

Doktori (PhD) értekezés
SE-EMK Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola
Vezető: Prof. Dr. Faragó Sándor
E5 Vadgazdálkodás program

**A kuvik *Athene noctua* (Scopoli, 1769) konzervációbiológiai vizsgálata a
Kiskunságban**



Készítette: Hátori Dániel

Témavezető: Dr. Winkler Dániel András

Sopron

2019

A kúvik *Athene noctua* (Scopoli, 1769) konzervációbiológiai vizsgálata a Kiskunságban

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében a Soproni Egyetem Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskolája E5, Vadgazdálkodás programja keretében

Írta: Hámori Dániel

Témavezető: Dr. Winkler Dániel András

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

.....

aláírás

A jelölt a doktori szigorlaton % -ot ért el,
Sopron,

.....

Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom

Első bíráló (Dr.) igen /nem

.....

aláírás

Második bíráló (Dr.) igen /nem

.....

aláírás

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

.....

Bírálobizottság elnöke

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

.....

EDHT elnöke

Kivonat

A kuvik *Athene noctua* (Scopoli, 1769) konzervációbiológiai vizsgálata a Kiskunságban

Európában a kuvik (*Athene noctua*) populációi jelentős állománycsökkenést szenvedtek az elmúlt évtizedekben, ennek felismerésével párhuzamosan védelme és kutatása egyre nagyobb természetvédelmi jelentőséget kapott. A felső-kiskunsági kutatási területen elsőként meghatározásra került a mezőgazdasági- és egyéb épülettípusok – mint potenciális antropogén fészkelőhelyek – veszélyeztető tényezőinek mértéke. A 2003–2018 közötti időszakban a konzervációbiológiai kutatások magukban foglalták a kihelyezett kuvikodúkban zajló költések reprodukciós-, valamint foglalási eredményeinek értékelését, a kuvikodúk és a revírterületek élőhelyi összefüggéseinek meghatározását. Mindezekkel párhuzamosan sor került a populáció trendjének megállapítására, a fogás-visszafogási adatok alapján a diszperziós mozgásformák kimutatására, valamint a demográfiai mechanizmusok vizsgálatára. A köpetelemzések a fészkelési időszakra vonatkozóan valósultak meg, a kuvik gerinces zsákmányállataira, illetve részben a rovarközösségek tekintetében táplálkozási szokásainak és alkalmazkodási képességének feltárása céljából. A kutatási területen a természetes költési lehetőségek alapvetően nem biztosítottak, az antropogén veszélyeztető tényezők jelentősek. A kuvikok nagyobb valószínűséggel foglalják el azokat az odúkat, amelyek mezőgazdasági épülethez, illetve gyepterülethez közelebb helyezkednek el. A költőhelyválasztást leginkább a rétek, legelők, művelésből kivont területek és a szántók aránya befolyásolja. A kuvikodúk foglalási aránya és a sikeresen kirepült fiókaszám folyamatosan emelkedett, a populáció belső növekedési ráta kis mértékben pozitívnak mutatkozott, továbbá a megállapított minimális denzitásértékek is növekedtek. A reprodukciós eredmények alapján a kihelyezett kuvikodúk jelentős mértékben hozzájárultak a vizsgálati terület populációjának gyarapításához. A biomassza tömeg részarányok tekintetében összességében a mezei pocok (*Microtus arvalis*) és az erdeiegér-fajok (*Apodemus* spp.) fogyasztása jelentős, egyedszám-részarányok tekintetében viszont a barna ásóbékák (*Pelobates fuscus*) zsákmányolása figyelemre méltó. Bár az ízeltlábúak egyedszám szerinti részaránya jelentős, tömeg szerinti részesedésük viszont rendkívül csekély volt.

Abstract

Conservation biological studies on the Little Owl *Athene noctua* (Scopoli, 1769) in the Kiskunság

In Europe, the populations of the Little Owl (*Athene noctua*) have suffered a significant decrease in past decades. As a consequence, the conservation and research of the Little Owl have become important priorities. At first, the degree of threatening factors has been determined in the Upper Kiskunság (Great Plain, Central Hungary) research area with regard to the potential anthropogenic nesting sites (farm buildings). During the period 2003–2018, conservation biology studies included the assessment of nest box occupation and reproduction success, and the evaluation of nest box selection of Little Owls based on the habitat of their territories. The trend of the population was determined, and the dispersion pattern and demographic processes were also examined on the basis of the capture-recapture data. Analyses of Little Owl pellets (remains of both vertebrate and arthropodous prey items) were carried out for the nesting season to explore the feeding habits and adaptation ability of the Little Owl. In the study area, suitable natural nesting opportunities are limited, and anthropogenic risk factors are significant. The Little Owls are more likely to occupy the nest boxes that are closer to farm buildings and grasslands. Nest site selection is mainly influenced by the proportion of meadows, pastures, arable land and areas withdrawn from cultivation. The occupation rate of Little Owl nest boxes and the number of successfully fledged owlings constantly increased. The internal population growth parameter was positive and the established minimum density values also increased. Based on the reproduction results, the installed artificial nest boxes have contributed significantly to the increase of the population of the researching area. In terms of biomass proportion, the most common mammalian prey was the Common Vole (*Microtus arvalis*) and Field Mice (*Apodemus* spp.), but regarding the proportion based on number of individuals, Common Spadefoot (*Pelobates fuscus*) was also noteworthy. Although arthropods were large in number, their share of mass was extremely small.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	6
2. Szakirodalmi áttekintés	9
2.1. A mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok állományváltozásai	9
2.2. A kuvik fészkelőhelyei és azok veszélyeztető tényezői	9
2.3. A kuvik állománytrendje és denzitása	12
2.4. Mesterséges kuvikodúk szerepe	14
2.5. A kuvik diszperziós mozgásformái és demográfiai mechanizmusai.....	15
2.6. Európai táplálkozásbiológiai adatok.....	17
3. Célkitűzések és kérdésfeltevések	18
4. Anyag és módszer	20
4.1. A felső-kiskunsági kutatási terület bemutatása	20
4.1.1. A teljes felső-kiskunsági területre vonatkozó kutatások.....	21
4.1.2. A Felső-Kiskunságban végzett további kutatások egyes mintaterületei.....	22
4.2. A kutatások felmérési és adatelemzési módszerei	26
4.2.1. Mezőgazdasági- és egyéb épülettípusok veszélyeztető tényezőinek felmérése	26
4.2.2. Az állományfelvételezés módszerei a denzitás megállapítása céljából	26
4.2.3. Odúfoglalási-, költési- és reprodukciós adatfelvételezés.....	28
4.2.4. Reprodukció és a kuvikodúk paramétereinek, élőhelyi jellemzőinek elemzése	31
4.2.5. A vizsgált populáció szétszóródásának és demográfiájának értékelési módszerei	33
4.2.6. Köpetelemzés módszere és a minták kiértékelése	35
5. Eredmények.....	39
5.1. Mezőgazdasági- és egyéb épülettípusok fészkelést veszélyeztető tényezői	39
5.2. A felső-kiskunsági kuvikpopuláció denzitása.....	42
5.3. Odúfoglalási-, költési- és reprodukciós eredmények.....	44
5.4. Reprodukció és a kuvikodúk-, valamint az élőhely paramétereinek összefüggései	47
5.5. A vizsgált populáció szétszóródása és demográfiai mechanizmusai.....	50
5.6. A kuvik táplálék-összetétele a Felső-Kiskunságban.....	54
5.6.1. Gerinces táplálék-összetétel összegzése.....	54
5.6.2. Ízeltlábú táplálék-összetétel összegzése	61
6. Diskusszió	65
6.1. Mezőgazdasági- és egyéb épülettípusok veszélyeztető tényezői	65
6.2. A felső-kiskunsági kuvikpopuláció denzitás adatainak értékelése	66
6.3. Odúfoglalási-, költési- és reprodukciós eredmények értékelése	67
6.4. A kuvikodúk foglaltságát és a reprodukciót befolyásoló tényezők értékelése	68

6.5. A vizsgált populáció szétszóródási adatainak és túlélési rátájának értékelése.....	69
6.6. Táplálkozásbiológiai eredmények értékelése	71
7. Konzervációbiológiai következtetések és javaslatok.....	75
Összefoglalás	78
Köszönetnyilvánítás.....	80
Irodalomjegyzék	81
Új tudományos eredmények, tézisek.....	105

„A madaraknak előbb-utóbb meg kell tanulniuk repülni. Nem akadályozhatjuk meg, bármennyire is szeretnénk őket ott tartani a biztonságos fészekben.”

Nora Roberts

1. Bevezetés

Európában a kuvikpopulációk jelentős állománycsökkenést szenvedtek az elmúlt évtizedekben, amelynek okai különböző eredetűek (Tucker & Heath 1994, Kitowski 2003, Štastný *et al.* 2006, Šálek 2014). Ennek felismerésével párhuzamosan védelme és kutatása egyre nagyobb természetvédelmi jelentőséget kapott (Génot 1992, Angelici *et al.* 1997). A kuvikot Európában főként az agrárintenzifikációval járó nagyléptékű élőhelyváltozások érintették negatívan, amelyek csökkentették a táplálékkínálatot, a természetes fészkelőhelyszámot, és így az állomány nagyságot is (Tucker & Heath 1994, Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008, BirdLife International 2018). Egyes szerzők rámutattak arra, hogy az állománycsökkenések a természetes költési lehetőségek szűkülésével összefüggésben állnak (Schwarzenberg 1970, Génot & Van Nieuwenhuyse 2002, Thorup *et al.* 2010). A magyarországi kuvikpopuláció tekintetében térbeli eloszlásuk jól ismert, de az időbeli változásokról, a pontos állomány nagyságról, a tendenciákról és az egyes régiók denzitásáról nem rendelkezünk részletes adatokkal (Gorman 1995, Bankovics & Vadász 2009, Hámori 2017e). Ez a kérdéskör így hazánkban további vizsgálatokat igényel amellet, hogy egyes közép-európai országokban már bebizonyosodott a csökkenő populációs trend (Šálek & Schröpfer 2008).

A kuvik eredendően odvas fák törzsében és ágaiban költő madárfaj, amely a zárt erdőterületeket kerüli (Schmidt 1998, Hámori 2017c). Természetes fészkelőhelyei ma már csak elenyésző számban érhetőek el (Génot & Van Nieuwenhuyse 2002, Thorup *et al.* 2010), így számára elsődlegesen az antropogén létesítmények (tanyasi- és mezőgazdasági épületek) biztosítják a fészkelési lehetőséget (Génot 1992, Centili 1996, Clech 2001, Hámori 2017d), ahol a veszélyeztető tényezők általában számottevőek. Nyugat-Európában a költésre alkalmas épületek száma is drasztikusan megfogyatkozott (Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008, Šálek & Lövy 2012), így hazánkban nagyon fontos ennek a negatív folyamatnak a mielőbbi feltárása.

Egyes európai populációk megőrzése céljából több országos és nemzetközi szintű konzervációbiológiai kutatás és odútelepítési program indult a költési lehetőségek hosszú távú biztosítása céljából (Exo & Hennes 1980, Kirchberger 1988, Lecomte *et al.* 2001, Leigh 2001, Gottschalk *et al.* 2011). Hazánkban erre vonatkozó vizsgálatok és odútelepítési programok a

jelen dolgozatban tárgyaltak kivételével nem történtek, pedig Európában a 70'-es évek óta bizonyított tény, hogy mesterséges kúvikodúk kihelyezésével jelentősen növelhető az állomány nagysága (Exo & Hennes 1980, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008, Johnson *et al.* 2009, Hámori *et al.* 2016). A mesterséges fészekodvak kihelyezését a kúvik költőállományának növelésére Európa több területén is sikeresen alkalmazták (Schwarzenberg 1970, Kirchberger 1988, Lecomte *et al.* 2001, Leigh 2001, Hámori 2017e), de ezzel összefüggésben az odúk paramétereit, valamint az élőhelyi feltételeket és a projektek hatásait csak ritkán vizsgálták (Gottschalk *et al.* 2011). Pedig a konzervációbiológiai kutatások és célzott fajvédelmi programok esetében fontos, hogy a folyamatos felülvizsgálat, a kiindulási pont és végcél közötti stádiumok elemzése ne maradjon el (Standovár 2001). A foglalási és reprodukciós adatok elemzése különösen fontos, hiszen könnyen elképzelhető, hogy a nem megfelelő élőhelyekre telepített mesterséges odúban a költsék reprodukciós sikere alacsonyabb értékhez vezet, így azok hosszú távon akár ökológiai csapdaként is funkcionálhatnak (Gehlbach 1994, Avilés & Parejo 2004, Mänd *et al.* 2005, Klein *et al.* 2007). Emellett vizsgálnunk kell az odúk környezetének élőhelyi jellemzőit és kihelyezésük paramétereit is, mivel ezek befolyásolhatják a foglaltságot és a költsési sikert (Lambrechts *et al.* 2012, Lowther 2012).

A kúvik ökológiai igényeit Európa több élőhelyén részletesen tanulmányozták (Schönn *et al.* 1991, Exo 1992, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2001a, Hardouin *et al.* 2006, Tomé *et al.* 2008, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008), de a populációk diszperziós mozgásformáit, és demográfiai mechanizmusait (túlélési jellemzőit) többségében csak érintőlegesen vizsgálták (Exo & Hennes 1980, Kämpfer-Lauenstein & Lederer 1991, Letty *et al.* 2001, Schaub *et al.* 2006, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008, Thorup *et al.* 2010, Le Gouar *et al.* 2011). Európában a vidéki környezet fragmentáltsága miatt egyre több kúvikpopuláció metapopulációnak tekinthető, így természetvédelmi szempontból fontos pontosan ismernünk egy adott populáció juvenil (fiatal) és adult (legalább 2. naptári éves, vagy idősebb) egyedeinek kóborlási jellemzőit, túlélési rátáit.

Az európai és a közel-keleti országokban végzett köpetelemzések szerint a kúvik tápláléka többnyire kisemlősökből és rovarokból áll, azonban táplálkozási szokásai az élőhely és a földrajzi régió szerint eltérhetnek (Herrera & Hiraldo 1976, Cramp 1985, Gorzel & Grzywaczewski 2003, Obuch & Kristín 2004, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008, Hámori *et al.* 2019). Az adott kúvikpopuláció trendje alapvetően a fészkelőhelyek elérhetőségével, valamint a táplálkozási lehetőségekkel és a korlátozott táplálékélrhetőséggel állhat szoros összefüggésben (Génot & Van Nieuwenhuysse 2002, Žmihorski *et al.* 2006, Thorup *et al.* 2010, Apolloni *et al.* 2018). Táplálkozásának összetételére és a táplálkozási

szokásokra vonatkozóan több tanulmány készült a mediterrán régióban, Nyugat-Európában és a Közel-Keleten (Zerunian *et al.* 1982, Angelici *et al.* 1997, Gotta & Pigozzi 1997, Obuch & Kristín 2004, Alivizatos *et al.* 2005, Kayahan & Tabur 2016). Közép-Európában is elengedhetetlenek a részletes táplálkozásbiológiai vizsgálatok, hogy azok támogassák a természetvédelmi stratégiákat. Magyarországon a kuvik táplálkozására vonatkozó adatok néhány kivételtől eltekintve (Lanszki 2006, Hámori & Traser 2015, Hámori *et al.* 2019) többségében kis mintaszámúak és az ezredforduló előttiak (Greschik 1911, 1924, Marián & Schmidt 1968, Molnár 1984, Andrési & Sódor 1986, Endes 1990). Az ízeltlábúfogyasztásra vonatkozólag csak kevés hazai publikáció ismeretes (Lanszki 2006, Hámori *et al.* 2017a). Mindezek tekintetében Magyarországon a kuvik az egyik legkevésbé tanulmányozott bagolyfaj.

2. Szakirodalmi áttekintés

2.1. A mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok állományváltozásai

A természeti tájban az ember a természetes ökoszisztémának még integráns része volt, növekvő aktivitása azonban a növénytakarót és ezáltal a táj képét fokozatosan megváltoztatta (Viszló 2011). A mezőgazdálkodásnak a környezetre, az élővilágra és a tájképre gyakorolt hatásai oly jelentősek, hogy napjainkra a műveléshez alkalmazkodó sajátos életközösségek, ún. agrárökoszisztémák alakultak ki (Fehér *et al.* 2015). A mezőgazdasági kultúrák terjedése, a talajjavító beavatkozások és egyéb antropogén aktivitások a 20. század második felére a flóra és a fauna fokozatos átalakulásához, a biológiai sokféleség drasztikus csökkenéséhez vezetett (Donald 1998, Krebs *et al.* 1999, Tilman *et al.* 2001, Benton *et al.* 2003, Vickery *et al.* 2004, Tscharnke *et al.* 2005), amelyet továbbra sem sikerült megállítani (Balmford & Cowling 2006, Butchart *et al.* 2010). Ennek következtében a kutatások száma exponenciális ütemben növekedett az elmúlt évtizedekben (Mihók *et al.* 2014). A mezei madárfajok állományaiban történt csökkenés (Pitkänen & Tiainen 2001, Donald *et al.* 2006, Wretenberg *et al.* 2006, Reif *et al.* 2008) okát leginkább a mezőgazdasági művelésben bekövetkezett változásokban látják (Siriwardena *et al.* 1998, Chamberlain *et al.* 2000, Donald *et al.* 2001, Gregory *et al.* 2005, Fuller *et al.* 2006). A sokszor hirtelen jelentkező átalakítás csökkentheti az agrárkörnyezet faji diverzitását, ami gyakran a termelést és az élővilágot veszélyeztető tényezők felerősödésével is együtt jár (Faragó 2003, 2006). A negatív tendencia a hazai mezőgazdasági területek esetében is érzékelhető (Szép & Nagy 2006, Báldi & Batáry 2011, Szép *et al.* 2012). Az extenzíven és intenzíven használt területek madárközösségeiről több élőhelyen is megvalósultak hazai kutatások, melyek alapvetően az extenzív gazdálkodás pozitív hatását mutatták ki (Báldi *et al.* 2004, Verhulst *et al.* 2004, Batáry *et al.* 2007a, 2007b, Kovács *et al.* 2007). Közép-Európában a hagyományos gazdálkodású mezőgazdasági- illetve gyepterületek a kuvik legfontosabb élőhelyei (Exo 1984, Loske 1986, Bauer & Berthold 1996, Dalbeck *et al.* 1999, Šálek & Berc 2001).

2.2. A kuvik fészkelőhelyei és azok veszélyeztető tényezői

Amennyiben a kuvik számára egy élőhelyen rendelkezésre áll megfelelő méretű természetes költőüreg (odvas fatörzs, vagy vízszintes odvas ágrész), úgy annak elfoglalására törekszik. Elnevezései német nyelvterületen, mint a természetes költőüregekben előszeretettel költő bagolyfajra utalnak: "Baumkauz" (fa bagoly) (Weimann 1965) és a "Stockeule" (fűzfa bagoly)

(Schönn *et al.* 1991). A kuvik által elfoglalt természetes faodvak között különböző állású korhadásokat lehet megkülönböztetni, beleértve a vízszintes és függőleges elhelyezkedésűeket (Exo 1981, Génot 1990). A költésre használt természetes faodvak szélessége Angliában átlagosan 20 cm (10–50 cm), a bejárat vízszintes hossza és a költőüreg mélysége átlagosan 80 cm (50–130 cm) volt (Glue & Scott 1980). Génot (1990) Franciaországban megállapította, hogy a természetes költőüregek átlagos mélysége 77 cm (32–200 cm). Nyugat-Európában a kuvik számára még megfelelő élőhelyeken a természetes költési lehetőségek kialakítására is törekednek. A védelmi tevékenységek során a fák odvasodását és így a kuvik számára alkalmas természetes fészkelőhelyeket a leggyorsabban sűrűn visszavágott, vastag törzsűre nevelt fűzfákkal (Loske 1978, Bultot 1996, Bultot *et al.* 2001), gyümölcsösökben az idős, odvas egyedek (Harbott & Pauritsch 1987, Grimm 1989, Juillard 1997), valamint idős mezővédő tölgy fasorok megőrzésével (Meisser 1998) biztosítják.

A kuvik a természetes fészkeküreg hiányában viszont sok alternatív helyet kényszerül költésre elfoglalni. Olaszországban bontott épületek törmelékei között (Centili 1996), Hollandiában idős gyümölcsfák (főleg alma) és csonkolt fűzfák odvaiban, valamint mezőgazdasági épületekben és mesterséges kuvikodúkban fordult elő költésük (Fuchs 1986). Glue & Scott (1980) az Angliában vizsgált 482 fészkelőhelyből 24% tölgyben, 23% bükkben, 18% gyümölcsfákban, és 15% fűzfákban, a többi épületekben (20%) volt. Németországban 316 költőhelyből 54,5% faüregben, 27,5% épületekben, míg 18% egyéb helyeken (kőbányák, mesterséges kuvikodúk) voltak megtalálhatók (Schönn 1986). Franciaországban 530 fészekből 18% volt gyümölcsfákban, 11% csonkolt idős fákban, 12% egyéb faegyedekben, 32% épületekben és 26% egyéb helyeken (mesterséges költőodúk, sziklafal-üregek) (Génot 1992). Egy másik franciaországi felmérés (Nyugat-Franciaország) az alábbi eredményekkel szolgált: 100 regisztrált fészek közül 46 mezőgazdasági épületekben, 6 kúriákban, 9 lakott házakban, 33 elhagyott házakban, 5 hangárokban, 1 pedig galambdúcban volt (Clech 2001). Ausztriában 144 fészket vizsgáltak, amelyek közül 17 fákon, 62 csűrben, 53 borospincékben, 6 gazdasági épületekben, 4 szalmabálák között és 2 templomtoronyban volt (Ille & Grinschgl 2001). Centili (2001a) által felvételezett 39 olaszországi fészkelőhelyből 25 építési törmelék között, 13 épületekben, és 1 csatornacsőben helyezkedett el. A kaukázusi területeken, a kuvikok meglepő módon elhagyott varjúfészkekben (*Corvus cornix*) is megtelepedtek (Il'yukh 2002).

Európában a kuvikot a különböző mezőgazdasági és tanyasi épületekben („potenciális antropogén fészkelőhelyek”) sok veszélyeztető tényező fenyegeti. Mint a legtöbb ragadozó madarat, így a kuvikokat is üldözték, csapdázták a 18. század végétől egészen a 19.

század közepéig. A táplálkozásbiológiai kutatások révén felfedett hasznosságának társadalmi elfogadása ellenére, egyes helyeken (pl. Kárpát-medence) még napjainkban is üldözik ezt a babonák és népi mondások által „halálmadárnak” titulált, hasznos bagolyfajt. A különböző épülettípusokban fészkelő kuvikokra is több nyelvterületen utalnak: Dél-Franciaországban és Hollandiában, valamint Belgiumban például „tetőbagoly”-ként ismerik (Barthelemy & Bertrand 1997). Nyugat-Európában az épületeken belül és azok közvetlen környezetében regisztrált veszélyeztető tényezők közül a legszámottevőbbek a már repülő fiatalok itatóvályukba csúszása és így fulladása (Génot 1991), valamint az üreges oszlopokba és épületrészekbe, fedetlen nyílásokba esés (Clech 1993, Zvāral 2002). Állattartó telepek közelében, illetve a mezőgazdasági táblák mellett az előző években megépített szalmabálakazlakban is előszeretettel telepednek meg, mert a bálák közötti résekben napközben elrejtőzhetnek, az üregek mikroklímája pedig a költéshez ideális feltételeket nyújt (Ille & Grinschgl 2001). Mivel a bálákat az év folyamán az állattenyésztés céljaira (etetés, almozás) folyamatosan használják, ezért a megbontott, elhordásra ítélt kazlakban költő párok fészkelje gyakran veszélybe kerül (Orbán 1985). A kuvikok a fészkelési időszakban idejük nagyobb részét a költőhelyen töltik, de a költési időszakon kívül is ott nappaloznak, pihennek. A ezeken a helyeken végzett emberi zavaró tevékenységek (alkalmi munkák, javítások, felújítások, gyakori gépmunkák) érzékenyen érinthetik a territoriális viselkedésű kuvikokat (Lecomte *et al.* 2001, Nagy 2001, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008).

Hazánkban a kuvik költőhelyei jellemzően tanyasi és gazdasági épületek padlásterei (Schmidt 1998), ahol a veszélyeztető tényezők közül a legfontosabbak a felújítási munkák (Klein 2017), a nyestek (*Martes foinea*) térfoglalása (Kalotás 1987), továbbá a peszticidek, valamint a másodlagos mérgező hatású rágcsálóirtószerek használata (Nagy 2001). Az alföldi élőhelyek jelentős része napjainkban is folyamatosan átalakul, a tájképet is meghatározó hagyományos épületek helyére költésre alkalmatlan épületeket létesítenek, vagy a meglévők elhagyatottá válnak és idővel összeomlanak (*l. kép*) (Orbán 1985). Itt természetszerűleg a költési siker is jóval alacsonyabb, mert a predátorok (pl. házimacska, nyest) jelenléte és az emberi zavarások is fokozottan jelentkezik (Gottschalk *et al.* 2011). Hazai irodalmi források a kuvik potenciális antropogén fészkelőhelyeinek konkrét veszélyeztető tényezőiről és azok mértékéről nem állnak rendelkezésre.



1. kép Egy korábban libahodályként funkcionáló romos épület, mint potenciális fészkelőhely (Bugyi-Ürbőpuszta, 2004.05.21., a szerző felvétele)

2.3. A kuvik állománytrendje és denzitása

A palearktikus elterjedésű kuvik teljes európai állományát a 90'-es évek elején 180 ezer és 570 ezer pár közöttire becsülték (Tucker & Heath 1994). Állománya számos európai országban csökkenő tendenciát mutat az elmúlt 60 évben (Mánež 1983, Cramp 1985, Heath *et al.* 2000, Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008, BirdLife International 2018). A tapasztalt állománycsökkenés következtében az ezredfordulóra a kuvik megőrzése és kutatása a legtöbb európai országban fontos ornitológiai prioritássá vált (Angelici *et al.* 1997, Génot 1997, Žmihorski *et al.* 2006, Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008). Egyes nyugat-európai országokban (pl. Belgium, Dánia) a 2000–2004-ben becsült állomány 2010–2014-re a 25%-ára csökkent (BirdLife International 2018). Az állománycsökkenés okait a természetes költési lehetőségek drasztikus csökkenésével, a mezőgazdasági táj gyors ütemű átalakításával és modernizálásával, valamint a potenciális antropogén fészkelőhelyek veszélyeztető tényezőivel magyarázzák (Bultot *et al.* 2001, Génot & Van Nieuwenhuyse 2002, Thorup *et al.* 2010). Az egyes országokban detektált állománycsökkenés a kisebb, elszigetelt metapopulációk létrejöttének következménye is lehet, amelyekben a mortalitást nem ellensúlyozza a környező élőhelyekről történő immigráció (Cramp 1985, Schönn *et al.* 1991, Exo 1992, Tucker & Heath 1994, Šálek & Schröpfer 2008).

A kutatások többségét Nyugat-Európában végezték, így az e tanulmányokban leírt ökológiai mechanizmusok a közép-európai populációk esetében megkérdőjelezhetők (Mikkola 1983, Šálek & Schröpfer 2008, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008, Tryjanowski *et al.* 2011). A közép-európai mezőgazdasági területek az agrár-technológiailag fejlettebb nyugat-európai élőhelyekhez képest jobb állapotúak, a habitatstruktúra általában mozaikosabb (Szép *et al.* 2012). Ennek ellenére a megállapított kuvikpopulációs trendek több közép-európai területen is negatívak (pl. Csehország, Horvátország, Lengyelország, Szlovákia, Szlovénia), az egyes országok teljes területére vonatkozó denzitás értékek maximálisan csak 0,02 pár/km² értékűek (Tomiałojć & Stawarczyk 2003, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008).

