i>	<i>Verbascum lychnitis</i>
<i>Avena sativa</i>	<i>Erodium cicutarium</i>	<i>Petrorhagia prolifera</i>	<i>Verbascum phlomoides</i>
<i>Ballota nigra</i>	<i>Eryngium campestre</i>	<i>Phacelia tanacetifolia</i>	<i>Verbena officinalis</i>
<i>Berteroa incana</i>	<i>Euphorbia cyparissias</i>	<i>Phalaris arundinacea</i>	<i>Veronica persica</i>
<i>Bilderdykia convolvulus</i>	<i>Euphorbia esula</i>	<i>Phleum pheloides</i>	<i>Veronica polita</i>
<i>Brassica elongata</i>	<i>Euphorbia exigua</i>	<i>Picris hieracioides</i>	<i>Vicia angustifolia</i>
<i>Bromus arvensis</i>	<i>Euphorbia falcata</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Vicia faba</i>
<i>Bromus hordeaceus</i>	<i>Euphorbia helioscopia</i>	<i>Plantago major</i>	<i>Vicia hirsuta</i>
<i>Bromus inermis</i>	<i>Falcaria vulgaris</i>	<i>Plantago media</i>	<i>Vicia pannonica</i>
<i>Bromus sterilis</i>	<i>Festuca pratensis</i>	<i>Polygonum aviculare</i>	<i>Vicia villosa</i>
<i>Bromus tectorum</i>	<i>Festuca rupicola</i>	<i>Poa angustifolia</i>	<i>Viola arvensis</i>
<i>Calamagrostis epigeios</i>	<i>Filago vulgaris</i>	<i>Poa pratensis</i>	<i>Vulpia myuros</i>
<i>Camelina microcarpa</i>	<i>Filipendula vulgaris</i>	<i>Polygonum aviculare</i>	

## II. számú melléklet: Fűrj élőhelyek a vizsgálati területeken



II/1. ábra: Gyepes táblaszegély a LAJTA Project területén (Fotó: Dr. Kovács Gyula)



II/2. ábra: Ugar júniusban a MOSON Project területén (Fotó: Németh Tamás Márton)



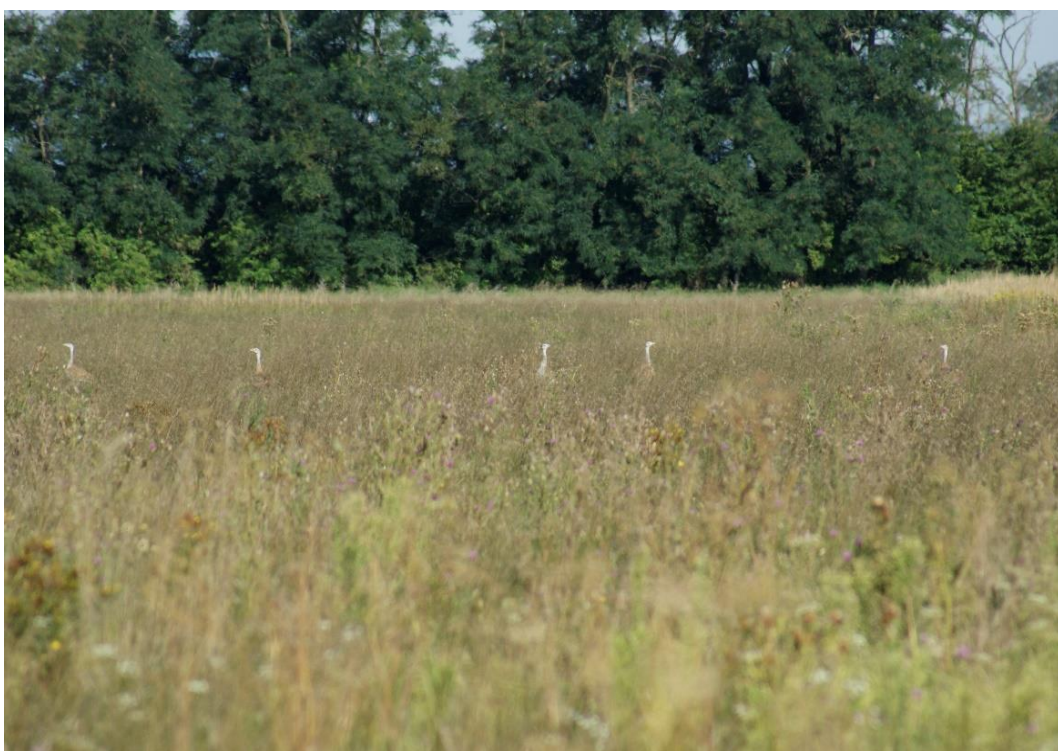
II/3. ábra: Őszi búza és szegélye a LAJTA Project területén (Fotó: Dr. Kovács Gyula)



II/4. ábra: Ugar 2013 száraz nyarán a LAJTA Project területén (Fotó: Németh Tamás Márton)



II/5. ábra: Őszi árpa a LAJTA Project területén (Fotó: Dr. Kovács Gyula)



II/6. ábra: Parlag nyár elején a MOSON Project területén (Fotó: Németh Tamás Márton)



II/7. ábra: A fűrjek által elkerült mustár, LAJTA Project (Fotó: Dr. Kovács Gyula)



II/8. ábra: Jól látható különbség a kaszálás után, MOSON Project (Fotó: Németh Tamás Márton)





II/9. ábra: Erdősávok és nagytáblás mezőgazdálkodás, LAJTA Project (Fotó: Dr. Kalmár Sándor)



II/10. ábra: Vándorsávos extenzív gazdálkodás, MOSON Project (Fotó: Dr. Kalmár Sándor)