Magyarországon a kuvik magpopulációja az Alföldön található, különösen a Dunától keletre (Schönn *et al.* 1991, Gorman 1995). A feltételezett magyarországi állomány 1500 és 4000 pár közötti (Gorman 1995, Hadarics & Zalai 2008, Šálek *et al.* 2013, Hámori 2016b, BirdLife International 2018). A kuvik denzitásértékeit hazánk teljes területére vonatkozóan 0,01–0,02 pár/km² értékben állapították meg (Mánez 1983, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008). Véletlenszerű megkerülései alapján Győr-Moson-Sopron megyében jelentős számú előfordulását feltételezik (Váczi *et al.* 2015). A Vas Megye Madarainak Névjegyzéke (Gyurác *et al.* 2010) "ritka fészkelő, telelő" kategóriába sorolja. A Nyugat-Magyarország fészkelő madarainak elterjedési atlasza (Udvardy 2012) hat Vas megyei UTM négyzetben (10x10km) jelöli előfordulását, ezekből egyben bizonyított költéséről számol be, és az állomány csökkenését valószínűsíti. Később a megyében Harsányi (2017) összesen 45 helyszínen igazolta a madár előfordulását. Egyes alföldi régiókban viszont (pl. Békés- és Bács-Kiskun megyék) jelentős állománnyal rendelkezik, ahol a populáció mérete növekedést mutatott az elmúlt évtizedben (Bozó & Csathó 2017, Hámori *et al.* 2017b). A Hortobágy területén 1997–1999 között – a fészkelőpárok számlálásának módszere szerint – végzett felmérések alapján a vizsgált 170400 ha-on 220 költőpárt (0,13 pár/km²) detektáltak (Kovács & Oláh 2004). Ehhez képest, ugyancsak a Hortobágy területén, 2011. és 2012. március-áprilisi hívóhangos állománybecslés alapján 0,5 pár/km² denzitásértéket mutattak ki (Šálek *et al.* 2013). Baja környékén 2010–2012-ben 40 km²-es területen a denzitás mértéke a 0,35–0,55 pár/km² volt (Kalocsa & Tamás 2012). Kisebb területet átfogó felmérések során Fülöpháza körzetében 1600 hektáros területen 3–4 párt (0,19–0,25 pár/km²), Szabadszálláson 4000 hektáros területen ugyanennyi költőpárt (0,08–0,1 pár/km²) találtak. A dél-hevesi füvespusztákon 13 000 hektáron 11 párt (0,08 pár/km²) figyeltek meg (Schmidt 1998).

2.4. Mesterséges kuvikodúk szerepe

A mesterséges költőhely-biztosítás folyamatos terepi munkát igénylő természetvédelmi tevékenység, amelyet széles körben alkalmaznak a természetes költőüregekben költő madárfajok esetében (Newton 1994, Olah *et al.* 2014). Az odúban költő fajok védelme eredményes lehet, ha az élőhely-összetétel megfelelő és vannak alkalmas táplálkozóterületek is (Kiss *et al.* 2016). Ez a tevékenység hozzájárul az adott faj populációjának erősítéséhez (Bolton *et al.* 2004, Priddel *et al.* 2006). A csekély költési lehetőséggel rendelkező élőhelyeken a természetes odvak nélkül költőhely-hiány alakul ki, ami sok odúban költő faj populációjának csökkenése háttérben áll (Sutherland *et al.* 2004). A kuvik ökológiáját igen részletesen tanulmányozták, így a természetes és antropogén fészkelőhelyek kiválasztását és az élőhelyi feltételeket is (Schwarzenberg 1970, Schönn *et al.* 1991, Exo 1992, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2001b, Hardouin *et al.* 2006). A mesterséges kuvikodúk elkészítése, kihelyezése, folyamatos ellenőrzése és karbantartása költség- és időigényes, de rövidtávon sikeres megoldást teremt a természetes költőüreg-hiány, valamint az antropogén fészkelőhelyek veszélyeztető tényezőinek ellensúlyozására (Exo 1992, Haase 1993, Bultot *et al.* 2001, Gottschalk *et al.* 2011). A kuvikodú-telepítések során fontos, hogy az odúkat olyan – természetes fészkelési lehetőségekkel nem, vagy alig rendelkező – élőhelyeken telepítsék, amelyek a kuvik ökológiai feltételeinek megfelelnek, és ahol valószínű a fészkelőpárok költési sikere (Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008). Az odúk telepítésével – a költések eredményességének és ellenőrizhetőségének javítása mellett – az antropogén fészkelőhelyeken tapasztalt veszélyeztető tényezők kizárhatók, mérsékelhetők (Hámori 2016a). Idehaza, magyar nyelven, csak két típusú mesterséges kuvikodút írtak le hivatalosan (Haraszthy 1982, Andrési 1995). Ehhez képest az európai irodalmi forrásokban több típus műszaki leírása, illetve alkalmazásának szempontjai is elérhető (Schwarzenberg 1970, Juillard 1984, Cramp 1985, Hölzinger 1987, Kirchberger 1988, Bultot 1990, Mebs & Scherzinger 2000, Premuda *et al.* 2000). Az odúk alapvető kritériuma, hogy a kuvik meglehetősen nagy berepülő nyílású, 75-85 mm-es odút igényel, ami manapság a természetben igen ritka. Alakja egy elnyújtott téglatestre, vagy hengerre hasonlíthat, típustól függően. Teste 80 cm-től 120 cm-ig nyúlhat, de a belső tér általában elég, ha csak 20–25 cm átmérőjű. A berepülő nyílás csak az odú egyik végén van, mögötte legalább egy sötétítő fallal ellátva. A berepülő nyílással szemközt helyeznek el egy nyitható oldal-, vagy hátlapot, ami a láda tisztítását, valamint fészkelési időben az esetleges fiókák gyűrűzését segíti.

A mesterségesen létrehozott kuvikodú-parkok költési és reprodukciós eredményei, valamint az ezekre alapozott populációs trend- és egyéb kutatások nem mindig megbízhatóak (Illner 1990). Ezen adatok csak a mesterséges odúk költési eredményeire vonatkoztathatók, így fontos a további költőhelyeken fészkelő állomány felmérése is. A németországi és hollandiai vizsgálatok alapján megállapított minimális reprodukciós érték, amely egy populáció fennmaradását hosszú távon biztosíthatja 2,35 fióka/költőpár évente (Exo & Hennes 1980). Egy Frankfurthoz közeli élőhelyre – első sorban idős gyümölcsösökbe – telepített kuvikodúk költési eredményeit vizsgáló, három évet összegző tanulmányban átlagosan 2,21 értékű szaporodási rátát állapítottak meg (Gottschalk *et al.* 2011). Ezen közép-németországi területen a 2004-től 2006-ig tartó időszakban 544 kuvikodút egy alkalommal se foglaltak el költésre a kuvikok (68%), 144 odúban a szaporodási siker nem érte el a 2,35 fióka/költőpár értéket (18%), és csak 108 odúban volt ezen értéket meghaladó reprodukció (14%). Eredményeik alapján megállapították, hogy a kuvikodúk hatékonysága jelentősen növelhető lenne, ha a foglalatlan odúkat áthelyeznék olyan helyekre, ahol a foglalatlan odúkat pedig olyan élőhelyekre, melyek biztosíthatnák a jobb szaporodási sikert.

2.5. A kuvik diszperziós mozgásformái és demográfiai mechanizmusai

A kuvik hazánkban rendszeresen fészkelő, állandó madárfaj (Schmidt 1998), így vonuláskutatás szempontjából csak kóborlása, szétszóródása tekintetében lehet „vizsgálati alany”. Monogám faj, a tojó egész évben a hímmel együtt él, revírjüket a téli időszakban sem hagyják el, azt több éven át foglalják (Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008). Otthonterületük jellemzően 14–120 hektár közötti, amely az egyedek korától, a denzitástól, az évszaktól és az élőhelyi adottságoktól függően változik (Šálek *et al.* 2016). A már ivarérett, költő adult (2y tavasz kortól) egyedek táplálkozási területüket és fészkelőhelyüket egész éven át védik a kompetítor fajokkal szemben. A párba állt egyedek esetében csak néhány esetben vizsgálták, hogy egyikük elpusztulása esetén a territórium-váltás bekövetkezik-e, illetve az távolságilag hogyan alakul. Egy tanulmány szerint (Sunde *et al.* 2009) ilyen esetben, ha a területen maradt hím, vagy tojó egyed nem talál új párra, akkor 6–12 hónapon belül elhagyja a territóriumot. A kuvik fiókák kirepülést követő kóborlását, diszperzióját még külföldön is csak futólag vizsgálták (Hámori 2018). A kotlási idő alapvetően a táplálékkínálattól függ, kedvező években többnyire 24–25, táplálékban szegény időben 28 nap is lehet. A fiatalok nem egészen négy hétig maradnak a fészkekben, de kirepülésük után az adult madarak még 35–45 napig óvják és etetik

őket, a juvenil egyedek szétszóródása csak ezután kezdődik meg (Pedersen *et al.* 2013). Ebben a 45 napban hozzávetőleg 0,5 ha-os területen mozognak. Jellemzően az utolsó két hétben a fiatal madarak mozgástartománya már egyedenként jelentősen eltér (3,25–4,15 ha). A tényleges kóborlást a juvenil (1y) egyedek jellemzően 12–16 hetes korukban kezdik (Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008). A szétszóródási folyamat általában október végére fejeződik be, amely többnyire 20 km-en belüli, ritkák az 50 km-nél hosszabb elmozdulások (Putze *et al.* 2009). A juvenil egyedek csak mintegy 3%-a mozdul el 100 km-nél nagyobb távolságban (Cramp *et al.* 1985). Territóriumváltás esetén az adult egyedek elmozdulása jellemzően 10 km alatti (Schönn *et al.* 1991, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008).

Az európai fogás-visszafogási adatok azt jelzik, hogy a fiatalon gyűrűzött (pullus, 1y), majd később (2y korban, vagy azt követően) visszafogott egyedek átlagos szétszóródási távolsága 6,2 km (Exo & Hennes 1980, Mikkola 1983, Eick 2003). A 2006-ig Magyarországon gyűrűzött egyedek (520) közel fele fióka volt (237). Összesen 17 fémgyűrűvel jelölt egyed került visszafogásra, 14 egyed 5 km-en belül, 3 példány 5 km-nél nagyobb távolságban (Bankovics & Vadász 2009). Hazánkban jelölt egyedek mindössze két esetben kerültek meg külföldön (Szlovákia, Lengyelország), amelyekből a lengyelországi elmozdulás a mai napig ismeretes legnagyobb távolságú (320 km, 5 év). Idehaza Ausztriában és Szlovákiában – a határtól kis távolságban – jelölt példányok kerültek meg egy-egy esetben. Az ismert legidősebb hazai példány 2006-ig egy 5 év, 9 hónapot és 4 napot megélt egyed volt.

Adott élőhelyen a stabil populációra vonatkozó kritériumok akkor teljesülnek, ha pozitív a populáció belső növekedési ráta (r), azaz a szétszóródás által új fészkelőhelyek elfoglalása is történik. A denzitás befolyásolja a kuvik diszperzióját és reprodukív sikerét, valamint élőhelyhasználatát is (Exo 1992, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008). Egy populáció stabil állományának eléréséhez/fenntartásához szükséges alapvető ökológiai feltételeket különböző módon lehet meghatározni (pl. Haartman 1971, IUCN/SSC Criteria Review Working Group 1999). A hazánkban jelölt egyedek megkerülési esetei alapján 2008-ig (44 egyed) a mortalitás 56,8%-ban ismeretlen okból, 15,9%-ban elütés következtében, 11,4%-ban egyéb természetes tényezők, a többi esetben pedig lelövés következtében (4,5%) történt, illetve predáció áldozatává váltak (2,3%) (Bankovics & Vadász 2009). A kuvikállomány hazai tendenciáiról és túlélési rátáiról pontos adatokkal nem rendelkezünk.

2.6. Európai táplálkozásbiológiai adatok

A kuvik számos vadászati technikával rendelkezik, politipikus fajként, hatalmas elterjedési területéből adódóan számos állatfaj egyedét zsákmányolja (Mikkola 1983, Cramp 1985, Schönn *et al.* 1991, Angelici *et al.* 1997). Ez jól tükröződik az eltérő földrajzi régiókban előforduló kuvikok táplálék-összetételében (Obuch & Kristín 2004, Shehab *et al.* 2004, Charter *et al.* 2006, Kayahan & Tabur 2016), illetve a különböző élőhelyeken belül ugyanazon földrajzi területen (Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008, Apolloni *et al.* 2018). A táplálék-összetételének szezonális változása szintén ismert és jól dokumentált jelenség (Hounscome *et al.* 2004, Alivizatos *et al.* 2006, Lanszki 2006, Romanowski *et al.* 2013). Alapvetően generalista táplálkozású ragadozó, táplálék-összetétele a potenciális zsákmányfajok elérhetőségéhez igazodik (Cramp 1985, Schönn *et al.* 1991, Laiu & Murariu 1997, Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008, Šálek *et al.* 2010). Esetében nincs egyértelmű összefüggés a zsákmányolt fajok egyedszáma és a vizsgált köpetszám között (Lanszki 2006, Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008). Táplálkozása tekintetében elsődlegesen a kisméretű emlősök és gerinctelenek a meghatározók, de énekesmadarakkal, kétéltűekkel, hüllőkkel és ritkán halakkal is táplálkozik (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Cramp 1985). A dél-európai térségben a kisemlősök szerepe a kuvik táplálkozásában általában kevésbé fontos, Közép-Európában viszont meghatározó lehet (Zerunian *et al.* 1982, Mánez 1983, Schönn *et al.* 1991, Ille 1992, Génot & Van Nieuwenhuyse 2002, Gorzel & Grzywaczewski 2003, Tomé *et al.* 2008), de a gerincesek dominanciája egyes mediterrán régióban is előfordulhat (Goutner & Alivizatos 2003). Az európai bagolyfajok szinte kizárólag állati táplálékot fogyasztanak, de ritkán haszonnövények fogyasztását is kimutatták (Milchev & Nikolay 2017). A kuvik azonban az egyetlen bagolyfaj, amely növényi részekkel is bizonyítottan táplálkozik (Lanszki 2006, Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008).

A negatív állománytendenciákért felelős ökológiai mechanizmusok közül többek között a habitat-struktúrabeli változásokat, az élőhelyek fragmentálódását, és a táplálkozó területek hanyatlását veszik figyelembe (Zerunian *et al.* 1982, Génot 1994, Angelici *et al.* 1997, Schaub *et al.* 2006, Sunde *et al.* 2009, Žmihorski *et al.* 2009, Le Gouar *et al.* 2011). Az intenzívebbé váló mezőgazdasági művelés hozzájárult a táplálékkínálat csökkenéséhez (Newton 2004, Morris *et al.* 2005). Általánosságban elmondható, hogy az agrárintenzifikáció hatásai az ízeltlábúak és a kisemlősök bőségének csökkenését eredményezhetik (Morris 2000), a mezőgazdasági területek élőhely-transzformációi pedig csökkenthetik a táplálék elérhetőségét (Apolloni *et al.* 2018).

3. Célkitűzések és kérdésfeltevések

Kutatásaimat több célkitűzés is megalapozza. Elsőként fontos feladat, hogy a vizsgált populáció élőhelyein azonosításra kerüljenek a kuvik antropogén fészkelőhelyeinek, és azok közvetlen környezetének a költési lehetőséget, valamint a reprodukciós sikert befolyásoló tényezői. A mezőgazdasági- és egyéb tanyasi épületek – mint potenciális antropogén fészkelőhelyek – ugyanis sok veszélyeztető tényezővel rendelkezhetnek, melyek azonosítása elengedhetetlen. További cél az adott populáció tendenciáinak megismerése, állomány nagyságának és sűrűségének meghatározása, a denzitás adatok és trendek értékelése. A területen létrehozott és gondozott kuvikodú-park tekintetében fontos a költés paramétereinek, az odúfoglalási-ráták és a reprodukciós eredmények elemzése, valamint mindezek alapján az alkalmazott kuvikodúk hatékonyságának értékelése. Fontos prioritás az odúkban zajló költések azon tényezőinek vizsgálata is, amelyek a reprodukció, a kuvikodúk, valamint az élőhely paramétereinek összefüggései tekintetében a költési sikerre és az odú-/költőhelyválasztásra közvetlen módon hathatnak. Természetvédelmi szempontból fontos tudni a különböző életkorú csoportok túlélési arányát. A fogás-visszafogási adatok részletes kiértékelésével jellemezhetők az adott kuvikpopuláció korcsoport szerinti szétszóródási átlagtávolságai, mozgásformái, életkorspecifikus túlélési arányai, valamint a populáció belső növekedési rátája is. A táplálék-összetétel vizsgálatok célja nem a mintaterület kisemlősfaunisztikai feltérképezése, hanem a kuvik zsákmányállataira kiterjedő részletes, nagyobb mintaszámú elemzése, táplálkozási szokásainak és alkalmazkodási képességének feltárása a fészkelési időszakra vonatkozóan. Mindezek mellett az egyes gerinces- és ízeltlábú közösségek diverzitása is értékelhető az elemzett mintaszámok által az adott élőhelyek vonatkozásában.

Munkám során az alábbi kérdésekre kerestem választ:

1. A Felső-Kiskunság külterületi élőhelyein a mezőgazdasági- és egyéb tanyasi objektumok milyen arányban alkalmasak esetlegesen költésre, illetve melyek ezen fészkelőhelyek kuvikot veszélyeztető tényezői?
2. Milyen értékű és hogyan változott a denzitása a kuvikpopulációnak az egyes felső-kiskunsági élőhelyeken?

3. A Felső-Kiskunságban kihelyezett mesterséges kuvikodúkban összességében hogyan alakul a foglalási arány, a költésszám és a szaporodási siker?
4. A random módon szelektált foglalt és foglalatlan odúk összehasonlító elemzése alapján mely tényezők befolyásolják elsődlegesen a költési sikert és az odú/költőhely-választást a reprodukciós eredmények és a kuvikodúk, valamint az élőhely paramétereinek összefüggései tekintetében?
5. A fogás-visszafogási adatok alapján milyen értékűek az adott kuvikpopuláció korcsoport szerinti szétszóródási átlagtávolságai, életkorspecifikus túlélési arányai, valamint az ezek alapján meghatározott populáció belső növekedési ráta milyen trendet mutat?
6. A táplálkozásbiológiai vizsgálatok alapján a felső-kiskunsági kutatási területen elsődlegesen mely állatfajokat preferálja a populáció az egyedszám részarányok (% N), valamint a biomassa tömegértékek részaránya (% m) tekintetében?
7. Hogyan jellemezhetők az egyes élőhelyek gerinces- és ízeltlábú közösségeinek diverzitás-értékei a kuvik köpetekből azonosított zsákmányállatok alapján?

4. Anyag és módszer

4.1. A felső-kiskunsági kutatási terület bemutatása

A vizsgálati terület (70.000 ha) a Kiskunsági Nemzeti Park északi-, kisebb arányban a Duna-Ipoly Nemzeti Park déli területén, Bács-Kiskun és Pest megyében, Budapesttől délkeleti irányban, 40 km-re a Kiskunság északi részén terül el. A Felső-Kiskunság átlagos tengerszint feletti magassága 84 méter, a védett természeti területek aránya 15,7%. A területen a kontinentális klíma a meghatározó, az átlagos éves csapadékmennyiség 600 mm alatti, az éves átlaghőmérséklet 13,3°C. Ez a terület – amely a magyarországi kuvikpopuláció egyik minta-, és egyben magterületének tekinthető – egykor az igazi erdőpuszták birodalma volt. A századforduló óta a Duna-Tisza közén viszont nagyarányú mezőgazdasági fejlődés indult meg, ami a folyószabályozások lezárultával magával hozta a terület ősi jellegének drasztikus megváltoztatását (Rakonczay 2001). Az 50'-es években kezdődő ültetvénytípusú erdőgazdálkodás következtében a telepített, intenzíven kezelt, fészkelésre alkalmatlan erdőállományok (*Robinia pseudoacacia*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Populus × euramericana*) jellemzőek a kutatási területen. A gyenge minőségű talajok miatt a szántóterületek aránya csekély, a korábban művelt területek visszagyepesítése már 1989-ben megkezdődött (Kollárik 1999). A kiszáritott és művelésbe vont területek nagy része ma korszerűen művelt mezőgazdasági terület. A végrehajtott élőhelyrekonstrukciók nyomán több vizes élőhely is kialakításra került. A gyepfelületek jelentős részét az utókor számára a legeltetés és a kaszálás mentette meg, viszont a kuvik számára preferált élőhelyeken az állattartás visszaszorulása és a tanyavilág megszűnése tapasztalható (2. kép).

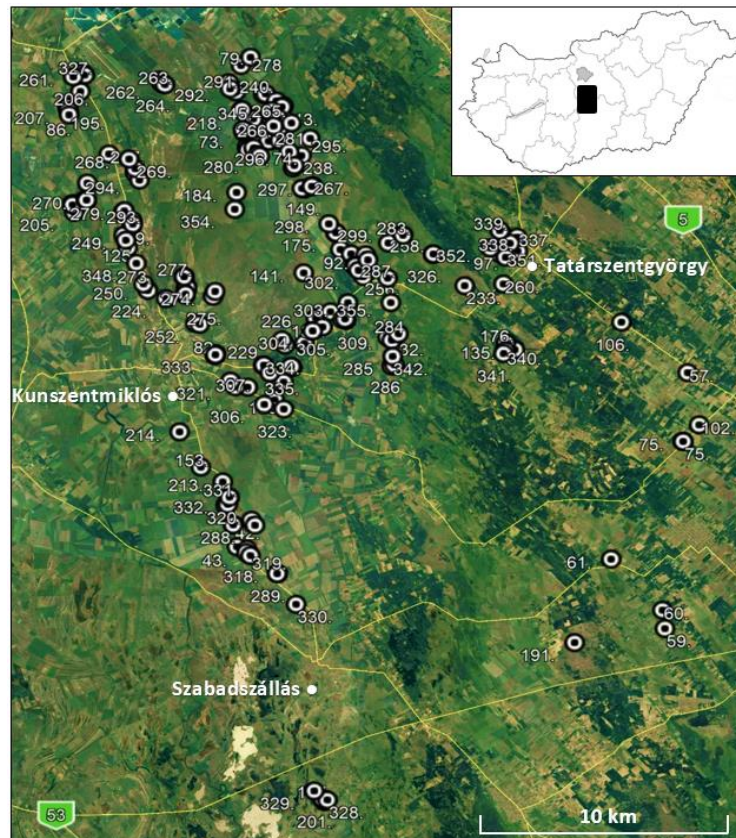


2. kép Tipikus felső-kiskunsági tanyasi kép összedőlő épületekkel
(Kunszentmiklós-Bösztör, 2003.10.30., a szerző felvétele)

A még részben fennmaradt hagyományos gazdálkodás, a jellemző tanyasi életforma jelentős szerepet játszik a természeti értékek megőrzésében (Voloscuk 1999), de ezek helyére sok esetben új, modern, a kuvik fészkelése szempontjából alkalmatlan épületeket létesítenek (Hámori 2016a). A táj elemei a mai csatornarendszerek, a nagy kiterjedésű puszták, legelők, buckás homoktérzínek, kisebb szikes tavak, zombékosok, turjánosok, nádasok, homoki erdők, ezen kívül az ember által létrehozott szántók, gyümölcsösök, a jellegzetes, és a kuvik számára ökológiailag fontos tanyavilágukkal együtt. A kutatási terület kuvik által is preferált élőhelyeit legjobban reprezentáló madárfajok a szalakóta (*Coracias garrulus*), a kék vércse (*Falco vespertinus*), az ugartyúk (*Burhinus oedicephalus*), és a tűzok (*Otis tarda*).

4.1.1. A teljes felső-kiskunsági területre vonatkozó kutatások

A teljes kutatási területet a 2003-ban telepített mesterséges kuvikodúk kihelyezési pontjai, illetve azok 2 km szélességű külső határvonalai alkotják. A további odútelepítések ezen lehatárolt 70000 hektáros külterületi élőhelyeken belül történtek, így a kutatási terület nagysága mindvégig változatlan maradt (1. ábra).

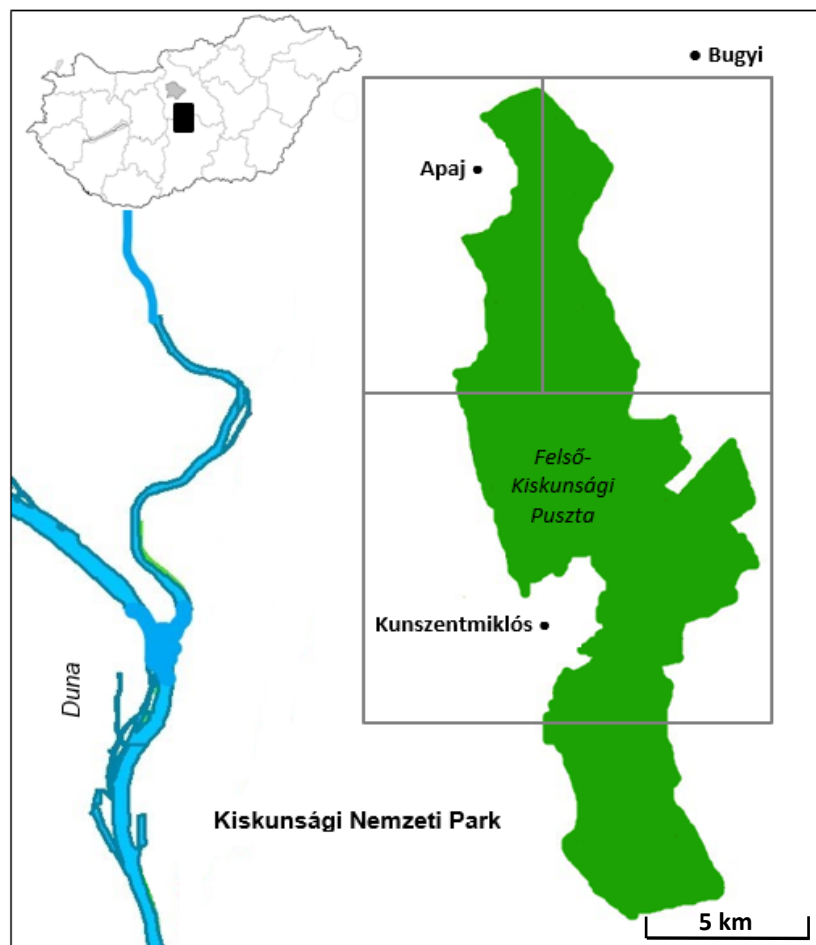


1. ábra A kiskunsági vizsgálati terület, és a 2018-ban rendelkezésre álló odútelep (Google Earth Pro fedvény 2018)

A különböző vizsgálatokat alapvetően a rendelkezésre álló kuvikodúk felmérési- és a költsékekhez kapcsolódó egyéb adatok biztosították. Az odúfoglalási-, költsési- és reprodukciós vizsgálatok, a kuvikodúk paramétereinek és azok élőhelyi jellemzőinek elemzése, valamint a gyűrűzési tevékenység adatai alapján végzett demográfiai és diszperziós kutatások a teljes kutatási területre vonatkozóan – esetenként random mintavételezést alkalmazva – valósultak meg. Minden további felmérés és adatgyűjtés a teljes felső-kiskunsági kutatási területen belül, kisebb, külön lehatárolt mintaterületeken történt.

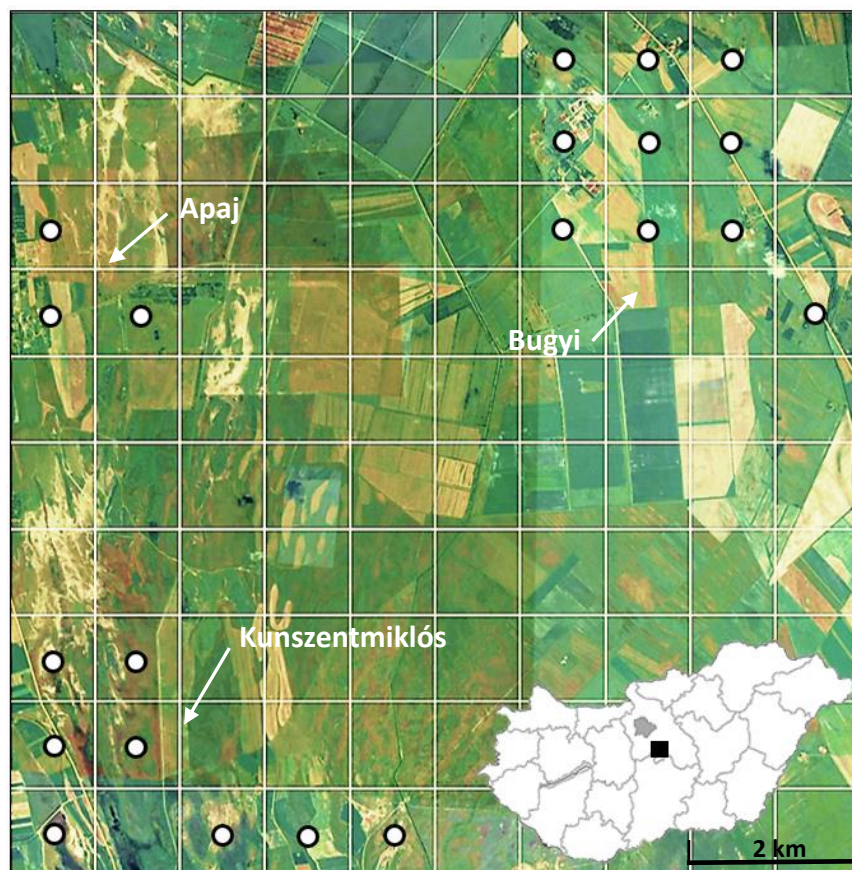
4.1.2. A Felső-Kiskunságban végzett további kutatások egyes mintaterületei

A mezőgazdasági- és egyéb épülettípusok veszélyeztető tényezőinek felmérési mintaterületei a kutatási terület északi részén, a Felső-Kiskunsági Puszta területegységén, 3 település külterületi élőhelyeihez tartoznak (2. ábra). A terepi felmérések során bejárt élőhelyek kiterjedése összesen 16380 ha (melyből Apaj 3940 ha, Bugyi 4820 ha, Kunszentmiklós 7620 ha).



2. ábra Az egyes települések külterületén elhelyezkedő potenciális antropogén fészkelőhelyek veszélyeztető tényezői tekintetében 2003–2005 között felmért mintaterületek

A felső-kiskunsági kuvikpopuláció állomány nagyságának és denzitásának meghatározása térben, időben és felmérési módszer tekintetében is különböző módon valósult meg. A hívóhangos módszertan szerint 2003-ban végzett állományfelmérés során a vizsgált, térhálóval lefedett terület rész összesen 10000 ha, melyből a 21 felmért 1000x1000 m-es térhálóegységek kiterjedése 2100 ha (Apaj – 300 ha, Bugyi – 1000 ha, Kunszentmiklós – 800 ha) (3. ábra). A 2012–2018-as időszakra vonatkozó további denzitás értékek meghatározása a teljes felső-kiskunsági kutatási terület vonatkozásában történt.



3. ábra Hívóhangos állománybecslés céljából 2003-ban kijelölt felmérési pontok a 21 db 1000x1000 m-es mintaterülettel (KNPI légifelvétel, 2002)

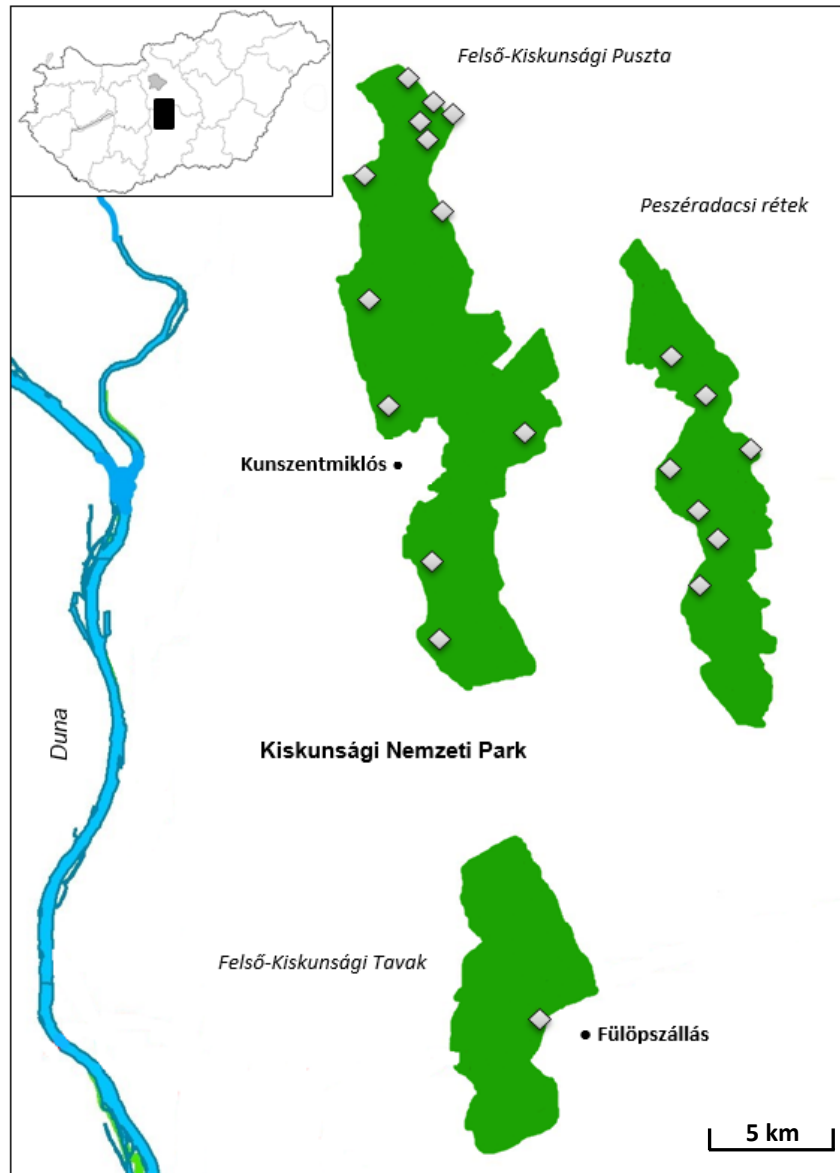
A táplálkozásbiológiai elemzések céljából gyűjtött köpetek közül a 2005-ös minták a kutatási terület északi élőhelyein fellelt revírterületek köpetelő helyeiről, míg a 2015–2016-os minták a felső-kiskunsági odúpark fészkelőteréből származnak. 2005-ben a köpeteket Apaj, Kunpeszér és Ladánybene települések közelében található összesen három kuvik revírterületről gyűjtöttük (4. ábra).



4. ábra A köpetgyűjtési helyszínek elhelyezkedése és közvetlen környezete 2005-ben (KNPI légifelvétel 2005)

Apajon (N47.104754; E19.054062) a kuvik fészkelőhelyét egy juhhodály tetőszerkezetében találtuk meg. A terület mozaikos szerkezetű, főleg juhlegelők és intenzív mezőgazdasági területek jellemzik, de idősebb kocsányos tölgyek (*Quercus robur*), vegyes, félig nyitott erdei foltok és a juh tenyésztésére tervezett mezőgazdasági épületkomplexumok is színesítik a területet. A kuvik köpeteket a fészkelőhelyen, a tető alatt, valamint a rendszeresen használt négy köpetelő-állomásról gyűjtöttük össze. Kunpeszéren (N47.080801; E19.245475) a költés egy egy öreg fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) fára telepített mesterséges kuvikodúban zajlott, amelyet számos, szarvasmarháknak, juhoknak és libáknak létrehozott gazdasági épület vett körül. Ezt a területet a legelők és a rendszeresen kaszált gyepterületek nagyfokú lefedettsége jellemzi. A köpetgyűjtés a kuvikodúból, valamint további két köpetelőállomásról történt a területen. A harmadik minta gyűjtési helyszíne Ladánybene (N47.021768; E19.472589) közelében helyezkedik el, ahol egy idős kocsányos tölgyfára telepített kuvikodúban volt sikeres költés. Számos időszakosan elfoglalt üdülési célú építmény található ezen a külterületen, míg az állattenyésztés kevésbé elterjedt. Jellemzőek az elhagyatott mezők ruderalis növényzetükkel, a fásítások fehér akác-, nyár- és fekete fenyő (*Pinus nigra*) ültetvényekkel. A köpetgyűjtés itt a kuvikodúból, valamint a közvetlen környezetben fellelt köpetelő helyről történt.

A 2015–2016-ban gyűjtött köpetek a Felső-Kiskunsági Puszta, a Peszéradacsi Rétek, valamint a Felső-Kiskunsági Tavak élőhelyein kihelyezett ugyanazon 20 kuvikodúból származnak, melyekben mindkét évben sikeres költés zajlott (5. ábra).



5. ábra A 2015–2016-ban költésre elfoglalt 20 kuvikodú – mint köpetgyűjtési helyszín – elhelyezkedése

A Felső-Kiskunsági Pusztához tartozó települések Apaj, Bugyi, Kiskunlacháza, Kunbábony és Kunszentmiklós. A területegység északi részén az ökológiai gazdálkodás az uralkodó, melyet első sorban az élőhelyen ridegen tartott magyar szürke marhák és bivalyok jellemeznek. A gyűjtési helyszínül szolgáló kuvikodúk a különböző gazdasági/tanyasi objektumok közvetlen szomszédságában helyezkednek el. A Felső-Kiskunsági Tavaknál

található fészkelőhely külterületileg ide tartozó települése Fülöpszállás. A terület jelentős részét kőrises égerláp erdő foglalja el. A kuvikodú a terület egység szélén, egy már üzemen kívüli mezőgazdasági telep szélén helyezkedik el. A Peszéradacsi réteken az érintett kuvik fészkelőhelyek külterületileg ide tartozó települései Kunpeszér és Tatárszentgyörgy. A ritkán lakott vidéken jellemző a legeltetés, a szegényes tanyasi gazdálkodás. Nagy a kaszálók és a nedves rétek aránya. A kuvikodúk itt is alapvetően a különböző gazdasági/tanyasi objektumok közvetlen szomszédságában helyezkednek el, ahol juhtartás zajlik.

4.2. A kutatások felmérési és adatelemzési módszerei

4.2.1. Mezőgazdasági- és egyéb épülettípusok veszélyeztető tényezőinek felmérése

A potenciális fészkelőhelyet kínáló tanyasi és gazdasági objektumok felmérései során összesen 326 objektum átvizsgálása valósult meg. 2003-ban az Apajhoz (72), 2004-ben a Bugyihoz (126), 2005-ben pedig a Kunszentmiklóshoz (128) tartozó külterületeken elhelyezkedő objektumok átvizsgálására került sor. Minden épületrész teljes körű bejárása egy alkalommal valósult meg az adott év költési időszakában (május-július). A térképes előkészítéseket követően a felmérések során megvizsgáltuk az összes ismert mezőgazdasági épületet, hodályokat, pajtákat, lakott és lakatlan tanyaépületeket, valamint az állattartó telepeket. Az egyes objektumok felmérésénél minden fontos paramétert regisztráltam a kuvik fészkelési szokásaival, és veszélyeztető tényezőivel kapcsolatosan. A padlástereteket végigjárva feljegyeztem azok nyitottságát, értékeltem azok fészkelésre való alkalmasságát (pl. költősarok megléte/hiánya). A zavaró tényezők között értékeltem az ott zajló emberi tevékenységeket (pl. mezőgazdasági gépek munkavégzési gyakorisága). Mindezek mellett a talált nyomok alapján (pl. mérreg, ürülék, tépés, tojásdarabok) következtettem az esetleges veszélyeztető tényezőkre, így többek között a mérgezés lehetőségére, valamint a nyest esetleges gyakoriságára. Az objektumok felmérésére az arra célzottan készített felmérőfüzetet használtam.

4.2.2. Az állományfelvételezés módszerei a denzitás megállapítása céljából

A denzitásértékek meghatározására elsőként 2003-ban a kuvik hívóhangos állományfelmérési módszertana alapján került sor. A vizsgálat a már territóriumát elfoglalt adult (1+, 2y és idősebb) hím egyed válaszhangja alapján történő felvételezésen alapul, amely a

legelterjedtebb módszer a kuvikok jelenlétének meghatározásához, a territóriumok számlálásához, és a populáció denzitásának (költőpár/km²) meghatározásához (Schönn *et al.* 1991, Génot 1997). Az adult hím egyedek vokálisabbak, mint a tojók, és a territóriumuk védelmét is ők látják el (Mikkola 1983, Finck 1990, Zuberogoitia & Campos 1998). A válaszreakció akkor a legvalószínűbb, amikor a madarak már revírt foglaltak és védelmezik azt (Finck 1990, Van Nieuwenhuysen *et al.* 2001a).

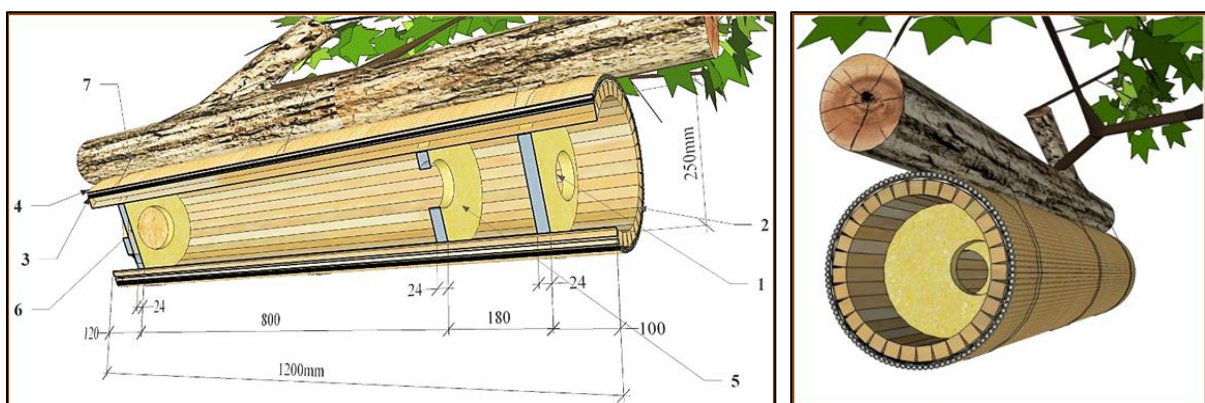
Januárban nappali terepbejárások során azonosítottam a tervezett felmérési pontokat, valamint feljegyeztem azok megközelítési lehetőségét, EOY-koordinátáit. A hívóhangos állomások végleges kijelölésekor figyelembe vettem az egy éjszaka során bejárható helyszínek számát, és azok gépjárművel történő megközelíthetőségét. Mivel a hazai szakirodalom alapján a kuvik vadászterülete egy kb. 2 km sugarú körnek (1250 ha) felel meg (Schmidt 1967), a terület nyíltsága pedig kizárja a hangelnyelés lehetőségét (Exo 1992, Centili 2001b, Van Nieuwenhuysen *et al.* 2001a), így a felmérési pontokat a javasolt 500 méter helyett egymástól 1000 méterenként helyeztem el. A vizsgálati területen összességében 21 állomást rögzítettem, melyeket a 2003. január-áprilisi időszakban 5 nap alatt mértem fel (összesen 105 felmérési alkalom), de egy felmérési éjszaka (2003.02.13.) eredményei a rossz időjárási tényezők miatt nem kerültek az értékelésbe. Az útvonal bejárása felméréseként eltérő irányból történt, így az egyes pontok hívóhangozása legalább két eltérő időpontban is megvalósult. A felméréseket napnyugtától éjfélig, valamint a napfelkeltét megelőző két órában végeztem, amely időszak fedi a kuvik hangadási tevékenységének csúcsát (Exo 1989, Finck 1990). Az összevágott két perc időtartamú hím kuvik-hanganyag 6 különböző hím kuvikegyed, 3 eltérő hangadási technikáját tartalmazta (Roché 1996, Llimona *et al.* 2002). A felmérések során ugyanazt a teljesítményű lejátszót használtam (Sony CD-s rádió WN-FX, 4 watt). A hangerő és tartomány minden esetben azonos volt, és egyezett a kuvikok hangadási skálájával. Az egyes mérőállomásokon a 2 perces hívóhangot 1 perces hallgatási szünetekkel minden ponton háromszor játszottam le, amelyet követően még 5 percet töltöttem a helyszínen. A hívóhangozáskor feljegyeztem a válaszoló/reagáló hím egyedek számát, valamint a térképen a hozzávetőleges elhelyezkedési pontjaikat. A denzitásértékek meghatározásához az adott 100 ha-os területen belül maximálisan észlelt hím egyedszámot, a minimális denzitás esetében a 0-tól eltérő legkisebb egyedszámot vettem figyelembe.

A Felső-Kiskunság külterületi élőhelyein fészkelő párszámok szisztematikus felmérésére 2012-től 2018-ig került sor. A kihelyezett kuvikodúkban zajló költések mellett regisztráltuk az antropogén fészkelőhelyeken fellelt költőpárokat is. A felmérés minden évben a költési időszakban (május-július) a települési belterületek kivételével kiterjedt a kuvikodúkkal

ellátott élőhelyekre (70000 ha), így biztosítva a reprezentativitást (Demeter & Kovács 1991). A kuvikodúk tekintetében az értékelésbe került minden azonosított költőpár. A további területeken a gazdasági- és egyéb tanyasi épületek évenkénti egyszeri átvizsgálásával azonosítottuk a költségeket. A két adatsor alapján állapítottam meg az adott évi minimális denzitásértékeket. A kihelyezett kuvikodúk száma, a denzitás-értékek és költségi siker közötti összefüggéseket korrelációs elemzéssel vizsgáltam.

4.2.3. Odúfoglalási-, költségi- és reprodukciós adatfelvételezés

A 2003–2018 közötti kutatási időszakban összesen 289 hengertestes odú készítése és telepítése történt meg. Az összes telepítési helyszínt figyelembe véve az odúk elsősorban fára kerültek rögzítésre (93%). Az odúpark létesítésének évében (2003) 39 odúval rendelkezett, az a kutatási területen 2011-től területileg nem, de az évek során évente 4–13 új odúval – mint potenciális fészkelési helyszínnel – bővült (Hámori *et al.* 2016). A 2018-as odúhelyszíneket figyelembe véve a kihelyezett kuvikodúk közötti legközelebbi mért távolság 206 méter, az átlagos távolság pedig 2207 méter. Telepítésük minden évben a kirepülést követő időszakban történt (augusztus–március). A kihelyezésekkel és karbantartásokkal kapcsolatos terepi munkálatokat figyelmen kívül hagyva összesen legalább 3597 odúellenőrzési alkalom valósult meg a kutatási területen. A teljes kutatási időszakra vonatkozóan az odúk terepi amortizációja 61%-os mértékű volt. Az alkalmazott odúk szerkezete Haraszthy (1982) leírásának felel meg, kisebb fejlesztésekkel (Hámori 2015, 2017e) (6. ábra).



6. ábra Az alkalmazott hengertestes kuvikodú műszaki rajzai (2017, a szerző rajzai)

1. Körlapok 24 mm vastag táblásított fenyőből (Ø 250 mm), bejárati rőpnyílás 85 mm
2. Körbelékezés (20/20 mm, h=1200mm), sűrűn illesztve szegelt kapcsolattal
3. Lécezésen körbe szigetelőlemez; 4. Drótfonatos 120'-as nádkerítés (körben dróttal rögzítve)
5. Fényterelő lap, berepülő nyílás az előlap nyílásához képest az ellentétes oldalon
6. Hátsó lap, Ø 120 mm -es ellenőrző nyílással és zsanéros ajtóval
7. Kuvikodú rögzítés min. D=2mm dróttal 3 helyen

A berepülő nyílás 70 mm helyett 85 mm-es, az odú hossza 100 cm helyett 120 cm-es, a külső borítás vízzáró réteget is tartalmaz, valamint az elülső lap mögött egy terelő is található az árnyokolás és a nyest elleni védelem céljából (Orbán 1987, 2013, Marié & Leysen 2001, Gottschalk *et al.* 2011).

A telepítési koncepció szerint olyan táplálkozó- és élőhelyekre történtek az odúkihelyezések, ahol a megfelelő költőhelyek hiánya (pl. padláson költősarok hiánya, vagy a berepülő nyílás időszakos lezárása, ismert természetes fészkelő- és pihenőhely nélküli gyepterületek), valamint az épületek szerkezetén belül és azok közvetlen környezetében regisztrált veszélyeztető tényezők miatt célszerű volt a mesterséges odúk kihelyezése (Hámori 2015). Mindezek mellett figyelembe vettem az adott terület mozaikosságát, a zárt erdők arányát, és az emberi zavaró tényezőket (javítások, felújítások, gyakori gépmunkák). Az odúk rögzítése 2-7 méter közötti magasságban, néhány kivételtől eltekintve fára, vízszintes ág alá lógatva, vagy „Y”-elágazásra történt (3. kép). A berepülő nyílást elsődlegesen a legközelebbi tanyasi objektum, illetve állattartó telep felé orientáltuk. Az első kihelyezés alkalmával a költőrészbe 2 cm vastagságban forgács került.



3. kép „Y”-elágazásra erősített hengertestű kuvikodú ellenőrzése (Kunpszér–Csoma-porta, 2012.05.29., Horváth Endre felvétele)

Az augusztus-márciusi odútelepítések során folyamatosan megvalósultak a szükséges felújítási- és karbantartási munkák. A már rossz műszaki állapotú odúkat ugyanazon helyen újra cseréltük, a már nagy mennyiségben felgyülemlett fészekanyagot megfelelő időközönként eltávolítottuk (Hámori & Csontos 2017, 2018, 2019). Az odúkihelyezések során a kuvik ökológiai és költésbiológiai jellemzői (Mikkola 1983, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008) alapján a következő paramétereket rögzítettem: helyszín (GPS, EOVS, leírás, terepi megközelítés); kihelyezési magasság (m); berepülő nyílás irányzéka (°); faj, amelyre az odú került; rögzítési helyzet (törzsre erősített, vízszintes oldalra lógatva); láthatósági jellemzők (külön álló faegyed, facsoport széle, faszor széle). A terepi munka során feljegyeztem az egyéb okból esetlegesen költésre alkalmatlanná vált odúkat (pl. fa kidőlt, méhek elfoglalták). Az odúk adatait Microsoft Excel 2016 táblázatokban, valamint Google Earth Pro fedvényeken kezeltem.

A teljes odúpark ellenőrzésére 2003–2018 között a kotlási és fiókanevelési időszakban (május-június), az esetleges pótköltések időszakában (július), a kirepülést követően (augusztus-szeptember) minden évben, valamint a 2015-öt követő felmérési években a párba állás időszakában (március) is sor került (4. kép).



4. kép Röpkepés fiókák az odú fészkelőterében egy júniusi ellenőrzéskor (Tatárszentgyörgy, 2009.06.04., a szerző felvétele)

Egyes szerzők ajánlásaival ellentétben (Mayfield 1961, Steenhof & Newton 2007) a fészkelési időszakban tehát legalább három alkalommal végeztünk ellenőrzést az elfoglalt odúban. Az adatrögzítés terepen az adott évi felmérésekre előzetesen összeállított felmérőfüzet alapján történt, amelyben rögzítettem a fészkelő madárfajt, kuvik esetében a kuvikra utaló nyomokat (pl. adult egyed odúból kirepült, köpetek az odúban), a tojásszámot (esetleges záptojás-számot), a kikelt fiókák számát és becsült korát. Egy odút akkor tekintettem foglaltnak, ha tojásokat vagy fiókákat találtunk a fészekben (Johnson *et al.* 2009, Gottschalk *et al.* 2011). A sikeresen kirepült fiókaszám meghatározásához az odú költőrésében utólag ellenőriztük az esetleges fiókatetemek számát is. A terepi munka során az egyéb okból (pl. predáció, szülők pusztulása, méhek odúfoglalása) esetlegesen tönkrement költéseket is feljegyeztem. A felvett adatok alapján a költési időszak befejeztével minden kutatási évben meghatározásra került a foglalási ráta (%), a sikeres költések száma, a kelési siker (%), valamint a szaporodási siker (fiókaszám-átlag). Utóbbi a tojásszám, valamint a sikeresen kirepült fiókaszám alapján képeztem. Sikeres kirepülésként értelmeztem, ha a kuvikfióka a 3 hetes kort elérte (Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008).

4.2.4. Reprodukció és a kuvikodúk paramétereinek, élőhelyi jellemzőinek elemzése

Az odúkhöz tartozó paramétereket elemző vizsgálat a 2012–2016 közötti időszakra vonatkozóan, a fákra rögzített odúkat tárgyalja. Az adott időszakban fészkelésre alkalmas összes odút random módon szelektáltam, kizárva azokat az odúkat, amelyekben akár egy alkalommal is történt más madárfaj által foglalás/költés. Így az értékelésbe 44 költésre elfoglalt (min. 2, max. 5 évben költési célú foglalás), valamint 44 foglalatlan (0 foglalás a vizsgálati ciklusban) odú került. Az értékelésbe vont odúk közötti legközelebbi távolság 618 méter volt. A helyes számítások érdekében mind a foglalt, mind a foglalatlan odúk esetében figyelembe vettem a vizsgált időszakban a fészkelésre alkalmas évek számát. Az Európában ismert telemetriai-, műholdas nyomkövetési- és megfigyelési adatok alapján a kuvik térbeli és táplálkozási aktivitásának központja a fészkelési időben az ún. fészkelési skálatartomány. Ez a költőhelytől mért 168 méteres sugár által lehatárolt terület (Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008, Šálek *et al.* 2012), amely az otthonterület 35%-ának feleltethető meg (Exo 1987, Génot & Wilhelm 1993, Martínez & Zuberogoitia 2004, Šálek *et al.* 2016). A kihelyezési pontoktól mérve ezen skála alapján műholdas légifelvételeken határoltam le a területeket. Ezekben belül nyomtatott földhasználati térképek (Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság Corine 2012 adatbázisából) és terepi szemlék alapján azonosítottam az egyes művelési ág típusokat,

azok határvonalait, és meghatároztam a kijelölt területeken belüli arányukat. A leíró változók esetében (1. táblázat) a vizsgált odúktól mért meghatározó környezeti elemek legközelebbi távolságértékeit Google Earth fedvényeken mértem. A terepi adatfelvételezéskor az odúk jellemző paraméterei is pontosításra kerültek. Az egyes költési időszakokra vonatkozóan minden vizsgálatban szereplő odú esetében lemértem a hozzá legközelebbi költési célból elfoglalt odú távolságát is. Az értékelések során a már rendelkezésemre álló reprodukciós adatokat is felhasználtam.

1. táblázat Az odúk jellemző paraméterei és a tanyasi környezethez kapcsolódó leíró változók

	Változó (rövid név)	Érték/kategória
Odú jellemző paraméterei	Kihelyezési magasság (KM)	m
	Odú berepülő nyílásának orientációja (OR)	É, K, D, NY (°)
	Fafaj, amelyre az odú rögzítésre került (FA)	fafaj
	Elhelyezés típusa (ET)	elágazásra helyezett, vízszintes ág alá lógatva
	Elhelyezkedési jellemzők, láthatóság (EJ)	külön álló faegyed, fasor, facsoport
Odú környezetének meghatározó elemei	Legközelebbi háztáji vagy egyéb állattartást folytató tanyasi/mezőgazdasági épület (TT)	m
	Legközelebbi (min. 3 ha) erdőterület (TE)	m
	Legközelebbi legeltetett vagy kaszált (min. 1 ha) gyepterület (TGyep)	m
	Legközelebbi (min. 0,5 ha) szőlő/gyümölcsös (TGyüm)	m
	Legközelebbi aszfaltozott közút (TÚt)	m

A foglalt odúk átlagos szaporodási rátája alapján azokat „alacsony” és „magas” átlagú csoportokba rendeztem, majd *t*-teszt segítségével megvizsgáltam, hogy mutatkozik-e szignifikáns eltérés a foglalási arány, valamint a kelési siker tekintetében a két odúcsoport között.

A foglalt és foglalatlan odúk reprodukciós adatainak és a művelési ágak arányának összehasonlítására a lineáris regresszió (Morrison *et al.* 1998) mindkét módszerét („forward” és „stepwise”) alkalmaztam, de minden esetben ugyanazon eredmény született, amely így lehetővé teszi a potenciálisan hasznos paraméterek legjobb azonosítását. A lineáris regressziót folytonos és intervallum változók vizsgálatánál alkalmaztam, illetve dummy – két értékű – változó esetén is futtattam. A változók a meghatározott követelmények szerint külön-külön kerültek az értékelésbe, elemzésük akkor fejeződött be, amikor a modell pontossága már nem volt tovább növelhető.

A reprodukciós adatok, az odúk paramétereinek és a környezeti elemek távolsági adatainak összehasonlításához ANOVA modellt használtam, hogy meghatározzam, milyen hatása van a környezeti változóknak, és az odú jellemzőinek a foglaltságra. Ezen módszer segítségével meg tudjuk határozni, hogy az egyes átlagok – jellemzően távolságok – szignifikánsan eltérnek-e egymástól. A modellt olyan esetben használtam, amikor a folytonos vagy intervallum változót diszkrét, ordinális változónál határoztam meg.

A foglalt és foglalatlan odúk fészkelési skálatartományába tartozó művelési ágak arányát alapul véve a kuvik odú-/költőhelyválasztását elsődlegesen meghatározó élőhelytípusok meghatározása érdekében főkomponens analízist (PCA) végeztem. Az analízis az eredeti nagyszámú, egymással többé-kevésbé korreláló változót redukált számú, egymástól független változók halmazába transzformálja. A létrejött új főkomponensek átlageltéréseit a foglalt és foglalatlan odúk vonatkozásában vizsgáltam.

Az adatokat Microsoft Excel 2016 táblázatkezelő programban rögzítettem. A statisztikai elemzéseket az SPSS vers. 20 statisztikai csomag (IBM Corp. Released 2011) segítségével végeztem el.

4.2.5. A vizsgált populáció szétszóródásának és demográfiájának értékelési módszerei

A vizsgált populáció diszperziós (szétszóródási) és demográfiai (életkorspecifikus túlélési ráta; populáció belső növekedési ráta) kimutatásai a kutatási területen végzett fogás-visszafogási adatok felhasználásával, a 2005–2017-es időszakra vonatkozóan történtek. Az egyedek jelölése és visszafogásaik elsősorban a vizsgálati területre kihelyezett mesterséges kuvikodúkban, vagy azok fészkelési skálatartományán belül történt. Az egyedekre csak fém jelölő gyűrűt helyeztünk fel (5. kép). A gyűrűzések során rögzítettük az időpontot, az adott egyed biometriai adatait, korát, ivarát, az odú helyét (odú sorszáma) vagy a pontos helyszínt (GPS, EOV koordináta). A kuvikegyedek határozása és biometriai adatfelvétele több szerző útmutatása szerint zajlott (Mikkola 1983, Cramp 1985, Kalotás 2000, Vas *et al.* 2011, Mullarney *et al.* 2013, Baker 2016, Hámori 2017a, 2017b). Az ivart pullus és juvenil korban nem szexáltuk, gyűrűzéskor csak 2y (2. naptári év) tavasz kortól azonosítottuk a nemeket. A gyűrűzési és biometriai adatokat a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Madárgyűrűzési Központjának történő megküldésük és a Tringa-rendszerbe való felöltésük mellett a vizsgálati területre vonatkozó külön Microsoft Excel 2016 táblázatkezelő programban is vezettem.



5. kép Visszafogott adult tojó egyed elengedése (Fülöpszállás, 2016.05.30., a szerző felvétele)

A kirepült juvenil egyedek szétszóródási jellemzőinek meghatározásakor a fióka kori fészkek és a következő évre (2y tavasz-nyár) elfoglalt territórium közötti távolságadatokat vettem figyelembe. A távolsági adatokat a Tringa elmozdulási térkép, vagy a Google Earth program segítségével mértem. Az esetleges adult korú egyedek visszafogási adatai alapján igazolást nyert territóriumváltások átlagos távolságát is értékeltem.

A demográfiai vizsgálatok céljából a kutatási területen a fogás-visszafogási (Capture-Recapture) adatok a MARK programmal kerültek elemzésre (Cooch & White 2017). Elsőként a gyűrűzési adatok vertikális rekord struktúráját az alkalmazott program által feldolgozható horizontális formátumú adatállománnyá konvertáltam. A létrehozott adattáblában egy adott egyed fogási története így egy „0” (visszafogás), „1” (gyűrűzés) és „2” (megkerülés/kézrekerülés) számjegyekből álló számsor, amelynek hossza a mintavételi alkalmak számát fejezi ki (Vadász 2009). Az életkorspecifikus apparens túlélési ráta modellezésére a Jolly-Seber nyílt populációs módszert használtam (Jolly 1965, Seber 1965).

Az alkalmazott modellkészlet tartalmazta az életkorra, év-hatásra és ezek kombinációjára vonatkozó modelleket. A modell-szelekcióhoz a korrigált Akaike információs kritériumot (AICc) alkalmaztam (Akaike 1973). A végleges modellt modell-átlagolással alakítottam ki, Posada & Buckley (2004) ajánlásai szerint, a szignifikáns magyarázó erővel rendelkező modellek bevonásával. Az éves *apparens* túlélési rátát a „ ϕ ”, a visszafogás valószínűségét a „ p ” jelenti az alkalmazott modellekben. Figyelembe véve az alapvető demográfiai folyamatokat, egy stabil populációban az adult korcsoportba tartozó egyedek halálózását kompenzálja az adult korcsoportba belépő fiatalok száma. Az adult korcsoportba belépő fiatal egyedek számát két tényező (a kirepült egyedek száma és azok túlélési aránya a kirepülés és az első költési kísérlet közötti időszakot tekintve) szorzatának tekinthetjük. A populáció belső növekedési ráta számításakor – a permanens emigrációt mellőzve – a költő adult egyedek adott évi számát, és az átlagos éves *apparens* túlélési rátáját, valamint az éves átlagos fészekalj méretet (kirepült fiókák száma) és a kirepült juvenil egyedek átlagos *apparens* túlélési rátáját (a következő tavaszig) vettem figyelembe.

4.2.6. Köpetelemzés módszere és a minták kiértékelése

A 2005-ből származó köpetminták három revírterület több köpetelő pontjáról kerültek begyűjtésre, míg 2015-ben és 2016-ban a gyűjtés kizárólag azon kihelyezett 20 kuvikodú fészkelőteréből történt, melyekben sikeres költés zajlott mindkét évben. Előbbi minták elemzése teljes körűen megvalósult, azaz a gerinces zsákmányok mellett az ízeltlábúak meghatározására és a gyűrűsféreg-jelenlét kimutatására is sor került. Utóbbi köpetanyagban viszont csak a gerinces zsákmányok határozása és elemzése valósult meg. A nagyobb mintaszámok alapján a gerincesek diverzitásának jellemzőit a 2015-2016-os gyűjtési időszak vonatkozásában, míg az ízeltlábú közösségeket a csak 2005-ben végzett határozások alapján értékeltem.

A köpetek feldolgozása a szárítást követően standard módszerekkel, sztereomikroszkóppal, 15,75x vagy 25,2x-es nagyításban zajlott (Schmidt 1967, Ruprecht *et al.* 1998). A köpetanyagból külön válogattam a gerinces és ízeltlábú maradványokat is, azok esetleges későbbi határozási lehetősége érdekében. Az emlősöket Schmidt (1967), Topál (1969), Móczár (1984), März (1987), Ujhelyi (1989) és Diesener & Reicholf (1997) munkái által határoztuk a koponyák, állkapcsok és fogazat alapján, figyelembe véve a mandibulák és maxillák számát. Az erdei egér-fajokat (*Apodemus* spp.), valamint a házi- és gűzüegeret (*Mus musculus* et *spicilegus*) a koponya alapján történő határozás bizonytalansága

miatt összevontan értékeltem (*Apodemus* sp., *Mus* sp.). A madarakat a koponyák és csőr, a combcsontok, valamint fellelt tollaik (Brown *et al.* 1993), a kétéltűeket és hüllőket az alkarcsontok, combcsontok és koponyák alapján azonosítottuk (Dely 1967, 1978). A zsákmányok számát a legmagasabb számú elem alapján értékeltem. Határozáskor törekedtünk a pontos faji szintű azonosításra és besorolásra. Az egyes rovarfajokat a Magyar Természettudományi Múzeum gyűjteménye, valamint a fejrészek, rágók, lábak, fedők és más jellemző testrészek alapján határoztuk (Laibner 2000, Móczár 1984, Müller-Motzfeld 2004, Rheinheimer & Hassler 2010). A gyűrűsférgék (Annelida) jelenlétének vizsgálatát a tüserték azonosításával, zselatinos technikát alkalmazva végeztük (Jędrzejewska & Jędrzejewski 1998). A biomassa meghatározásához a legtöbb zsákmányfaj tömegét a szakirodalmi értékek alapján (Dely 1967, 1978, Topál 1969, Goddard 1984, Ujhelyi 1989, Petrescu 1994, Fattorini *et al.* 1999, Grzywaczewski *et al.* 2006, Bihari *et al.* 2007, Kitowski & Pawlega 2010, Romanowski *et al.* 2013), míg a nem fellelhető tömegértékeket specifikus egyenletek használatával állapítottam meg a biometriai adatok figyelembevételével (Rogers *et al.* 1976, Jarošík 1989). A fészkekből származó köpetanyag sok esetben a fiókák taposása miatt szétaprózódott. A mintavételi szám megállapítása céljából így a köpetanyagból elsőként leválogattam az esetleges egyéb anyagokat, majd lemértem az adott minta térfogatát. Az egyes minták becsült köpetszámát a saját vizsgálati anyagban egészben fellelt köpetek (6. kép) mérései ($N=218$; $x=5,62 \text{ cm}^3$), valamint más hasonló szakirodalmi adatok alapján (Sageder 1990, Gorzel & Grzywaczewski 2003), három mérési eredmény átlagaként határoztam meg.



6. kép Különböző formájú, egészben fellelt kuvik-köpetek
(Kunszentmiklós, 2005.09.08., a szerző felvétele)

A 2005-ben végzett köpetgyűjtésekre február és szeptember között került sor. Az első mintavételeket megelőzően minden gyűjtési pontról eltávolítottuk a régi köpetmaradványokat. Minden helyszínt 5 alkalommal látogattunk meg a vizsgálati időszak alatt. Összesen 661 kuvikköpet gyűjtése és elemzése valósult meg. A legfontosabb mintavételi paramétereket az *2. táblázat*ban foglaltam össze.

2. táblázat A 2005-ben gyűjtött minták legfontosabb adatai

<i>Terület</i>	<i>Köpetek pontos gyűjtési helyszínei a revíren belül</i>	<i>Gyűjtési időszak</i>	<i>Gyűjtött köpetszám</i>
Apaj	Juhodály tetőszerkezetében elhelyezkedő fészkek, és a revíren belül fellelt egyéb köpetelő állomások	02.03.2005– 09.01.2005	221
Kunpeszér	Mesterséges kuvikodú és a revíren belül fellelt egyéb köpetelő állomások	02.03.2005– 09.01.2005	248
Ladánybene	Mesterséges kuvikodú és a revíren belül fellelt egyéb köpetelő állomások	02.03.2005– 09.01.2005	192

A köpetmintákat 2015-ben és 2016-ban három területegységen elhelyezkedő kuvikodúból, szeptember 1. és 31. között, azok teljes tartalmára vonatkozóan, egy alkalommal gyűjtöttük. A Felső-Kiskunsági Pusztta területén 12, a Peszéradacsi réteken 7, a Felső-Kiskunsági Tavaknál 1 kuvikodúból gyűjtöttük be a teljes anyagot (összesen 40 minta a két évre vonatkozóan). A gyűjtési pontok közötti legnagyobb távolság 7842 m, a szomszédos odúk közötti legkisebb távolság 307 m, az átlag 2660 m volt. A mintavételkor az adott év fészkelési időszakát megelőzően (március 15–31.) eltávolítottuk a régi köpetmaradványokat. A gyűjtött minták tehát a költési időben az adult egyedek és fiókáik által, a tavaszi és nyári hónapokban, az odúkban 6 hónap alatt felhalmozott táplálékmaradványokat tartalmazták. A gyűjtött és feldolgozott köpetszám 2015-ben 2094, 2016-ban 2024 volt (összesen 4118). A területegységenként adott évben megállapított köpetszámot a sikeresen kirepült fiókaszámmal vettem össze, így megállapítva – a fészkekben kirepülésig teljes egészében, valamint az adult egyedek által részben felhalmozott köpetek alapján – az egy egyedre eső átlagos köpetszámot. Területi- és gyűjtési év elkülönítésben vizsgáltam az egyedszám-, valamint a biomassza tömegértékek szerinti részarányokat. A legfontosabb mintavételi paramétereket a *3. táblázat*ban foglaltam össze.

3. táblázat A kuvik köpetminták 2015–2016-os gyűjtésének fontosabb adatai és a teljes köpetszám területegységenként

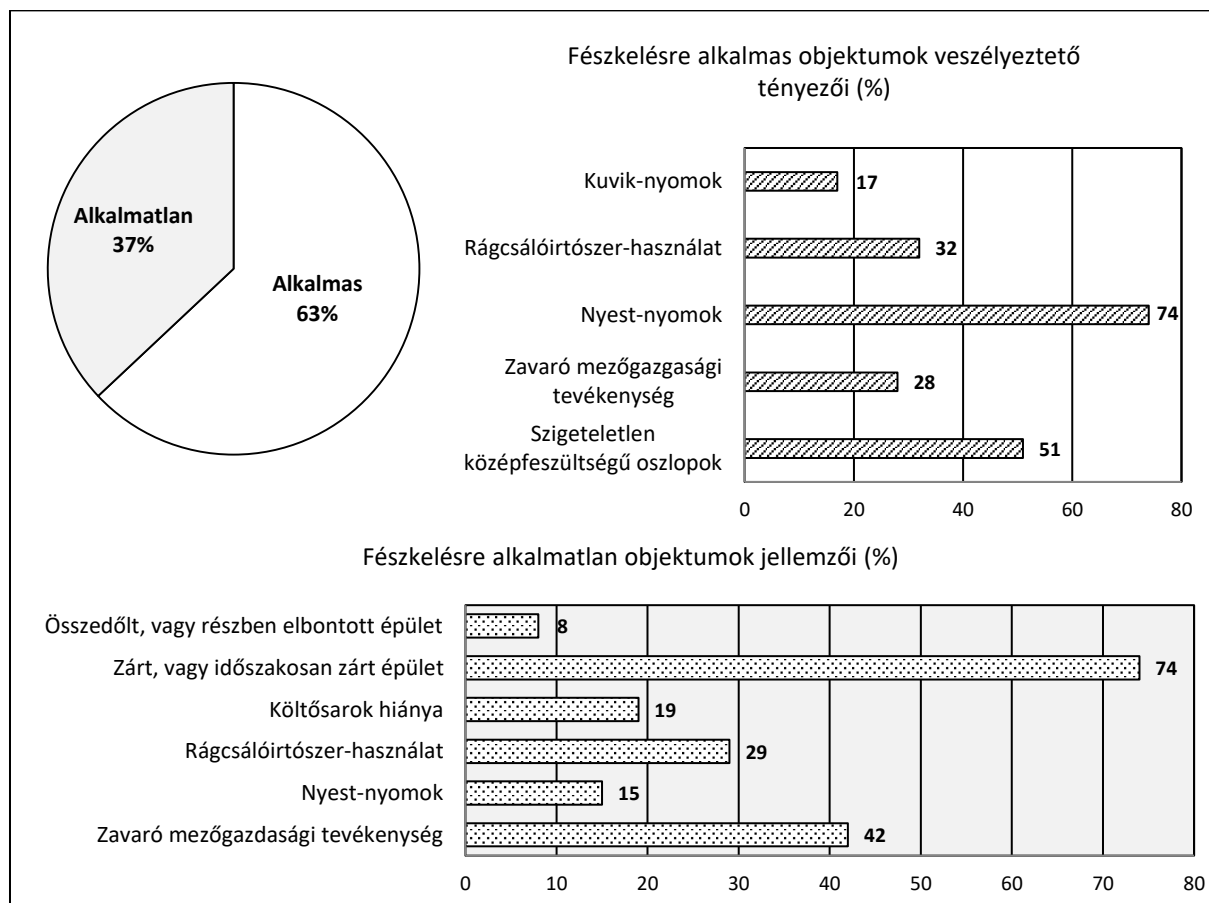
Terület	Település	Gyűjtési helyszínek (kuvikodúk) száma	Kuvikodúk azonosító számai	Megállapított köpetszám (2015)	Összes gyűjtött köpetszám (2015)	Megállapított köpetszám (2016)	Összes gyűjtött köpetszám (2016)
Felső-Kiskunsági Puszta	Apaj	12	269	46	1374	110	1227
	Bugyi		245	156		110	
	Bugyi		296	82		110	
	Bugyi		343	266		64	
	Bugyi		237	137		73	
	Bugyi		240	156		73	
	Bugyi		292	128		119	
	Kiskunlacháza		181	92		137	
	Kunbábony		227	82		201	
	Kunszentmiklós		211	82		82	
	Kunszentmiklós		213	55		111	
	Kunszentmiklós		253	92		37	
	Peszeradacsi rétek		Kunpeszér	7		221	
Kunpeszér		256	46		192		
Kunpeszér		284	92		137		
Kunpeszér		285	163		64		
Kunpeszér		286	92		82		
Kunpeszér		187	137		46		
Tatárszentgyörgy		260	55		82		
Felső-Kiskunsági Tavak	Fülöpszállás	1	201	46	46	101	101
				Total	2094	Total	2024

A mintákból szerzett táplálkozásbeli adatok gerinces- és ízeltlábú-diverzitásainak értékelésére három különböző diverzitási-értéket adtam meg minden egyes terület esetében: a fajgazdagságot, a Shannon diverzitás-indexet (Shannon & Weaver 1949), és az egyenletességet (Pielou 1966). A diverzitás-értékek összehasonlítására módosított t-próbát (Hutcheson 1970), valamint Rényi-féle diverzitási profilokat (Tóthmérész 1997) alkalmaztam. A rovarközösségek hasonlóságának értékelésére a Jaccard-féle fajazonossági indexet (Jaccard 1901) és a Bray-Curtis hasonlósági indexet (Bray & Curtis 1957) is használtam. Minden elemzést a PAST vers. 2.17c szoftverrel (Hammer *et al.* 2001) végeztem.

5. Eredmények

5.1. Mezőgazdasági- és egyéb épülettípusok fészkelést veszélyeztető tényezői

A veszélyeztető tényezők összegzett eredményei alapján a felmért objektumok 63%-a (205 db) a fészkelésre alkalmas, míg 37%-a (121 db) a fészkelésre alkalmatlan kategóriába került (7. ábra). Az alkalmatlanság meghatározása alapvetően a zártság, vagy időszakos zártság (azaz a fészekhez biztosító közlekedést nem garantáló épület), illetve a költősarok hiányának megállapítása alapján történt. Ezek a tényezők egyértelműen kizárják a fészkelés lehetőségét, de az objektumok alkalmatlanságát további veszélyforrások is (pl. rágcsálóirtószer-használat, zavaró mezőgazdasági tevékenységek) alátámasztják.



7. ábra A potenciális antropogén fészkelőhelyek veszélyeztető tényezőinek felmérési eredményei (2003–2005)

A fészkelésre alkalmasnak ítélt objektumok csak 17%-ában találtam kuvik jelenlétére, esetenként költésére utaló, avagy azt bizonyító nyomokat/fészkealjat. A fellelt költőhelyek többsége juhodályok tetőszerkezeti réseiben volt, a külső palatetőlapok és a korábbi hagyományos, hézagos nádborítás közötti részeken. Mindezek mellett a további veszélyeztető

tényezők is számottevők (7., 8. kép). Az objektumok 74%-ban találtam nyestre utaló nyomokat, 32%-ban kumarin-hatóanyagú por-, vagy egyéb tartalmú/formájú rágcsálómérgeket. A helyszínek közel harmadánál jelentősek voltak az egyéb zavaró tényezők (28%), azaz az adott épület közvetlenül a gyakran használt mezőgazdasági járműpark, vagy a rendszeres forgalmú föld/aszfalozott közút mellett helyezkedett el 100 méteren belül. Szigetelőpapucssal ellátott légvezetékrendszerrel csak néhány esetben találkoztunk, szigeteletlen középfeszültségű oszlopok viszont 51%-os arányban mutatkoztak az objektumok közvetlen környezetében.



7. kép Valószínűsíthetően másodlagos mérgezésben elhunyt adult egyed teteme (bal) (Kunbábony, 2004.06.03., a szerző felvétele); padlás résén zárt épületrészbe esett, elpusztult kuvikfiókák tetemei (jobb) (Kerekegyháza, 2005.05.27., a szerző felvétele)



8. kép Kuvikfészkek egy juhhodály palatető-szerkezetének csúcsában, záptojással (Apaj-Petőfi juhhodályok, 2005.05.21., a szerző felvétele)

Bár elsődlegesen a külterületi élőhelyeken található emberi létesítmények bejárására került sor, egyes esetekben a potenciálisan költésre alkalmas természetes költőhelyi lehetőségek átvizsgálása is megtörtént az objektumokat körbeölelő fás élőhelyeken. Így fontos megemlíteni, hogy a felmérés teljes időszaka alatt mindösszesen csak egy alkalommal találtunk természetes faodúban zajló költést Kunszentmiklós közelében, egy idős fehér eperfában (*Morus alba*), 2005-ben (9. kép).



9. kép Az egyetlen fellelt természetes költőhely odvas fehér eperfában (Kunszentmiklós-Nagyvér, 2005.06.05., a szerző felvételei)

5.2. A felső-kiskunsági kuvikpopuláció denzitása

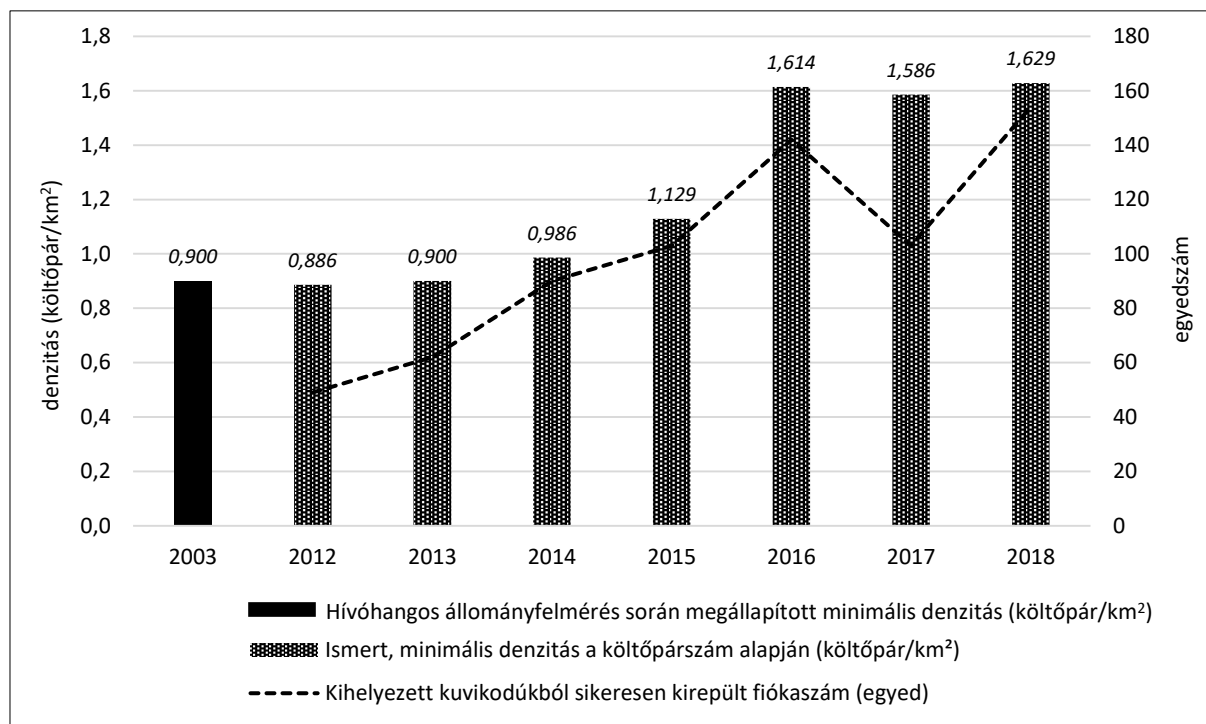
A 21 felmérési ponton, 2003-ban végzett hívóhangos állományfelmérés során regisztrált egyedeket és a megállapított denzitásértékeket az 4. táblázat foglalja össze.

4. táblázat Hívóhangos állományfelmérés során észlelt adult hímek egyedszámai, és a megállapított denzitásértékek (2003.02.13-i eredmények megjelenítése csak informatív célú)

Dátum; település (felmérőpontok száma)	Felmérési pontokon észlelt kuvikok egyedszáma																		Hím egyedszám; denzitás (átlag)		
	Apaj (3)			Bugyi (10)										Kunszentmiklós (8)							
2003.01.15	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
2003.01.24	1	0	2	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	
2003.02.13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
2003.03.28	1	2	1	2	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	10	
2003.04.14	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	6	
Maximálisan észlelt hím egyedszám/felmérőpont	1	2	2	2	2	1	1	0	1	1	1	0	1	2	0	0	1	0	1	21	
Terület max. denzitása (pár/km ²)	1,66			0,9										0,75					1 pár/km²		
Minimálisan észlelt hím egyedszám/felmérőpont	1	2	1	1	2	1	1	0	1	1	1	0	1	2	0	0	1	0	1	0	2
Terület min. denzitása (pár/km ²)	1,33			0,82										0,75					0,9 pár/km²		

A négy értékelt adatsor közül a március 28-ai egyedszámok kimagaslóak. Ezen az éjszakán a területek mindegyikére vonatkoztatott maximális egyedszámból (21) 10 hím egyedet észleltem (47,6%). Hat helyszín esetében egy hívóhangozás során sem sikerült sem hím, sem tojó egyedet azonosítanom. Ezen helyszínek mindegyike nyílt mezőgazdasági-, vagy gyepterület volt, melyek egyöntetűségét általában csak néhány különálló faegyed, esetenként fásor oldotta fel. A másik 15 felmérő állomás olyan élőhelyen helyezkedett el, ahol a hívóhangozási ponttól a tanyasi-, vagy más állattartó épületek legalább egyike 200 m-en belüli távolságban volt. Összességében az egyes településekhez tartozó denzitásértékek 0,75–1,66 pár/km² közöttiek voltak. A maximális denzitásértékeket figyelembe véve a legsűrűbb territoriális hálózattal rendelkező terület az apaji volt (1,66 pár/km²), melyet a bugyi- (0,9 pár/km²), és a kunszentmiklói (0,75 pár/km²) követett. A négy felmérési adatsor által értékeltek alapján ezen élőhelyek átlagos denzitása 0,9–1 pár/km², azaz a 2100 ha-os területen 19–21 költőpár megállapítására került sor.

2012-től a területre kihelyezett kuvikodúkat költési célból elfoglaló költőpár-számok, valamint a feltérképezett antropogén fészkelőhelyeken azonosított költések párszáma alapján került meghatározásra a kutatási terület minimális denzitása (8. ábra).



8. ábra A kutatási területen megállapított minimális denzitásértékek változása a hívóhangos állományfelmérés, az odúkban költő párok, valamint az antropogén fészkelőhelyeken azonosított költőpárszám alapján (2003; 2012–2018)

Az ábráról leolvasható, hogy az előzetes hívóhangos állománybecsléssel 2003-ban megállapított 0,9 pár/km²-es értékhez képest a kutatási terület minimális denzitása 2014-ben valamelyest már meghaladta azt (0,986 költőpár/km²), majd ezt követően jelentősen emelkedett (2018-ban 1,629 költőpár/km²). 2014-től – a kuvikodúkból sikeresen kirepült fiókaszámok, valamint a denzitásértékek alapján – populáció-növekedés feltételezhető a kutatási területen.

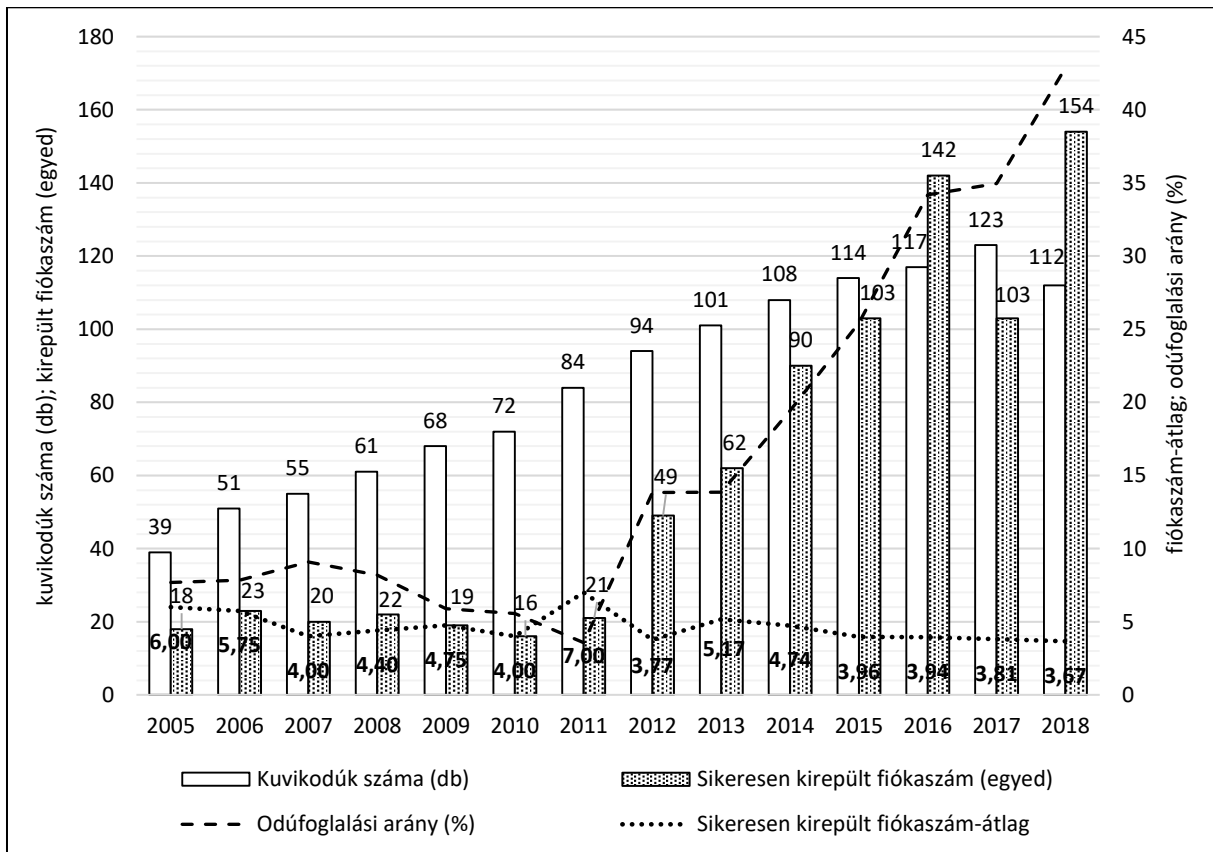
A kihelyezett odúk számának növekedése szoros összefüggést mutatott a denzitással ($p < 0,05$) és a sikeresen kirepült fiókák számával ($p < 0,05$) (5. táblázat). A megnövekedett kuvikdenzitás természetesen szintén szoros korrelációt mutatott a sikeresen kirepült fiókaszámmal ($p < 0,001$).

5. táblázat A kihelyezett kuvikodúk száma, a denzitás és a költési siker korrelációs összefüggései

	r	F	p
odúk száma – denzitás	0,8128	9,7312	0,0262
odúk száma – sikeresen kirepült fiókák egyedszáma	0,9121	24,755	0,0041
denzitás – sikeresen kirepült fiókák egyedszáma	0,9656	68,890	0,0004

5.3. Odúfoglalási-, költési- és reprodukciós eredmények

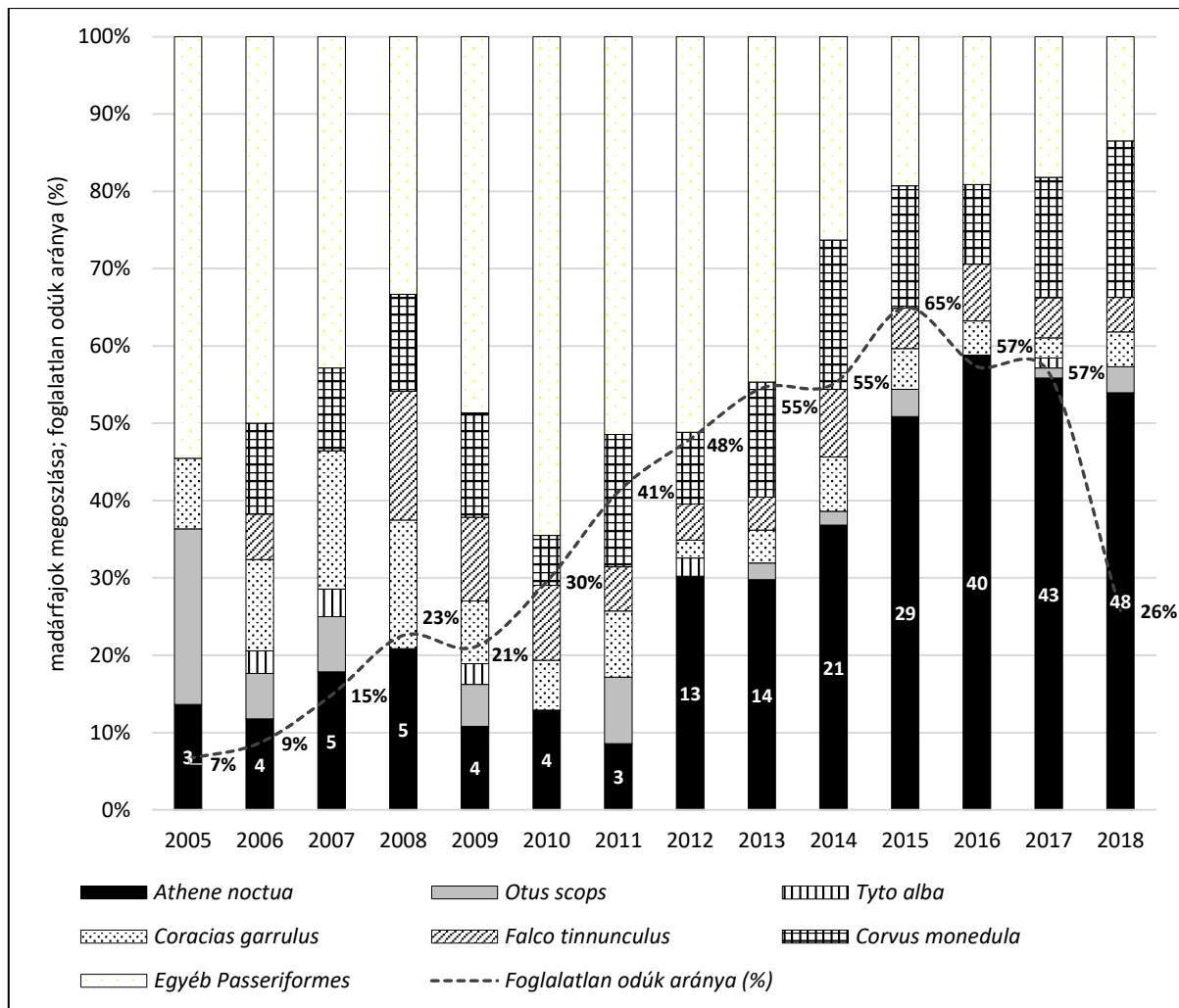
A kihelyezett mesterséges fészekodúkban az első kuvikköltések 2005-ben történtek. Ezt követően a költsék száma és a sikeresen kirepült fiókaszám is lassú ütemben, folyamatosan növekedett (9. ábra).



9. ábra Reprodukciós eredmények a fészkelésre alkalmas odúsámok tükrében (2005–2018)

A 2005–2011 közötti időszakban a költsékre elfoglalt odúk aránya maximum 9,09%-os volt. A foglalási ráta látványos emelkedése csak 2011 után érzékelhető jelentősen, amely 2018-ban érte el csúcspontját (42,86%). Az odúkból sikeresen kirepült fiókaszám-átlag a 2005–2018-as időszakban 3,67 (2018) és 7,00 (2012) között változott, összességében $4,64 \pm 0,27$ SE volt. A kiemelkedő 7,00 fiókaszám-átlag 2011-ben volt, amikor 3 sikeres költés valósult meg, 7–7 fiókat produkálva. A vizsgálati területre kihelyezett kuvikköltés száma mindvégig hasonló ütemben, míg a foglalási arány és a sikeresen kirepült fiókaszám 2011-et követően jelentősen emelkedett. A vizsgálati időszakban összesen 236 kuvikköltés kezdődött meg, melyekből 203 volt sikeres (86,02%). A 15 év alatt az odúkból sikeresen kirepült fiókaszám minimum 842 egyed volt.

A kuvikok odúfoglalásai és reprodukciós eredményei mellett fontosak a hengerrestes odútípust elfoglaló egyéb madárfajok költési célú megtelepedési adatai. Az egyes madárfajok adott évi odúfoglalási arányát 100%-ig halmozott diagramon mutatom be, melyről az adott évi aktuális odúság függvényében leolvasható a foglalatlan odúk %-os aránya is (10. ábra).



10. ábra Kuvikodúkat költési célból elfoglaló madárfajok megoszlása és a foglalatlan odúk aránya (2005–2018)

A megkezdett költések száma tekintetében a kuvik volt az elsődleges madárfaj, amely a kihelyezett odúkat költési célból preferálta (236 költés). Az egyéb énekesmadarak (Passeriformes) – pl. seregély (*Sturnus vulgaris*), mezei veréb (*Passer montanus*), házi veréb (*P. domesticus*), széncinege (*Parus major*) – összesen 213 alkalommal költöttek kuvikodúkból, de foglalási arányuk és költéseik száma 2010-től kimutathatóan csökkent. Az egyéb énekesmadarak mellett természetvédelmi szempontból jelentősek voltak más madárfajok megtelepedései is. Füleskuvik (*Otus scops*) költési célú odúfoglalása 0-5/év alkalommal fordult

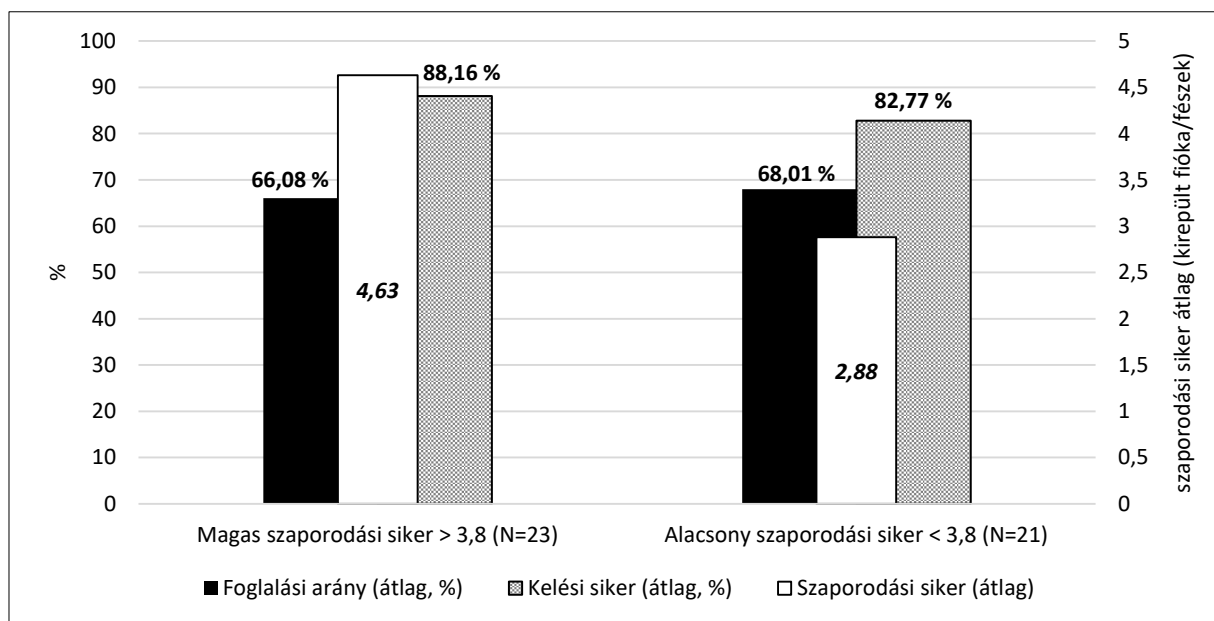
elő (összesen 22 költés) (10. kép). Gyöngybaglyok (*Tyto alba*) csak ritkán telepedtek meg a kuvikodúkban (0-1/év, összesen 5 alkalom). Két madárfaj esetében viszont jelentősek a foglalási számok. A szalakóta (*Coracias garrulus*) előszeretettel, rendszeresen foglalta el (1-5/év, összesen 42 költés) költő madárként az odúkat, ahogy a vörös vércse (*Falco tinnunculus*) is (0-5/év, összesen 40 költés). Mindezen madárfajok mellett a csóka (*Corvus monedula*) foglalási számai is jelentősek, azonban felmérési évenként jelentős eltéréseket mutattak (0-18/év, összesen 91 költés). A kuvikodúkat néhány esetben emlősök (Mammalia) is elfoglalták, mint például a nyuszt (*Martes martes*), a házimacska (*Felis catus*), és pelefélék (Myoxidae). Nyest jelenlétére (pl. ürülék), illetve predálására utaló nyomokat egy esetben sem észleltünk. 2017-ben (7) és 2018-ban (6) több esetben is tapasztaltuk, hogy a mesterséges fészekodvakat méhek (Apidae) foglalták el. 2017-ben ez 3, már fiókás fészekalj pusztulásához is vezetett.



10. kép Kuvikodúban kikelt kb. 10-14 napos füleskuvik (*Otus scops*) fióka (bal) (Bugyi-lőtér, 2005.06.07., a szerző felvétele); illetve gyöngybagolyfiókák (jobb) (Tatárszentgyörgy, 2012.07.05., a szerző felvétele)

5.4. Reprodukció és a kuvikodúk-, valamint az élőhely paramétereinek összefüggései

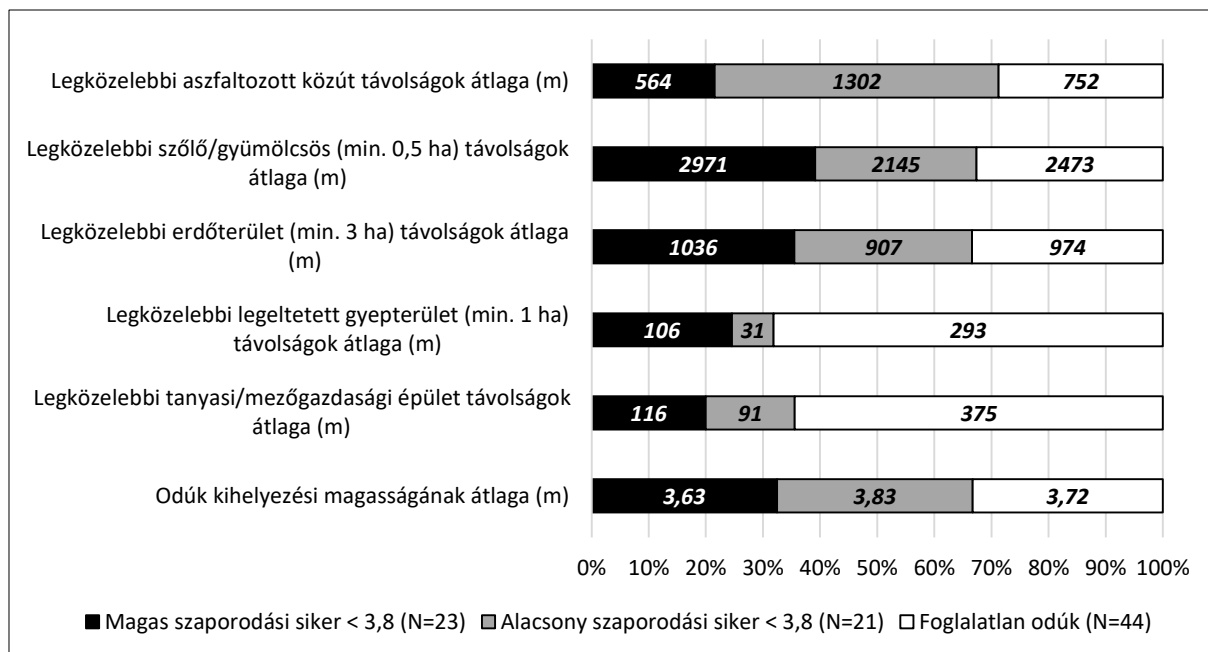
A 2012–2016 közötti időszakra vonatkozóan random módon szelektált min. 1, max. 5 alkalommal költésre elfoglalt odúk esetében a foglalási arány $56,8\% \pm 25,1\%$ SD, a kelési siker $84,5\% \pm 15,9\%$ SD, az átlagos szaporodási siker $3,8 \pm 1,1$ SD kirepült fióka/fészek volt. A 3,8 alatti értéket képviselő csoportba az alacsony szaporodási rátát mutató odúk (N=21), míg az e felettibe a magas szaporodási rátát mutató odúkat (N=23) soroltam. Az odúkhöz tartozó összegzett és átlagolt foglalási, kelési-, és szaporodásisiker-értékek ez alapján kerültek kiértékelésre (11. ábra).



11. ábra Magas és alacsony szaporodási siker-érték szerint elkülönített odúcsoportok foglalási és reprodukciós adatai (2012–2016)

A magas szaporodási siker kategóriába kerülő odúk szaporodási siker arányának átlaga 4,63, az alacsonyabb szaporodási sikert képviselők átlaga 2,88 volt, de a két elkülönített odúcsoport között szignifikáns eltérés sem a foglalási arány (t -teszt, $t = -0,235$, NS), sem pedig a kelési siker (t -teszt, $t = 1,072$, NS) tekintetében nem mutatkozott.

A foglalatlan és a két elkülönített szaporodásisiker-értékű foglalt odúcsoport vonatkozásában az odútól mért egyes művelési ágak/környezeti elemek átlagtávolságai és az odú kihelyezési átlagmagassága tekintetében jelentős eltérések nem mutatkoztak (12. ábra).



12. ábra Az odútól mért egyes művelési ágak/környezeti elemek átlagtávolságai és az odú kihelyezési átlagmagassága a foglalatlan- és a két elkülönített szaporodásisiker-értékű foglalt odúcsoport vonatkozásában (2012–2016)

A gyakorlatban alkalmazott, 2–7 m közötti kihelyezési magasságú odúk mindegyikében volt költés, illetve tartós foglalás. A berepülő nyílás irányzéka is minden esetben hasonló megoszlást mutatott, így az odúk kihelyezésekor az orientáció figyelembevétele mellőzhető. Fontos megemlíteni, hogy a facsoportok szélére helyezett odúk 49%-át egyáltalán nem foglalták el költésre a kuvikok. Kizárólag az átlagértékek alapján feltételezhető, hogy az erdőktől távolabb kihelyezett kuvikodúk esetében magasabb szaporodási siker várható.

A lineáris regressziós modell alapján a foglalt és foglalatlan odúk reprodukciós adatainak és a hozzájuk tartozó művelési ág-arányok tekintetében kimutatható, hogy minél kisebb arányú a művelés alól kivett terület (tanya, beépített terület, úthálózat), annál nagyobb a várható szaporodási siker ($n=88$, $\beta=-430$, $R^2=13$; $p=0,024$). Továbbá a legközelebbi költésre elfoglalt odútól mért távolság, a tojásszám és a sikeresen kirepült fiókaszám között szignifikáns összefüggés mutatható ki ($n=176$, $R^2=54$; $p=0,000$). Minél távolabb esnek egymástól a költésre elfoglalt odúk, annál valószínűbb a magasabb tojásszám és a sikeresen kirepült fiókák magasabb száma.

A reprodukciós adatok, az odúk paramétereinek és a környezeti elemek távolsági adatainak értékelése alapján a kuvikok költési célból nagyobb valószínűséggel foglalják el azokat az odúkat, amelyek háztáji- vagy egyéb állattartást folytató tanyasi/mezőgazdasági épülethez ($n=88$, $ETA^2=0,22$; $p=0,000$), illetve legeltetett és/vagy kaszált gyepterülethez ($n=88$, $ETA^2=0,36$; $p=0,000$) közelebb helyezkednek el.

A főkomponens analízis (PCA) eredményeként öt egymástól független, 1,0-nál nagyobb sajátértékű változó jött létre, amely a teljes varianciának 74,25%-át magyarázza. Az említett öt komponens varimax ortogonális forgatással kapott együtthatóit az 6. táblázat mutatja be.

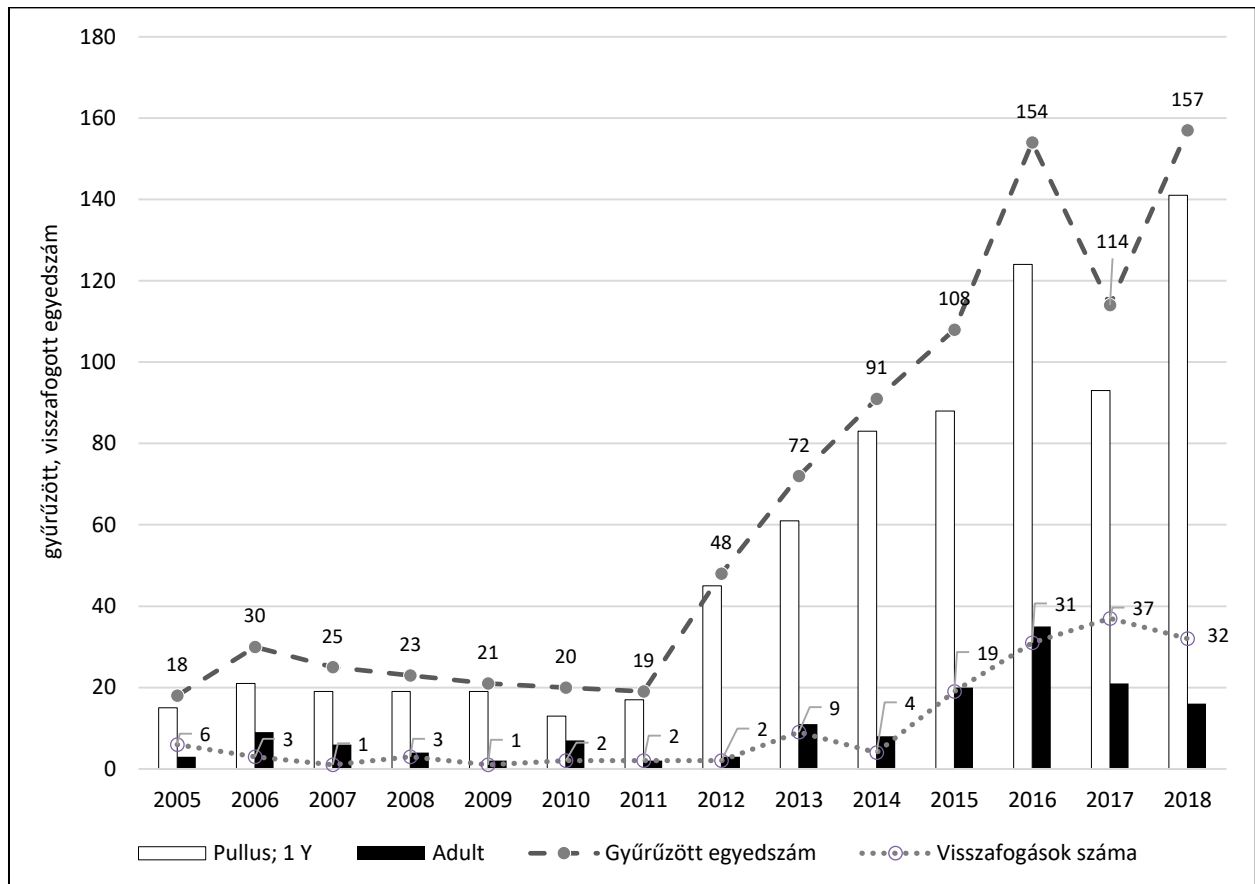
6. táblázat A komponens-együtthatók mátrixa varimax forgatás után; a komponensek sajátértékei (eigenvalue) és magyarázott varianciái

	Főkomponens				
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
SZANTO	-0,175	0,203	0,879	-0,244	-0,098
RET	-0,827	0,121	-0,446	-0,121	0,121
LEGELO	0,721	0,214	-0,377	0,102	-0,107
SZOLO	0,035	0,046	-0,013	-0,037	0,922
GYUMOLCS	-0,014	-0,269	0,502	0,280	0,375
KERT	0,062	-0,005	-0,099	0,837	-0,010
ERDO	-0,061	-0,906	-0,008	0,128	-0,035
FASITOTT	-0,071	0,660	0,065	0,500	-0,033
KIVONT	0,619	-0,031	-0,173	-0,073	0,190
Eigenvalue	1,804	1,462	1,309	1,103	1,005
Variancia %	20,05	17,24	16,35	11,75	9,8
Kumulatív var. %	20,05	37,29	52,64	64,39	74,25

Az első főkomponens a rét, a legelő, valamint a művelésből kivont területek (pl. állandó mezőgazdasági telephelyek, zártkertek) arányát tartalmazza nagy súllyal. A főkomponens-átlagok szignifikáns különbséget mutattak a foglalt és a foglalatlan odúk értékei között (t -teszt, $t=3,994$, $p<0,01$). A második főkomponens az erdős, valamint fásított területek arányát tartalmazza nagy súllyal. A foglalt és foglalatlan odúk között azonban nem mutatkozott szignifikáns elkülönülés e főkomponens mentén (t -teszt, $t=1,512$, NS). A még számottevő magyarázó erővel bíró harmadik főkomponenst leginkább a szántók aránya határozza meg. A foglalt és foglalatlan odúk a harmadik főkomponens mentén határozott, szignifikáns elkülönülést mutattak (t -teszt, $t=-2,396$, $p<0,05$). A kisebb magyarázó erővel bíró negyedik és ötödik főkomponensek a kertek, illetve a szőlők arányát tartalmazzák nagy súllyal, szignifikáns eltérés a foglalt és foglalatlan odúk vonatkozásában azonban nem volt megfigyelhető a főkomponensek mentén ($t=1,296$, $t=0,346$; NS).

5.5. A vizsgált populáció szétszóródása és demográfiai mechanizmusai

A 2003-ban megkezdett fajvédelmi- és egyben kutatási program során 2018 novemberéig összesen 905 kuvik egyedre került fém jelölő gyűrű, melyből a pullus (fióka) egyedek száma 758, az adult 1+ (legalább 2. naptári éves) egyedeké 147 volt (13. ábra).



13. ábra Az odúkban, vagy azok közvetlen környezetében gyűrűzött kuvikegyedek összefoglaló táblázata (2005–2018)

A jelölt madarakat összesen 152 alkalommal fogtuk vissza. 2015-től a párba állás időszakában (március) is sor került az odúellenőrzésekre, amelyek során több adult egyed visszafogása is történt, mint az azt megelőző időszakban. A 2017. júniusi felmérések során egy Kunpeszérhez közeli kuvikodúban visszafogott két sikeresen költő egyedről a gyűrűszámok alapján kiderült, hogy azok az előző évből, egyazon fészekaljból származnak. Ezen adat révén a kuvik esetében elsőként került kimutatásra az incestus jelensége.

A 2005 és 2018 között végzett biometriai mérések során gyűjtött informatív jellegű adatok összegzése látható az 7. táblázatban.

7. táblázat Kuvikgyűrűzések során felvett biometriai mérések adatai (2005-2018; N=311)

Kor	Mintaszám (N)	Ivar	Test-tömeg (g)	Szárny-fesztáv (mm)	Szárny-hossz (mm)	Farok-hossz (mm)	3. kézevező-hossz (mm)
Pullus	117		84-151				
Adult 1+	34	♂	143-159	534-572	161-173	76-85	112-128
Adult 1+	144	♀	162-191	543-605	159-171	70-89	114-130
Juvenil	16			559-577	162-167	71-81	114-124
<i>Abszolút értékek</i>				534-605	159-173	70-89	112-130

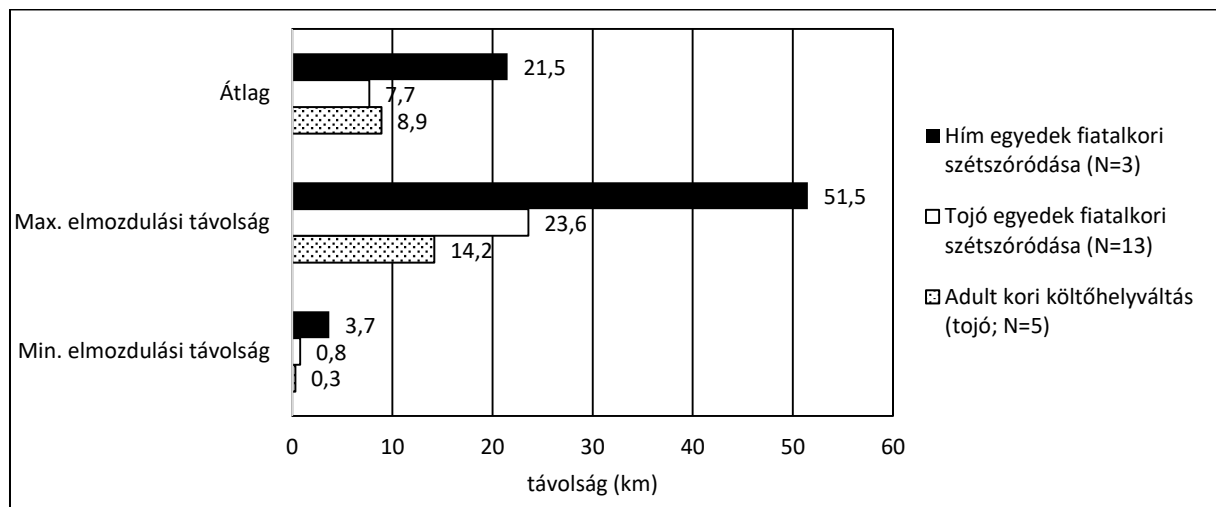
A mért pullus egyedek (N=117) tömegértékei (84–151 g) a különböző fiókakori adatfelvételezési időpontok miatt nagy szórást mutatnak. Az adult egyedeknél (N=178) mért legkisebb és legnagyobb szárnyfesztávolság 534 (hím) és 605 mm (tojó). A két ivar között biometriai különbség egyedül a tömegértékek esetében mutatkozik (adult 1+ ♂ 151 g-ig; adult 1+ ♀ 162 g-tól) (11. kép). Vedlési mintázatok tekintetében a juvenil 1y (1. naptári éves) egyedek részleges vedlése július végén kezdődött, és általában a kis- és nagyfedőkre terjedt ki. Az adult (1+) egyedek teljes vedlése néhány esetben (N=5) már a költési időszak kezdetén (május) megkezdődött egyes karevezőik cseréjével, faroktollaik vedlését legkorábban augusztusban kezdték, de az ritkán még márciusban is folyamatban volt (N=3).



11. kép Adult kuvikpár hím- (fent), és tojó egyede a biometriai mérések követően (Kunpeszér-Erzsébet major, 2011.11.05., a szerző felvételei)

A diszperziós és demográfiai kutatások céljából 2005-től 2017. áprilisig kerültek feldolgozásra a fogás-visszafogási adatok, amely időszak alatt az összesen 640 gyűrűzött egyedből 521 pullus/juvenil (1y), 119 adult (2y, vagy azt követő korú) volt. Összesen 746 fogási alkalom történt, amelyből a visszafogások száma 95, a megkerüléseké 11 eset. A gyűrűzött pullus egyedek visszafogási aránya 4,03% (521 egyedből 21), az adult (1+) egyedeké 28,57%-os (119 egyedből 34) mértékű volt.

A fiatal egyedek szétszóródása tekintetében – fiókaként kuvikodúban jelölt egyedek, amelyek a következő években már ivarérett, költő adult egyedként kerültek visszafogásra – 21 egyed (18 tojó és 3 hím) elmozdulási adatai váltak ismertté. Ezek alapján – bár a mintaszám nagyobb következtetések levonására még kevésnek bizonyul – a fiatal egyedek szétszóródásának átlagtávolsága a kelési helytől számítva 9,67 km. Nemek szerinti elkülönítésben a tojók mozgástartománya átlagosan 7,7 km, a hímeké 21,5 km (14. ábra). A 34 adult egyed visszafogási adatai közül csak 5 esetben történt elmozdulás az eredeti revírhez/kuvikodúhoz képest, amelyek között a távolságok átlaga 8,9 km. Ez az érték a fiatal tojó egyedek szétszóródási átlagtávolságához (7,7 km) hasonló.



14. ábra A visszafogások által ismertté vált szétszóródási távolságok

Az adult egyedek revírterület-/költőodú-foglalásának tartóssága vonatkozásában a tojók esetében a leghosszabb ismert időszak 5, a hímek esetében pedig 6 év volt. A legtovább együtt élő kuvikpár (12. kép) 6 éven át költött sikeresen egy kunpeszéri kuvikodúban (2005–2010). A vizsgált populációban a visszafogott legidősebb hím kuvikegyed 7y, a tojó 6y korú volt a kutatási területen.



12. kép A 6 éven át sikeresen költő kunpeszéri kuvikpár
(Kunpeszér, 2014.06.03., Horvát Endre felvétele)

Az életkorspecifikus éves apparens túlélési ráta és a visszafogás valószínűségét leíró modellek paramétereit az 8. táblázatban mutatom be. A modell-átlagolásnál figyelembe vettem a két jelentős szignifikáns magyarázóerővel bíró modellt, amelyek a $\varphi(\text{age})$, $p(t)$, valamint a $\varphi(\text{age})$, $p(\text{age})$. Az éves túlélési ráta és a visszafogás valószínűségét leíró modellek paramétereit a φ , amely a túlélési rátát, a p a visszafogás valószínűségét, az adott paramétert követő zárójelben az age és t az adott paraméter kor-, illetve évhatás-függését jelöli.

8. táblázat Az éves túlélési ráta és a visszafogás valószínűségét leíró modellek paramétereit. φ és p a túlélési rátát, illetve a visszafogás valószínűségét jelölik. Zárójelben az alábbi paraméterek: age és t az adott paraméter kor-, ill. évhatás függését jelölik, míg az $\text{age}*t$ jelölés az évhatás és a korfüggés együttes fennállását jelenti az alternatív modell szerint. A zárójelben lévő pont (.) azt jelenti, hogy az adott paraméter a korcsoporttól és évhatástól független. # szimbólum: a modell szignifikáns magyarázóerővel bír.

Modell-jelölések	AICc	ΔAICc	AICc súlyozás	Paraméterek száma
$\varphi(\text{age}),p(t)$	268,55	0,00	0,8555#	14
$\varphi(\text{age}),p(\text{age})$	272,12	3,57	0,1445#	4
$\varphi(\text{age}*t),p(\text{age})$	283,81	15,25	0	21
$\varphi(\text{age}),p(\text{age}*t)$	285,03	16,47	0	25
$\varphi(.),p(t)$	288,40	19,85	0	13
$\varphi(.),p(.)$	292,14	23,58	0	2
$\varphi(t),p(t)$	295,39	26,83	0	13
$\varphi(t),p(t)$	296,97	28,41	0	20

Ezek alapján az éves átlagos túlélési arány a pullus kor és az első költési időszak (2y) között eltelt időben – amely nem különíti el a mortalitást és a permanens emigrációt – a becslések szerint $9,47\% \pm 2,99\%$ SE volt. A vizsgálati időszak alatt csak 19 pullus egyed ivarát lehetett azonosítani a következő visszafogáskor, így nem volt lehetőség a nemek szerinti differenciált elkülönítésükre a modellezésben. Az adult egyedek (2y kortól) éves túlélési aránya $82,74\% \pm 8,46\%$ SE volt. A túlélési arányt nemekre vonatkozóan nem különítettem el a fogott egyedek tojó dominanciája miatt, ugyanis a tojók befogásának valószínűsége jelentősen magasabbnak bizonyult a fészkelési időszakban. A 2005–2017 áprilisi vizsgálati időszak kuvikodúkban zajló költéseit figyelembe véve a sikeresen kirepült fiókaszám-átlag $3,78 \pm 0,76$ SD volt. Összességében, figyelembe véve az összes fenti paramétert, a populáció belső növekedési rátája kis mértékben pozitívnak mutatkozott ($r = 0,006$).

5.6. A kuvik táplálék-összetétele a Felső-Kiskunságban

5.6.1. Gerinces táplálék-összetétel összegzése

A 2005-ben gyűjtött 661 köpetből azonosított zsákmányállatok között a gerincesek 15 fajt (1 kétéltű, 2 hüllő, 5 madár és 7 kisemlős) képviseltek (9. táblázat).

9. táblázat A kuvik gerinces táplálék-összetétele a három revírterületről, 2005-ben gyűjtött minták alapján (egyedszám és tömegérték szerinti részarányok a 12. táblázat invertebrata adataival együtt értelmezendők);

g – gramm, % *N* – zsákmányállatok egyedszám szerinti részaránya, % *m* – zsákmányállatok biomassza tömegérték szerinti részaránya

Taxon	Tömeg (g)	Apaj		Kunpeszér		Ladánybene	
		% <i>N</i>	% <i>m</i>	% <i>N</i>	% <i>m</i>	% <i>N</i>	% <i>m</i>
INVERTEBRATA össz.		25,00	0,2348	24,87	0,3359	30,00	0,1869
VERTEBRATA össz.		75,00	99,8035	75,13	99,66	70,00	99,8131
AMPHIBIA		5,81	4,3478	5,58	5,5285	18,33	16,3781
<i>Pelobates fuscus</i>	20,0	5,81	4,3478	5,58	5,5285	18,33	16,3781
REPTILIA		1,16	0,8043	1,02	0,9298	2,50	1,6192
<i>Lacerta agilis</i>	12,5					1,67	0,9306
<i>Podarcis taurica</i>	18,5	1,16	0,8043	1,02	0,9298	0,83	0,6886
AVES		12,79	26,4128			25,00	55,9088
<i>Motacilla alba</i>	23,0	2,91	2,5000				
<i>Sturnus vulgaris</i>	82,0	6,98	21,3911			10,83	39,6796
<i>Passer domesticus</i>	28,0	1,74	1,8261			9,17	11,4646
<i>Passer montanus</i>	24,0					3,33	3,5734
<i>Carduelis carduelis</i>	16,0	1,16	0,6956			1,67	1,1911
MAMMALIA		55,23	68,2385	68,53	93,2058	24,17	25,9071
<i>Sorex minutus</i>	5,0			1,02	0,2513		
<i>Crocidura suaveolens</i>	5,0	0,58	0,1087			5,00	1,1167

A 9. táblázat folytatása A kuvik gerinces táplálék-összetétele a három revírterületről, 2005-ben gyűjtött minták alapján (egyedszám és tömegérték szerinti részarányok a 12. táblázat invertebrata adataival együtt értelmezendők);

g – gramm, % *N* – zsákmányállatok egyedszám szerinti részaránya, % *m* – zsákmányállatok biomassza tömegérték szerinti részaránya

Taxon	Tömeg (g)	Apaj		Kunpeszér		Ladánybene	
		% <i>N</i>	% <i>m</i>	% <i>N</i>	% <i>m</i>	% <i>N</i>	% <i>m</i>
<i>Microtus arvalis</i>	32,0	23,26	27,8258	35,53	56,2903	10,83	15,4847
<i>Apodemus</i> sp.	25,0	8,72	8,1521	19,29	23,8731	8,33	9,3057
<i>Mus musculus et spicilegus</i>	21,0	19,77	15,5216	12,18	12,6653		
<i>Micromys minutus</i>	5,0	1,74	0,3261	0,51	0,1256		
<i>Rattus norvegicus</i>	375,0	1,16	16,3042				
INVERTEBRATA össz.		25,00	0,2348	24,87	0,3359	30,00	0,1869

Az azonosított zsákmányszám alapján a kisemlősök dominanciája két helyen megfigyelhető (Apaj – 55,2%, Kunpeszér – 68,5%), míg a harmadik helyszínen (Ladánybene) a kisemlősök és a madarak közel azonos arányban (~25%) voltak jelen. A leggyakoribb kisemlős zsákmánynak a mezei pocok (*Microtus arvalis*) és az erdeiegeér-fajok (*Apodemus* spp.) bizonyultak, Apaj és Kunpeszér esetében pedig a házi/güzü egér (*Mus* sp.) is jelentős számban előfordult. A törpeegér (*Micromys minutus*) és a vándorpatkány (*Rattus norvegicus*) csak alacsony számban fordult elő a három revírben. A rágcsálók mellett a köpetekből azonosításra került néhány Soricomorpha faj, mint például a fehér fogazatú keleti cickány (*Crocidura suaveolens*) és a törpecickány (*Sorex minutus*). A madarak részaránya a táplálékok között a helyszíntől függően változott. Legmagasabb arányukat a ladánybenei revírterületen gyűjtött minta tartalmazta, miközben a Kunpeszéren gyűjtött köpetekből teljesen hiányoztak. A madárfajok közül a seregély fogyasztása volt jelentős, de a házi veréb (*Passer domesticus*) is fontos szerepet játszott a ladánybenei területen. A kétélűeket egyetlen faj képviselte, a minden helyszínen előforduló barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*), amely mennyisége a ladánybenei köpetanyagban volt figyelemre méltó. A hüllőket két gyíkfaj reprezentálta kis számban, a fürgé gyík (*Lacerta agilis*) és a homoki gyík (*Podarcis taurica*). A gerinces zsákmányállatok jelentőségét a magas, 99% feletti tömeg szerinti részarányuk is bizonyítja. A gerinceseken belül Apajon (68,2%) és Kunpeszéren (93,2%) a legmagasabb a kisemlősök biomasszája, míg Ladánybene esetében a madarak a teljes zsákmánybiomassza közel 55,9%-át tették ki. A ladánybenei revírterületen a barna ásóbékák a teljes biomassza 16,3%-át képviselték.

A 2015–2016-ban gyűjtött 40 mintában (megállapított köpetszám 4118) összesen 2017 gerinces zsákmányegyed határozása történt (2015 – 935; 2016 – 1082), amelyben az összes fajszám 21 (12 emlős-, 1 kétélű-, 4 hüllő- és 4 madárfaj) volt. A köpetgyűjtési helyszíneként szolgáló odúkból sikeresen kirepült fiókaszáma 2015-ben 62 (átlag 3,1), 2016-ban 69 egyed

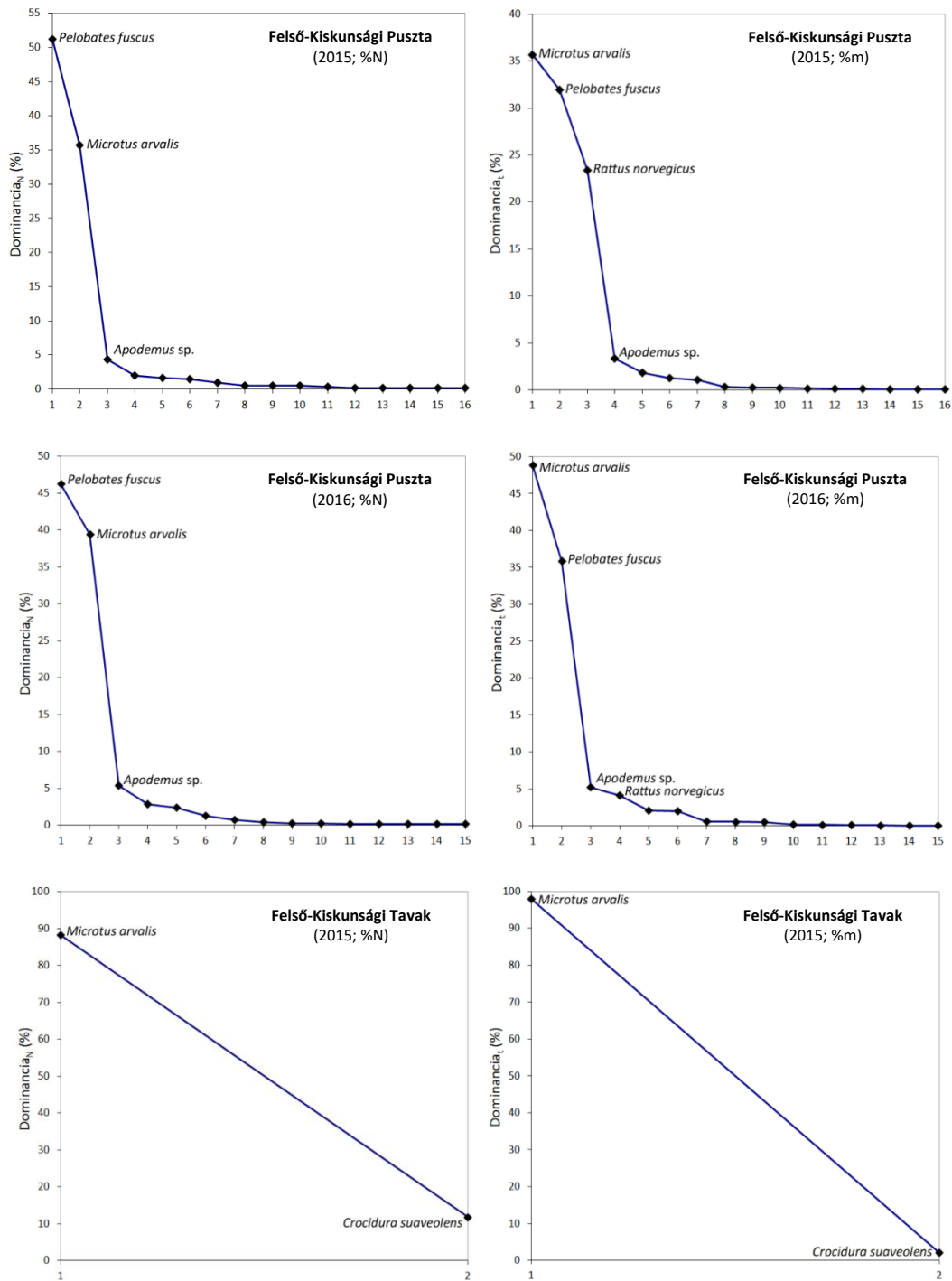
(átlag 3,45) volt. Az egy odúból gyűjtött átlagos köpetszám 2015-ben 105 db, 2016-ban 101 db. Ezek alapján – figyelembe véve az adult és pullus egyedek köpetelési szokásait a fészkelési időszakban (március–szeptember) – az odúkban lezajlott köpetelések egy egyedre vonatkoztatott száma 2015-ben átlagosan 25,57 köpet/egyed, 2016-ban 27,74 köpet/egyed. Az egyes vizsgálati területegységekre vonatkozóan a gerinces zsákmányállatok egyedszám- és tömeg szerinti részarányát részletesen a 10. táblázatban foglaltam össze.

10. táblázat A kuvik gerinces táplálék-összetétele a kuvikodúk fészkelőteréből, 2015-2016-ban gyűjtött minták alapján;
g – gramm, % N – zsákmányállatok egyedszám szerinti részaránya, % m – zsákmányállatok biomassa tömegérték szerinti részaránya

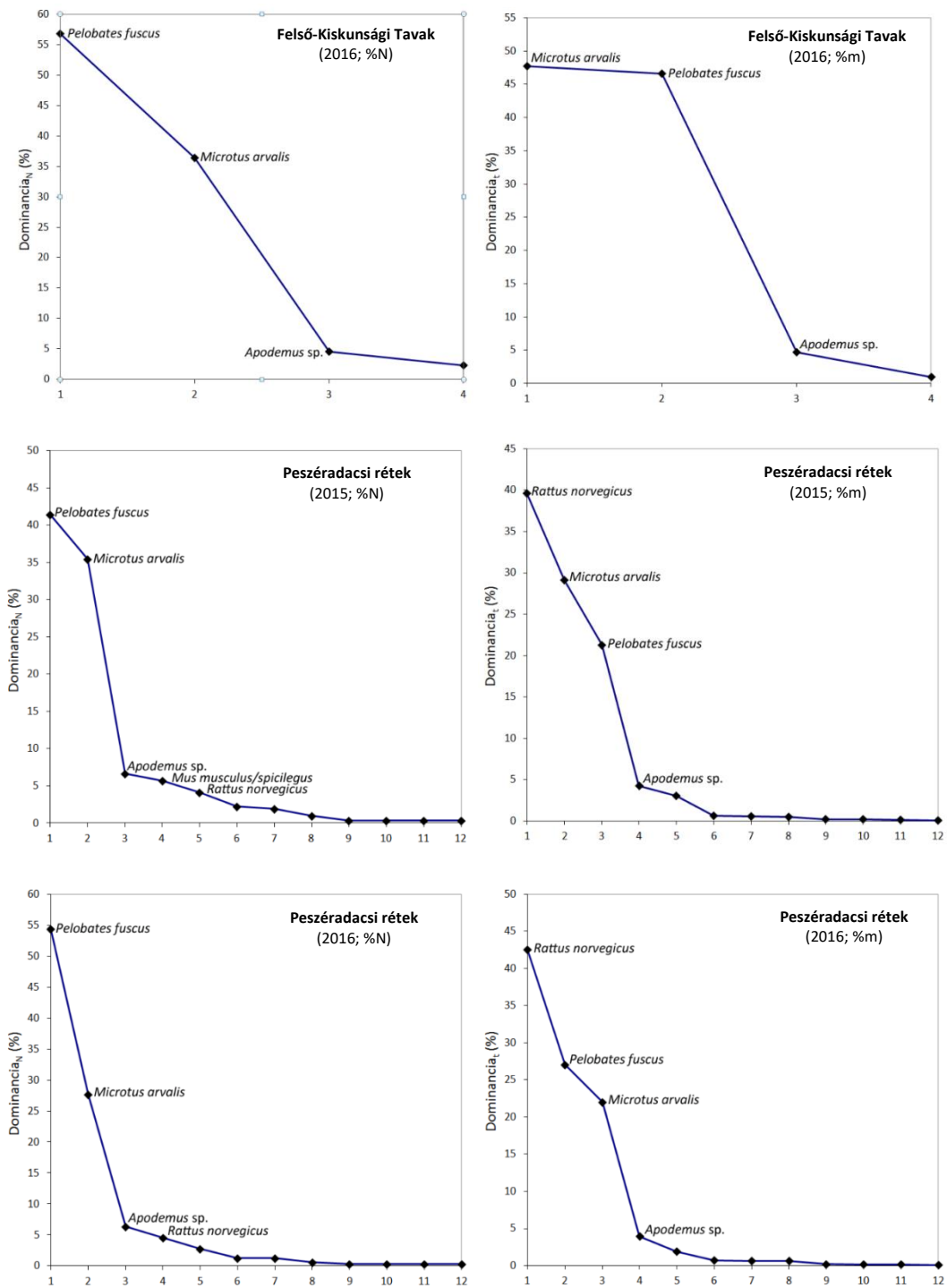
Taxon	Tömeg (g)	Felső-Kiskunsági Pusztá				Felső-Kiskunsági Tavak				Peszéradacsi rétek			
		2015		2016		2015		2016		2015		2016	
		% N	% m	% N	% m	% N	% m	% N	% m	% N	% m	% N	% m
Class AMPHIBIA		51,16	31,96	46,26	35,85	0,00	0,00	56,82	46,62	41,46	21,30	54,41	27,05
<i>Pelobates fuscus</i>	20,0	51,16	31,96	46,26	35,85			56,82	46,62	41,46	21,30	54,41	27,05
REPTILIA		0,33	1,88	0,85	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,63	0,63	0,00	0,00
<i>Podarcis taurica</i>	18,5			0,71	0,51								
<i>Lacerta agilis</i>	12,5	0,17	0,06	0,14	0,07					0,32	0,10		
<i>Coronella austriaca</i>	65,0				0,00					0,32	0,53		
<i>Emys orbicularis</i>	350,0	0,17	1,82		0,00								
Class AVES		1,16	1,73	0,14	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,63	0,81	0,61	0,80
<i>Motacilla flava</i>	18,0	0,17	0,09		0,00					0,32	0,15		
<i>Motacilla alba</i>	23,0	0,33	0,24		0,00								
<i>Passer montanus</i>	24,0	0,17	0,12	0,14	0,13							0,30	0,18
<i>Sturnus vulgaris</i>	82,0	0,50	1,28		0,00					0,32	0,67	0,30	0,62
Class MAMMALIA		47,34	64,43	52,61	63,39	100,0	100,0	43,18	53,38	56,96	77,21	44,98	72,14
<i>Sorex minutus</i>	5,0			0,14	0,03								
<i>Sorex araneus</i>	10,0	0,50	0,16		0,00					0,95	0,24	0,30	0,08
<i>Crocidura suaveolens</i>	5,0	1,50	0,23	2,82	0,55	11,76	2,04			1,90	0,24	1,22	0,15
<i>Crocidura leucodon</i>	10,5	1,00	0,33	1,27	0,52			2,27	0,98	2,22	0,60	2,74	0,71
<i>Apodemus sp.</i>	25,0	4,32	3,37	5,36	5,19			4,55	4,66	6,65	4,27	6,38	3,97
<i>Micromys minutus</i>	5,0	0,50	0,08	0,28	0,05								
<i>Mus musculus et spicilegus</i>	21,0	1,66	1,09	2,40	1,95					5,70	3,07	1,22	0,63
<i>Rattus norvegicus</i>	375,0	1,99	23,35	0,28	4,10					4,11	39,64	4,56	42,51
<i>Arvicola terrestris</i>	125,0			0,42	2,05							0,61	1,89
<i>Microtus arvalis</i>	32,0	35,71	35,69	39,35	48,79	88,24	97,96	36,36	47,74	35,44	29,14	27,66	22,01
<i>Eptesicus serotinus</i>	26,0	0,17	0,13	0,14	0,14							0,30	0,20
<i>Myotis mystacinus</i>	5,0			0,14	0,03								

Az azonosított zsákmányszámok alapján az emlősök ugyan kis mértékben, de szinte minden vizsgált évben és területen domináltak. Dominanciájuk legcsekélyebb mértékben a Peszéradacsi réteken, 2016-ban mutatkozott, amely esetben a 44,98%-os arányukat a barna ásóbékák meg is haladták a területen (54,41%). A mezei pocok fogyasztása mindhárom területen – 27,66–88,24% értékek között – kimutatható volt, az ásóbékák csak 2015-ben hiányoztak a Felső-Kiskunsági Tavaknál gyűjtött mintából. Faji szintű adatokat vizsgálva a barna ásóbékák egyedszáma viszont – a kuvik jellemző és általában meghatározó táplálékforrását jelentő mezei pockokhoz képest – egyértelműen nagyobb részarányú volt. A mezei pocok után a második leggyakoribb kisemlős zsákmánynak az erdeieger-fajok bizonyultak (4,32–6,65%), a Felső-Kiskunsági Tavak területének kivételével pedig a házi/güzü egér is jelentős számban előfordult (1,22–5,70%). A vándorpatkány csak a Peszéradacsi réteken, 2016-ban volt számottevő része a kuvikok táplálékának (4,56%). A Soricomorpha fajok közül a keleti cickány, a mezei cickány (*Crocidura leucodon*), a törpecickány és az erdei cickány (*Sorex araneus*) is előkerült több esetben a mintákból, de részarányaik nem voltak meghatározók. A madarak aránya a táplálékállatok között alapvetően csekélynek bizonyult (max. 1,16%), és az adott revírterület adottságaitól függően változott. Közülük a seregély bizonyult a leggyakoribb elejtett zsákmánynak. Bár a hullók esetenkénti elejtése kevésbé meghatározó a táplálkozás szempontjából (összesen 1,81%), mégis figyelemre méltó a ritka és védett rézsikló (*Coronella austriaca*) kuvik általi elejtése. A hullóket e mellett két gyíkfaj, a fűrgye gyík és a homoki gyík reprezentálta kis számban, ezen kívül a mocsári teknős (*Emys orbicularis*) egy fiatalabb példánya, amely egy halastóhoz közeli kuvikodú köpetanyagából került elő. A denevérek közül összesen két faj egyedeit azonosítottuk a köpetekben (N=4), a természetileg valamivel kisebb bajuszos denevért (*Myotis mystacinus*), valamint a közönséges késeidenevért (*Eptesicus serotinus*). A két domináns faj (*Pelobates fuscus*, *Microtus arvalis*) magas egyedszám szerinti részaránya és a biomassa-tömeg szerinti értéke a domanciagörbékben is egyértelműen tükröződik (15. ábra). A barna ásóbékák egyedszám szerinti részaránya a Felső-Kiskunsági Tavak kivételével minden esetben elsődleges helyen szerepelt, tömeg szerinti részarányuk viszont a mezei pocokhoz képest alulmaradt. A mezei pocok tömeg szerinti részaránya a Peszéradacsi rétek 2016-os gyűjtéseinek kivételével – ahol a vándorpatkány tömegértékei bizonyultak elsődlegesnek – minden területen és évben kis mértékben felülmúlta a barna ásóbékák tömegarányát. Ezek alapján tehát – bár az egyedszámok tekintetében többségében az ásóbékák domináltak – a tömegarányok tekintetében a gyűjtési területeken a fészkelési időszakra vonatkozóan (március-szeptember) elsődlegesen a mezei

pockok predálása volt a meghatározó. További megállapítás, hogy a kételtűek, hüllők és madarak összegzett biomasszája egy esetben sem közelítette meg az emlősökét.



15. ábra A vizsgálati területek zsákmányállat-közösségeinek összegezett dominancia-görbéi 2015-ben és 2016-ban az egyedszám- (% N), valamint a biomassza tömegértékek részaránya (% m) alapján



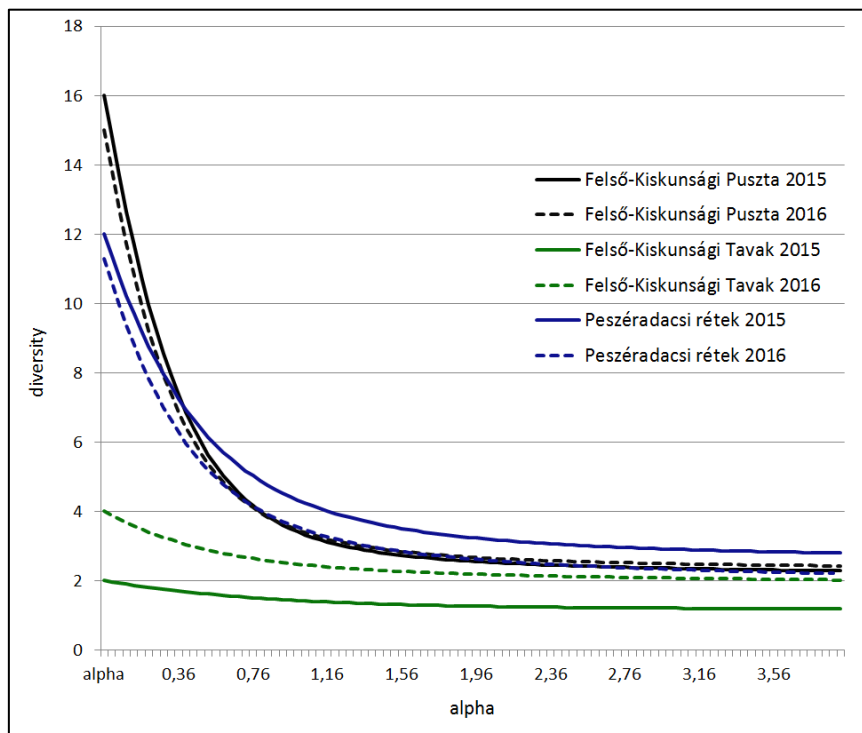
A 15. ábra folytatása A vizsgálati területek zsákmányállat-közösségeinek összegezett dominancia-görbéi 2015-ben és 2016-ban az egyedszám- (% N), valamint a biomassza tömegértékek részaránya (% m) alapján

A 2015-2016-ban gyűjtött köpetek alapján vett gerinces táplálék diverzitási mutatóit (fajszám, Shannon-diverzitás, egyenletesség) a 11. táblázat tartalmazza.

11. táblázat A vizsgált élőhelyek gerinces táplálékdiverzitása a 2015-ben és 2016-ban gyűjtött kúvik köpetek alapján

	Felső-Kiskunsági Puszta		Felső-Kiskunsági Tavak		Peszéradacsi rétek	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
Fajszám (S)	16	15	2	4	12	12
Shannon-diverzitás (H)	1,254	1,263	0,362	0,916	1,486	1,310
Egyenletesség (J)	0,452	0,467	0,522	0,660	0,598	0,527

A fajgazdagság a Felső-Kiskunsági Pusztán, míg a Shannon-diverzitás a Peszéradacsi réteken volt a legnagyobb. A Felső-Kiskunsági Tavak esetében az alacsony fajszám és diverzitás oka a kis mintaszám volt, a magasabb egyenletességi értékek pedig az alacsony fajszám miatt adódtak és nem a közösség kedvező kiegyenlítetttségét jelzik. A két vizsgálati évet tekintve csak a Felső-Kiskunsági Tavak esetében mutatkozott szignifikáns eltérés a diverzitásban (t -teszt, $t = 5.585$, $p < 0.01$). A diverzitási profilok (16. ábra) azt mutatják, hogy a Felső-Kiskunsági Puszta és a Peszéradacsi rétek közösségei nem rangsorolhatók az interszekció miatt. A Felső-Kiskunsági Tavak profiljai a másik két terület profiljai alatt futnak, ami magyarázható a már említett kis mintaszámmal.



16. ábra A kúvik köpetek alapján kimutatott gerinces táplálékdiverzitási profilok (2015-2016)

5.6.2. Ízeltlábú táplálék-összetétel összegzése

A 2005-ben gyűjtött 661 köpetből azonosított zsákmányállatok között az ízeltlábúakat 38 faj képviselte (12. táblázat). Ezenkívül a gyűrűsféreg jelenléte is kimutatásra került, bár számukat a módszertani korlátok miatt nem értékeltem.

12. táblázat A kувik ízeltlábú táplálék-összetétele a három mintaterületről, 2005-ben gyűjtött minták alapján (egyedszám és tömegérték szerinti részarányok a 9. táblázat vertebrata adataival együtt értelmezendők);

g – gramm, % *N* – zsákmányállatok egyedszám szerinti részaránya, % *m* – zsákmányállatok biomassza tömegérték szerinti részaránya

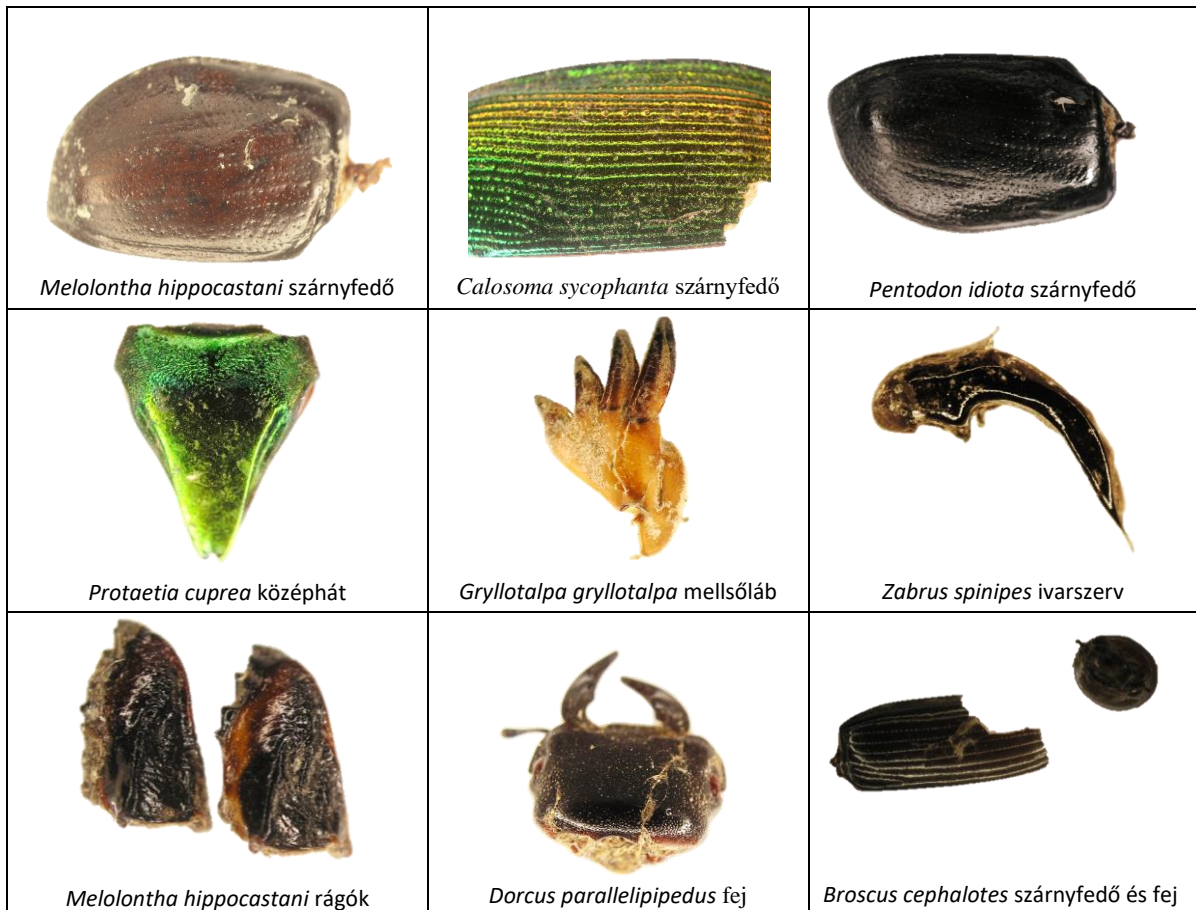
Taxon	Tömeg (g)	Apaj		Kunpeszér		Ladánybene	
		% <i>N</i>	% <i>m</i>	% <i>N</i>	% <i>m</i>	% <i>N</i>	% <i>m</i>
VERTEBRATA össz.		75,00	99,8035	75,13	99,66	70,00	99,8131
INVERTEBRATA össz.		25,00	0,2348	24,87	0,3359	30,00	0,1869
COLEOPTERA		18,02	0,0394	17,26	0,0686	28,33	0,1378
Dytiscidae		0,58	0,0053				
<i>Dytiscus marginalis</i>	0,246	0,58	0,0053				
Carabidae		3,49	0,0017	6,09	0,0208	5,83	0,0140
<i>Amara aenea</i>	0,006			1,02	0,0003		
<i>Anisodactylus binotatus</i>	0,017					1,67	0,0013
<i>Brosicus cephalotes</i>	0,095			1,02	0,0048		
<i>Calathus fuscipes</i>	0,023			0,51	0,0006		
<i>Calosoma auropunctatum</i>	0,135					0,83	0,0050
<i>Calosoma sycophanta</i>	0,184			1,52	0,0139		
<i>Harpalus affinis</i>	0,015	0,58	0,0003				
<i>Harpalus distinguendus</i>	0,013	2,33	0,0011	0,51	0,0003		
<i>Harpalus hirtipes</i>	0,010			0,51	0,0003		
<i>Harpalus tardus</i>	0,013	0,58	0,0003	1,02	0,0007		
<i>Poecilus cupreus</i>	0,017					0,83	0,0006
<i>Zabrus spinipes</i>	0,063					2,50	0,0070
Histeridae		1,16	0,0001				
<i>Margarinotus purpurascens</i>	0,001	1,16	0,0001				
Silphidae				1,02	0,0019	0,83	0,0014
<i>Silpha carinata</i>	0,037			1,02	0,0019	0,83	0,0014
Lucanidae				1,52	0,0106		
<i>Dorcus parallelipedus</i>	0,140			1,52	0,0106		
Geotrupidae		0,58	0,0022	0,51	0,0003		
<i>Geotrupes spiniger</i>	0,100	0,58	0,0022				
<i>Odonteus armiger</i>	0,012			0,51	0,0003		
Scarabaeidae		10,47	0,0292	5,08	0,0325	20,83	0,1222
<i>Aphodius prodromus</i>	0,002	1,74	0,0001				
<i>Copris lunaris</i>	0,089	1,74	0,0058	1,52	0,0067	0,83	0,0033
<i>Oryctes nasicornis</i>	0,226			1,52	0,0170	1,67	0,0168
<i>Pentodon idiota</i>	0,089	6,98	0,0232				
<i>Melolontha hippocastani</i>	0,126					16,67	0,0938
<i>Anomala vitis</i>	0,044			0,51	0,0011		
<i>Cetonia aurata</i>	0,051			0,51	0,0013	0,83	0,0019

A 12. táblázat folytatása A kuvik ízeltlábú táplálék-összetétele a három mintaterületről, 2005-ben gyűjtött minták alapján (egyedszám és tömegérték szerinti részarányok a 9. táblázat vertebrata adataival együtt értelmezendők);

g – gramm, % *N* – zsákmányállatok egyedszám szerinti részaránya, % *m* – zsákmányállatok biomassza tömegérték szerinti részaránya

Taxon	Tömeg (g)	Apaj		Kunpeszér		Ladánybene	
		% <i>N</i>	% <i>m</i>	% <i>N</i>	% <i>m</i>	% <i>N</i>	% <i>m</i>
<i>Protaetia speciosissima</i>	0,172			0,51	0,0043	0,83	0,0064
<i>Protaetia cuprea</i>	0,083			0,51	0,0021		
Elateridae				1,02	0,0014		
<i>Agrypnus murinus</i>	0,028			0,51	0,0007		
<i>Melanotus punctolineatus</i>	0,028			0,51	0,0007		
Cerambycidae				0,51	0,0008		
<i>Plagionotus floralis</i>	0,031			0,51	0,0008		
Chrysomelidae		0,58	0,0001	1,02	0,0001		
<i>Gonioctena fornicata</i>	0,002	0,58	0,0001				
<i>Oulema melanopa</i>	0,002			1,02	0,0001		
Curculionidae		0,58	0,0002	0,51	0,0003	0,83	0,0003
<i>Otiorhynchus ligustici</i>	0,013			0,51	0,0003		
<i>Psallidium maxillosum</i>	0,007	0,58	0,0002			0,83	0,0003
Tenebrionidae		0,58	0,0007				
<i>Tenebrio molitor</i>	0,034	0,58	0,0007				
ORTHOPTERA		6,98	0,1954	7,61	0,2673	1,67	0,0490
<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	0,563	3,49	0,0734			0,83	0,0210
<i>Gryllus campestris</i>	0,081	0,58	0,0018	0,51	0,0020		
<i>Tettigonia viridissima</i>	0,754	2,91	0,1202	7,11	0,2653	0,83	0,0281
ANNELIDA		+		+		+	

A kuvik az értékelt minták alapján nagyrészt nagyobb termetű bogarakat (Carabidae, Scarabaeidae), valamint egyenesszárnyúakat (Orthoptera) fogyasztott. Apajon a domináns bogárfaj a butabogár (*Pentodon idiota*) volt, míg Ladánybenén az erdei cserebogár (*Melolontha hippocastani*) fordult elő nagy számban. A leggyakrabban előforduló Orthoptera-zsákmányfaj a vizsgált helyeken a zöld lombszöcske (*Tettigonia viridissima*), amely Kunpeszéren volt meghatározó, míg a lótücsök (*Gryllotalpa gryllotalpa*) az Apajon fogyasztott ízeltlábúak között volt jelentős (13. kép). Annak ellenére, hogy a kuvik táplálkozásában a gerinctelenek fontos szerepet játszanak és egyedszám szerinti részarányuk 24,8–30,0%, a tömeg szerinti részesedésük azonban rendkívül csekély (0,14–0,34%) volt.



13. kép Egyes ízeltlábú-zsákmányfajok határozásra alkalmas testrészei
(Kunszentmiklós–Sopron, 2006. március–április, Dr. Traser György és a szerző felvételei)

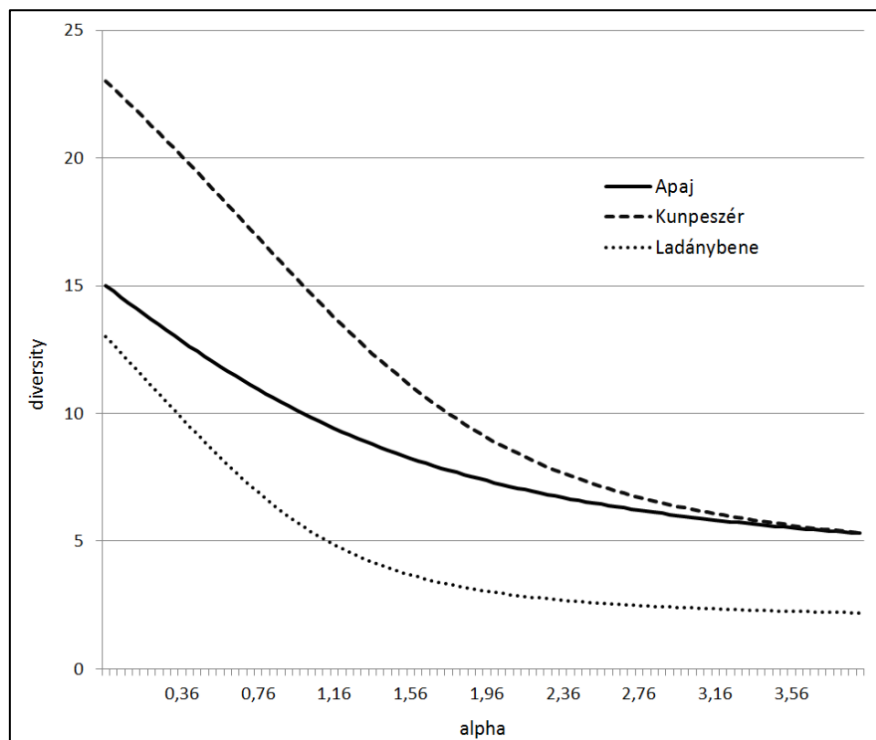
A 2005-ben gyűjtött mintákból származó ízeltlábúközösségek legfontosabb diverzitási jellemzőit a 13. táblázatban foglalom össze.

13. táblázat A vizsgált revírek ízeltlábú-közösségeinek karakterisztikái a 2005-ben gyűjtött kuvik köpetek alapján

	Apaj	Kunpeszér	Ladánybene
Fajszám (<i>S</i>)	15	23	13
Shannon-diverzitás (<i>H</i>)	2,316	2,727	1,751
Egyenletesség (<i>J</i>)	0,855	0,8708	0,683

A fajgazdagság, a Shannon-diverzitás és az egyenletesség a kunpeszéri vizsgálati helyszínen mutatta a legmagasabb ízeltlábúdiverzitást. Apajon a fajok száma jelentősen alacsonyabb volt, a diverzitások között szignifikáns eltérést azonban nem sikerült kimutatni (*t*-teszt, $t = 1,617$, NS). A legalacsonyabb ízeltlábú-diverzitás Ladánybenén mutatkozott, amely az apaji (*t*-teszt, $t = 2.073$, $p < 0.05$), valamint a kunpeszéri (*t*-teszt, $t = 3.256$, $p < 0.01$) értékekkel

szemben egyaránt szignifikáns eltéréseket mutat. Ezek az eredmények jól tükröződnek a Rényi-féle diverzitás profilokban is (17. ábra).



17. ábra A kuvik köpetek alapján kimutatott ízeltlábúak diverzitási profiljai (2005)

Ladánybene ízeltlábú közösségeinek diverzitás-profilja egyértelműen a két másik revírterület profilja alatt fut. Apaj és Kunpeszér profiljai az α skálaparaméter alacsonyabb értékeinél mutattak nagyobb különbséget.

A Jaccard-féle fajazonossági index alapján (14. táblázat) a legmagasabb hasonlóság (36%) Kunpeszér és a Ladánybene között mutatkozik (6 közös ízeltlábú faj), míg a legalacsonyabb hasonlóságot (24%) Apaj és Ladánybene ízeltlábúi között mértem (4 közös faj). Ezeket az eredményeket megerősíti a Bray-Curtis hasonlósági index, amely figyelembe veszi az ízeltlábúak abundanciáját is.

14. táblázat A kuvik köpetek alapján vett rovarközösségek hasonlósága (Jaccard-féle fajazonossági index – normál betű; Bray-Curtis hasonlósági index – dőlt betű)

	Apaj	Kunpeszér	Ladánybene
Apaj		0,38	0,16
Kunpeszér	0,31		0,57
Ladánybene	0,24	0,36	

6. Diszkusszió

6.1. Mezőgazdasági- és egyéb épülettípusok veszélyeztető tényezői

A veszélyeztető tényezők vizsgálata során (2003–2005) csak ritkán talákoztam olyan objektumokkal, ahol kúvikra utaló nyomok fellelhetők voltak, annak ellenére, hogy a tanyasi- és mezőgazdasági épületek száma és állapota itt a Felső-Kiskunságban még igen kedvező más hazai alföldi területekhez képest. Összességében a fészkelésre alkalmas objektumok csak 17%-ában azonosítottam kúvikokra utaló nyomokat, esetlegesen költéseket, de az itt előforduló/élő/táplálkozó/költő egyedek is folyamatosan ki vannak téve valamilyen veszélyeztető tényezőnek. A fészkelésre alkalmas épületek mintegy harmadában detektáltam nyestre utaló nyomokat. A nyestek közel azonos élőhelyet foglalnak el, mint a falusi állattartó telepeken költő kúvikok, ezért a költési időszakban jelenlétükkel potenciálisan veszélyeztetik azokat (Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008, Gottschalk *et al.* 2011). Nemcsak a fészkeljük közvetlen elpusztítása, hanem a költő párok nyugtalanítása is komoly veszélyforrás (Šálek & Schröpfer 2008, Šálek & Lövy 2012). Növeli a veszélyt, hogy a nyestek kiválóan másznak, így szinte minden nyitott padlástérbe, épületüregbe fel tudnak kapaszkodni (Reichholf 1983, Marié & Leysen 2001). Az urbanizációs változások mind a búvóhelyeket, mind pedig a táplálékbazist illetően kedvező hatást gyakoroltak a nyest populációjára, amely élőhelyváltással, állománynövekedéssel és általános elterjedéssel reagált erre (Kalotás 1987). Ezt a felső-kiskunsági területen elvégzett felmérések eredményei is alátámasztják. Az esetek 28%-ában az adott épület közvetlenül a rendszeresen használt mezőgazdasági járműpark, vagy a rendszeres forgalmú föld/aszfalozott közút mellett helyezkedett el. A közutak távolsága szoros összefüggésben áll az elütött kúvikok egyedszámával (Génot 1991, Frias 1999). A közúti forgalom elsődlegesen a sikeresen kirepült fiatal egyedekre jelent nagy veszélyt kezdetleges röpképességük idején. Bár a közeli úthálózat ökológiai csapdát jelent (Zabala *et al.* 2006), ennek ellenére a kúvik költőhelyei jellemzően a forgalmas utakhoz közel helyezkednek el (Robertson & Hutto 2006). Ez a táplálkozási szokásokkal lehet összefüggésben, mert a megvilágított közutak több rovar- és kisméltős zsákmányfajt is oda koncentrálnak éjszaka. Az épületek időszakos lezárása nemcsak a fészkelési időben fenyegeti a kúvikokat, hanem a kóborlási időszakban az alkalmi pihenőhelyeken, sőt a vadászterületnek számító istállókban, hodályokban, magtárakban, pajtákban is. A gazdasági épületeken belül ugyanis a kisméltősök jelentős mértékű táplálékforrást képviselnek (Marián & Schmidt 1968, Romanowski *et al.* 2013, Chenchouni 2014), mely fajok predálására a kúvik az épületeken belül is képes (Génot & Van Nieuwenhuysse 2002).

A több európai tanulmányban is megfogalmazottakkal egyetértésben a felmérési eredmények igazolják a kuvik urbanizációs alkalmazkodó képességét (Marián & Schmidt 1968, Mikkola 1983, Schmidt 1998), valamint a költésbiológiailag eredendő természetes fészkelési lehetőségek nagymértékű hiányát (Génot 1992, Centili 2001a, Clech 2001, Ille & Grinschgl 2001). A vizsgált élőhelyen tapasztaltakat összegezve, a természetes költési lehetőségek nem biztosítottak, a fészkelésre alkalmas antropogén fészkelőhelyek száma csekély, esetükben a veszélyeztető tényezők számottevők.

6.2. A felső-kiskunsági kuvikpopuláció denzitás adatainak értékelése

A hívóhangos állományfelmérés alapján kiderült, hogy a felső-kiskunsági vizsgálati területeken a kuvikpopuláció denzitása összességében 0,75–1,66 pár/km². Ez az ország területére vonatkoztatott 0,01–0,02 pár/km² (Mánež 1983, Van Nieuwenhuysen *et al.* 2008), a Hortobágyon megállapított 0,5 pár/km² (Šálek *et al.* 2013), és a hazánk más területeinek denzitásértékeit (Schmidt 1998, Kovács & Oláh 2004, Kalocsa & Tamás 2012, Šálek *et al.* 2013) is lényegesen felülmúlja. A közép-európai régióban a 80'-as évek óta végzett hasonló állományfelmérések a lengyel- és csehországi területeken sem mutattak ki ilyen magas állománysűrűséget az egyes felmért régiókban (Jermaczek *et al.* 1990, Hordowski 1999, Šálek & Schröpfer 2008). Hasonlóan magas denzitást (Lengyelország-Lomianki 0,68 pár/km²; Szlovákia-Nyitra környéke 0,6 pár/km²) csak Dombrowski *et al.* (1991) és Dobrý (2011) állapítottak meg a Felső-Kiskunsághoz hasonló élőhelyeken, amelyeket extenzív mezőgazdasági- és állattartási tevékenységet folytató gazdaságok jellemeznek. A legsűrűbb territoriális hálózattal rendelkező terület az apaji volt (max. 1,66 pár/km²), amely a településhez közeli sűrű és koncentrált állattartó tanyákkal és gazdaságokkal, valamint a rideg tartású szürke marha és bivalylegeltetéssel fenntartott gyepterületekkel magyarázható. 2003.02.13-án a rossz időjárási körülmények között egy egyed sem sikerült válaszadásra bírni, amely bizonyítja, hogy ilyen körülmények között nem számíthatunk a kuvikok válaszadására (Johnson *et al.* 2009). A felmérések közül a március 28-án észlelt hímek egyedszáma (10) kimagasló volt, de ez összességében a megszólaltatott egyedek felét sem tette ki. Ezek alapján Exo & Hennes (1978) állításával ellentétben – miszerint az adott állomásokon már egy felmérés elegendő a territóriumokban élő hím kuvikegyedek 80%-ának detektálására – legalább 3–4 felmérésre van szükség a megfelelő mintaszám eléréséhez, ahogy azt Centili (2001b), valamint Johnson *et al.* (2009) is javasolják. Mindezek mellett a 2003. március 28-ai magas egyedszám a párválasztási

időszak kezdetét jelentő nagyobb territórium-védelmi intenzitást is jelzi (Finck 1990, Zuberogitia & Campos 1998, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2001b, Šálek & Lövy 2012).

A kuvikodúkban és a külterületi élőhelyek épületeiben azonosított költőpár-számok alapján 2014-re a kiskunsági kuvikpopuláció ismert minimális denzitása nőtt (0,986 költőpár/km²), 2018-ra már 1,629 költőpár/km² volt. A megnövekedett kuvikdenzitás szoros korrelációt mutatott a kirepülési sikerrel. Délnyugat-németországi tanulmányok arról számoltak be, hogy több kuvikodú kihelyezése már nem növelte a populáció denzitását, miután a területen élő állomány nagyság elérte az adott élőhely maximális eltartóképességét (Hölzinger 1987, Exo 1992, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008). A magas denzitásértékek, és azok növekvő jellege miatt feltételezhető, hogy a kutatási terület élőhelyi- és ökológiai adottságai további állománynövekedést tesznek lehetővé a jövőben.

6.3. Odúfoglalási-, költési- és reprodukciós eredmények értékelése

Európában a kuvikodú-telepítési programok a korlátozott fészkelési lehetőségekkel rendelkező élőhelyeken hozzájárulnak a kuvikok sikeres védelméhez, megőrzéséhez, és képesek kompenzálni a természetes költőüregek hiányát (Kirchberger 1988, Lecomte *et al.* 2001, Leigh 2001, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008, Gottschalk *et al.* 2011). Ez a felső-kiskunsági kutatások alapján is igazolást nyert. Az odúból sikeresen kirepült fiókaszám-átlag a 2005-2018-as kutatási időszakban összességében $4,64 \pm 0,27$ SE volt. Ez az érték rendkívül magas, figyelembe véve többek között Tomé *et al.* (2008) által megállapított 0,61–2,26 kirepült fióka/fészek-, illetve más (1,82–2,66 kirepült fióka/fészek) vizsgálati eredményeket (Schönn *et al.* 1991, Danko 1994, Stroeken & Van Harxen 2005, Génot 2006). Bár a kutatási területre kihelyezett kuvikodúszám is növekvő tendenciát mutatott, de a foglalási arány és a sikeresen kirepült fiókaszám 2011-et követően jelentős mértékben emelkedett. Mindezek alátámasztják a rendelkezésre álló potenciális költőhelyek alacsony számát (Bultot *et al.* 2001), amely konzervációbiológiai szempontból az egyik legfontosabb limitáló faktor (Schwarzenberg 1970, Génot & Van Nieuwenhuysse 2002, Thorup *et al.* 2010). A kuvikodúban a sikeres költések aránya 86,02% volt, amely több hasonló tanulmány adatai alapján kimagasló értékű Európában (Illner 1990, Burbach 1997, Bultot *et al.* 2001, Van't Hoff 2001, Cimiotti & Lehr 2009). Az odúfoglalási arányok, költésszámok és a reprodukciós értékek mellett fontos annak vizsgálata, hogy a kuvikodúk az adott élőhelyen ökológiai csapdát jelentenek-e (Gehlbach 1994, Avilés & Parejo 2004, Mänd *et al.* 2005, Klein *et al.* 2007). A vizsgálati időszakban az odúk költési célú foglalási aránya, a költések száma és a sikeresen kirepült fiókaszám-átlagok is folyamatosan

emelkedtek, úgy, hogy a 2005–2018-as időszakban a szaporodási siker minden esetben meghaladta az Exo & Hennes (1980) által megállapított állománystabilitást jelentő 2,35-ös értéket. Így az eredmények alapján ez a feltevés a felső-kiskunsági odúpark tekintetében teljességgel kizárható. Egyes szerzők hangsúlyozták, hogy a nyest könnyen azonosíthatja a kuvikodúkat és így vadászatai során rendszeresen felkeresheti őket (Kirchberger 1988, Luder & Stange 2001). Javasolják, hogy ha a predátort vagy nyomait felfedezzük, akkor az odút telepítsük át (Sonerud 1993), vagy műszakilag módosítsuk a predátorok hozzáférhetetlensége érdekében (Marié & Leysen 2001, Yamaguchi *et al.* 2005). Ez az állítás és veszélyforrás a vizsgálati területen nem bizonyosodott be, hiszen a felső-kiskunsági terület mesterséges fészekodvaiban az emberi beavatkozások (pl. odúleverés, fészek kifosztás) kivételével nem regisztráltunk egyéb potenciális veszélyforrást, így nyest általi predációt sem. A kuvikodúban természetvédelmi szempontból jelentősek voltak más madárfajok megtelepedései is (Hámori *et al.* 2016, Hámori & Csontos 2017, 2018, 2019), amelyek jelzik a potenciális költőhelyek hiányát és egyben igazolják a kuvikodúk más madárfajok számára való alkalmatosságát, másodlagos természetvédelmi funkcióját (Molnár 1998, Fargallo *et al.* 2001, Laczik 2017, Klein 2017). A hengertestes kuvikodúk berepülő- és terelő nyílása 85 mm-es (Hámori 2017e). A gyöngybaglyok számára készített költőládák berepülő nyílásának szabványmérete 150x150 mm (Klein 2017). Ennek ellenére gyöngybaglyok 5 alkalommal is megtelepedtek a kuvikodúban, melyek közül 3 esetben a fiókák sikeresen kirepültek. A csóka foglalási számai számottevőek voltak (91 költés), amely igen sok plusz odútisztítási munkát okozott, hiszen amennyiben odúban költ, úgy annak belső terét faágakkal teljesen kitölti (Kalotás 1998).

6.4. A kuvikodúk foglalását és a reprodukciót befolyásoló tényezők értékelése

Az elkülönített magas szaporodási siker kategóriába kerülő odúk szaporodási siker átlaga igen magas (4,63), de még az alacsonyabb értékeket képviselők átlaga is figyelemre méltó. Meglepő módon a két elkülönített odúcsoport között a foglalási arány, valamint a kelési siker tekintetében nem mutatkozott szignifikáns különbség. Az eltérő szaporodásisiker-átlagok így valószínűleg a random szelektált odúk különböző élőhelyi tényezőivel magyarázható. Svájcban kimutatták (Juillard 1989), hogy a kuvikpopuláció 1950–1985 között mutatkozó drasztikus csökkenése a kedvező élőhelyek szűkülése, valamint az idős gyümölcsfák – mint természetes költőhelyet biztosító fészkelőhelyek – kitermelése miatt következett be. Gottschalk *et al.* (2011) vizsgálata szerint a fészkelésre elfoglalt kuvikodúk az erdőktől átlagosan 761 m-re, a gyümölcsösöktől átlagosan 53 m-re helyezkedtek el. A magas foglalási rátájú kuvikodúk

esetében ezek voltak a legerősebb prediktor-változók a közép-németországi élőhelyeken. Kutatási területemen a magas szaporodási siker értékkel rendelkező odúk helyezkedtek el a legtávolabb a gyümölcsösöktől (átlagosan 2971 m), amely érték a csekély kertgazdálkodási területarányal magyarázható. Az átlagtávolsági értékek alapján az erdőktől távolabb kihelyezett kuvikodúk esetében magasabb szaporodási siker feltételezhető. Ezzel kapcsolatban egyes szerzők (Schönn *et al.* 1991, Tomé *et al.* 2004, Zuberogitia *et al.* 2005) beszámoltak arról, hogy a macskabagoly (*Strix aluco*) kiszoríthatja a magasabb erdősültségű élőhelyekről a kuvikot. A macskabagoly felső-kiskunsági előfordulása kapcsán konkrét adatokkal nem rendelkezünk, így további elemzések, felmérések szükségesek.

Korábbi vizsgálatok alapján a kuvikok elsősorban a juhtelepekhez és a hozzá tartozó gyepterületekhez kötődnek (Hámori 2016a), ami jelen eredmények szerint is alátámasztható, hiszen a kuvikok nagyobb valószínűséggel foglalták el azokat az odúkat, amelyek háztáji- vagy egyéb állattartó épülethez, illetve gyepterülethez közelebb helyezkedtek el. A kiértékelés alapján minél távolabb estek egymástól a költésre elfoglalt odúk, annál valószínűbb volt a magasabb tojásszám és a sikeresen kirepült fiókák magasabb száma. Erre figyelemmel kell lenni, hiszen adott területen a mesterséges fészekodú-többség nagyobb denzitás esetén magasabb fokú intraspecifikus konkurenciához vezethet, amely az adott élőhelyen esetleges táplálékhiányt, alacsony szaporodási sikert eredményezhet (Newton 1994, Mänd *et al.* 2005). Az egyes odúkhöz tartozó területek művelési ág-kategóriáinak megoszlása alapján végzett főkomponens-analízis kimutatta, hogy a kuvikok költőhelyválasztását leginkább a rétek, legelők, művelésből kivont területek és a szántók aránya befolyásolja. Az analízis a fentebb részletezett eredményeket és következtetéseket kiegészíti, és összességében más kutatásokhoz hasonlóan igazolja a kuvik közép-európai területekre jellemző élőhelyi preferenciáit (Šálek & Schröpfer 2008, Van Nieuwenhuyse *et al.* 2008, Źmihorski *et al.* 2009, Šálek & Lövy 2012).

6.5. A vizsgált populáció szétszóródási adatainak és túlélési rátájának értékelése

A kutatások során 2018. novemberig gyűrzött 905 kuvik egyed a hazánkban 1951–2018 közötti jelölések (2190 egyed) 41,1%-át fedi le (MME 2018). 2015-től a párba állás időszakában (március) több adult egyed visszafogása is történt. A territoriális viselkedés ekkor a legerőteljesebb, és valószínűsíthetően ebben az időszakban az adult pár gyakrabban tölti együtt a nappalt a kuvikodúban. Ez mindkét ivar gyűrzése és visszafogása szempontjából kedvező, figyelembe véve, hogy ezen márciusi fogások kimutathatóan egy esetben sem befolyásolták a tojásrakást és a költések sikerességét. Érdekességként két költő egyedről

kiderült, hogy azok az előző évből, egyazon fészkaljából származtak. Az incestus baglyok esetében bár dokumentált, de elég ritka jelenség. A hazai bagolyfauna tekintetében a gyöngybagolynál említi a szakirodalom (Taylor 1994, Roulin 1996), kuvik esetében azonban mindezidáig nem jelezték. A gyűrűzések során felvett biometriai adatok alapján kijelenthető, hogy a nemekre vonatkozó egyértelmű elkülönítést kizárólag a felvételezett adatintervallumokból nem tehetünk, amely egyezik más ivarhatározási tanulmányok megállapításaival (Mikkola 1983, Martínez *et al.* 2002, Baker 2016, Hámori 2017c).

A fiatal egyedek szétszóródása a kutatási területen átlagosan 9,67 km távolságú, amely az Európában mért visszafogási átlagtávolságot (6,2 km) csekély mértékben haladja meg (Exo & Hennes 1980, Mikkola 1983, Eick 2003). Nemek szerinti elkülönítésben a tojók fiatalkori diszperziója jóval kisebb, kb. harmada (7,7 km) a hímekhez (21,5 km) képest. A felnőttkori territóriumváltás távolsága a tojók esetében átlagosan 8,3 km, amely az ismert nyugat-európai elmozdulási adatokhoz hasonló (Schönn *et al.* 1991, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008). Néhány esetben (N=7) előfordult, hogy egy adott fészkelőhelyen gyűrűzött fióka a következő évben az eredeti gyűrűzési helytől csak néhány száz méterre, egy addig foglalatlan kuvikodúban, mint már költő tojó egyed lett visszafogva. Ezek alapján feltételezhető, hogy a kóborlási időszakban a fiatal tojók a lehető legközelebbi fészkelési lehetőséggel rendelkező élőhelyeket keresik fel. Az itt értékelt távolsági eredményeket minden bizonnyal jelentősen befolyásolják az adott terület rendelkezésre álló kuvikodúinak, vagy egyéb potenciális fészkelőhelyeinek száma és távolsága is. Az odúban végbemenő magas reprodukciós értéket képviselő költések viszont elősegíthetik a kirepült fiókák szétszóródását az odúparkkal ellátott kutatási területen kívüli élőhelyekre is (King & Belthoff 2001). Az erős territóriumhűség (Schönn *et al.* 1991, Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008), valamint a kihelyezett kuvikodúk nagyfokú foglalási arányai miatt a hosszabb távolságú felnőttkori diszperzió valószínűsége a kutatási területen csekély.

A kuvikodúban költő adult egyedek éves túlélési aránya nagyon magas (82,74%), ami azt bizonyítja, hogy a kuvikodúk biztonságosak, valamint a fészkelési feltételeket is megfelelően biztosítják. A megállapított populáció belső növekedési ráta kis mértékben pozitív volt ($r=0,006$), így a kuvikpopuláció a Felső-Kiskunságban stabilnak tekinthető. A populáció enyhe növekedése még úgy is kimutatható, hogy nem tudjuk megkülönböztetni a mortalitást és a permanens emigrációt. Továbbá feltételezhető, hogy a kuvikodúban költő párok egyfajta forrás-populáció egyedeinek tekinthetők, mivel a sikeresen kirepült juvenil egyedek új élőhelyeket foglalhatnak el szétszóródásuk során. A kuvikodúk foglalási arányának növekvő jellege támogatja ezt a hipotézist.

6.6. Táplálkozásbiológiai eredmények értékelése

A kuvik táplálékállatai között a kétéltűek általában ritkák (Lanszki 2006, Romanowski *et al.* 2013, Chenchouni 2014) vagy teljesen hiányoznak (Laiu & Murariu 2000, Hounsoume *et al.* 2004, Šálek *et al.* 2010). A Ladánybenén 2005-ben gyűjtött mintákban az ásóbékák az összes zsákmány 18,3%-át alkották, a teljes biomassza 16,4%-át képviselték. A 2015. és 2016. évi eredmények alapján a gerinces állatokon belül az emlősök egyedszám szerinti megoszlása (43,18–100%) a kétéltűek túlsúlya miatt alul maradt más hasonló hazai (Greschik 1911, 1924, Schmidt 1967, Marián & Schmidt 1968, Lanszki 2006) és közép-európai tanulmányhoz képest (Romanowski 1988, Ille 1992, Génot & Bersuder 1995, Laiu & Murariu 2000, Schmid 2003, Georgiev 2005, Grzywaczewski *et al.* 2006, Romanowski & Żmihorski 2006, Kitowski & Pawlega 2010, Romanowski *et al.* 2013). Az egyedszám szerinti kimutatások alapján a kuvikok táplálékát, más hazai tanulmányokkal (Greschik 1911, 1924, Marián & Schmidt 1968, Molnár 1984, Andrési & Sódor 1986, Endes 1990, Kovács & Cserkész 2005, Lanszki 2006) ellentétben, zömmel kétéltűek alkották. A leggyakoribb predált állatfaj a barna ásóbéka volt, amelyet a nyílt gyepterületeken élő mezei pocok követett. Mivel csak ritka esetekben számoltak be a kétéltű zsákmányok feltételezett nagyobb arányáról (Uttendörfer 1939, Festetics 1955), így különös figyelmet érdemel a köpetekben a barna ásóbékák aránya a vizsgált helyszíneken. Bár egyes szerzők hangsúlyozzák a békafajok szezonális elérhetőségének fontosságát (Mikkola 1983), az ismert tanulmányok közül egy sem állapított meg ilyen magas részarányt a kétéltűek esetében, egyedszám szerinti részarányuk még az 5%-ot sem érte el Európában (Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008). Az ásóbékák elérése egyszerű, azok koncentráltan jelentkeznek napnyugtakor (Nyström *et al.* 2002), és mivel általában a mezőgazdasági telephelyek búvóhelyein koncentrálnak, így a mezei pocokhoz és más zsákmányfajhoz képest kisebb energiabefektetéssel is elejthetők a kuvikok számára. Ezért nem véletlen, hogy a kuvikok inkább ezt a zsákmányt preferálják a gyorsan mozgó kisemlősök vagy a kis tömegű rovarfajok helyett. Ezek alapján a békák nagyarányú fogyasztási mutatói miatt a kuvik opportunistá táplálkozásra is hajlamos fajnak tekinthető, esetenként vélhetően a magas abundanciával rendelkező, egyszerűen vadászható fajokat preferálja.

A házi- és güzüegerek – melyek általában jelentős mértékű táplálékforrást képviselnek (Chenchouni 2014) – fogyasztása lényegében minden olyan területen mutatkozott, ahol állattartó telepek voltak a revírterületen belül. Ilyen környezetben a szinantropikus kisemlősök jelentős mértékű táplálékforrást képviselnek (Marián & Schmidt 1968, Romanowski *et al.* 2013, Chenchouni 2014), amelyek vadászatára a kuvik az épületeken belül is képes (Génot &

Van Nieuwenhuysen 2002). Más magyarországi vizsgálati eredményektől eltérően (pl. Marián & Schmidt 1968) a házi- és gűzűegerek száma a revírterületeken belüli sok épület és objektum ellenére a vizsgálati időszakokban általában alacsony volt, csak 2005-ben, a kunpeszéri és apaji mintákban volt jelentősebb.

Általában a madarak nem játszanak kulcsszerepet a kuvikok táplálkozásában (Libois 1977, Laursen 1981, Simeonov 1983, Cramp 1985, Lanszki 2006, Šálek *et al.* 2010, Romanowski *et al.* 2013). Néhány szezonális kimutatású elemzés azonban tavasszal és ősszel (Hounsom *et al.* 2004), ősszel és télen (Mikkola 1983) vagy télen (Hell 1964) magas arányú madárzsákmányolásról számolt be. Az eredmények alapján a madárfajok közül összességében a seregély bizonyult a leggyakoribb elejtett zsákmánynak, valószínűsíthetően azért, mert a legtöbb revírterületen belül megtalálható fás élőhelyek és bokros szegélyek optimális éjszakai pihenést biztosítanak a seregélyek számára, ahol a kuvik által éjszaka könnyen vadászhatók. E mellett más mezőgazdasági élőhelyekhez szorosan kötődő madárfajok (*Motacilla alba*, *M. flava*, *Passer montanus*, *P. domesticus*) is a baglyok áldozatául estek, amely énekesmadarak egyértelműen a gyepterületekhez kapcsolódnak (Marián & Schmidt 1968, Grzywaczewski *et al.* 2006, Shao & Liu 2008, Kitowski & Pawlega 2010, Pocora *et al.* 2012). Míg 2005-ben a három revírterület közül Kunpeszéren nem találtunk madarak fogyasztását igazoló köpettartalmakat, Apajon és különösen Ladánybenén figyelemre méltó szerepük volt, a biomassa tömegérték 55,9%-át alkották. A Felső-Kiskunsági Tavaknál 2015-ben és 2016-ban gyűjtött köpetekben a madarak hiánya az élőhely sajátosságaival magyarázható, mivel az rendkívül nyílt, fáktól és bokroktól mentes terület.

A kuvik táplálékában más vizsgálatokhoz hasonlóan nagyobb termetű gerinces fajok (*Emys orbicularis*, *Coronella austriaca*, *Rattus norvegicus*, *Eptesicus serotinus*) csak ritkán fordultak elő (Schmidt 1998, Van Nieuwenhuysen *et al.* 2008, Kayahan & Tabur 2016), pedig a közel-keleti területeken előszeretettel fogyaszt több denevérfajt is (Shehab *et al.* 2004). A hüllők fontos szerepet játszanak a kuvik táplálék-összetételében, főként a Földközi-tenger térségében (Zerunian *et al.* 1982, Angelici *et al.* 1997, Mastroilli *et al.* 2001, Arcidiacono *et al.* 2007), valamint az ázsiai sivatagi területeken (Al-Melhim *et al.* 1997, Obuch & Kristín 2004, Shao *et al.* 2007). Közép-Európában viszont a hüllők kevésbé preferáltak, amelyet a táplálkozásbiológiai kutatások (Greschik 1911, Marián & Schmidt 1968, Laiu & Murariu 2000) is bizonyítanak. Elemzéseim szerint hüllők csak kis számban, halak viszont egyáltalán nem fordultak elő táplálékában, egyes szerzők szerint viszont ezeket is rendszeresen fogyasztja (Mikkola 1983, Angelici *et al.* 1997, Schmidt 1998).

Schmidt (1998) szerint a kuvik nyáron gyűjtött köpetei alapján nagyon sok rovar zsákmányol, melyek túlnyomó többségét a Scarabaeidae család tagjai alkotják. A 2005-ben gyűjtött minták elemzéséből arra a következtetésre juthatunk, hogy az egyedüli, Magyarországon végzett részletes vizsgálattal (Lanszki 2006) ellentétben, az ízeltlábú fajok – bár jelentőségük a magas fajszám tükrében nyilvánvaló – nem játszanak döntő szerepet a vizsgált felső-kiskunsági területen. Eredményeimmel összhangban a közép-európai régióban végzett vizsgálatok alapján az ízeltlábúak között a Coleoptera-k (Génot & Bersuder 1995, Fattorini *et al.* 1999, 2001, Grzywaczewski *et al.* 2006, Lanszki 2006, Kitowski & Pawlega 2010, Šálek *et al.* 2010, Romanowski *et al.* 2013), azon belül a Carabidae és Scarabaeidae nagyobb méretű és tömegű fajai preferáltak (Ille 1996, Schmid 2003, Grzywaczewski *et al.* 2006, Lanszki 2006, Šálek *et al.* 2010). A kutatási területen ilyen fajok közé tartozik az erdei cserebogár (*Melolontha hippocastani*), valamint a védett fajok, mint az aranyos bábrabló (*Calosoma sycophanta*) vagy az orrszarvúborgár (*Oryctes nasicornis*). A zsákmányolt rovarfajok többségének közös jellemzője az éjszakai aktivitás és a földközeli mozgás, amely a kuvik vadászati szokásainak és időszakának is megfelel (Grzywaczewski *et al.* 2006, Lanszki 2006, Šálek *et al.* 2010). Az Orthoptera rend egyes fajai jelentősen hozzájárultak az ízeltlábúak arányához, különösen Apajon és Kunpeszéren, ami a nagy kiterjedésű legeltetett, vagy kaszált gyepterületekkel magyarázható. A ladánybenei területen a felhagyott, leginkább magas és sűrű gyomnövényzetű területek nagymértékben csökkenthetik az egyébként hasonló abundanciájú egyenesszárnyúak elérhetőségét, ezért az ilyen élőhelyeken alacsony ezen fajok vadászati határfoka (Hoste-Danyłow *et al.* 2010). Összességében a zöld lombzsöcske (*Tettigonia viridissima*) bizonyult a leggyakoribb egyenesszárnyú zsákmányfajnak. Az aránylag nagy méretű, szürkületkor és éjszaka aktív, ráadásul ciripelő és félig repüléssel életmódja miatt a kuvik könnyen elérhető prédaállata (Ille 1992). Közép-Európában meglehetősen szokatlan az egyenesszárnyúak viszonylag magas aránya (pl. Kunpeszér 7,6%) a zsákmányszámok esetében, míg a Közel-Keleten (Obuch & Kristín 2004) és a mediterrán régióban (Goutner & Alivizatos 2003, Tomé *et al.* 2008, Kayahan & Tabur 2016) gyakran megfigyelhető, olykor abszolút túlsúlya is jellemző. Ezzel szemben a 2005-ben gyűjtött minták szerint a gerinces állatok nemcsak a teljes biomassza, hanem az egyedszámok (70–75%) tekintetében is dominálnak, hasonlóan néhány lengyel (Romanowski 1988, Kitowski & Pawlega 2010) és a bolgár (Georgiev 2005) tanulmányhoz.

A Felső-Kiskunsági Puszta területén 2015-2016-ban összegezve 20, a Peszéradacsi réteken 15, míg a Felső-Kiskunsági Tavaknál csak 5 gerinces zsákmányfajt azonosítottunk, amely az ottani csekély gyűjtési mintaszámmal is magyarázható. A Felső-Kiskunsági Puszta

magas fajgazdagsága a mozaikos habitatstruktúrával, a sűrű állattartó-telep hálózattal, valamint a hagyományos gyepgazdálkodással fenntartott területek nagy arányával magyarázható. E mellett ezen területegységen belül a gyűjtés alapját szolgáló kuvikodúk jelentős része (N=6) a Bugyi település külterületéhez tartozó Juhászföldön és Ürböpusztán helyezkedik el, amelyek 2012–2016 között a magas szaporodási sikerrel rendelkező odúk közé kerültek besorolásra, 4,63 sikeresen kirepült fióka/odú átlagértékkel (Hámori 2017d). Ez is alátámasztja a terület kiváló élőhelyi feltételeit a kuvikok számára.

Bár a felső-kiskunsági élőhelyek főbb jellemzői nem mutatnak egyértelmű különbséget, de ahogy az a 2005. évi minták elemzéséből kiderül, az egyes revírterületek eltérő mozaikszerkezeti és mezőgazdasági objektum-sajátosságai az ízeltlábúközösségekben is megmutatkoznak. A Kunpeszéren talált legmagasabb fajgazdagság, diverzitás és egyenletesség valószínűleg összefüggésbe hozható egy viszonylag kis revír gazdag mozaikosságával és habitatstruktúrájával, ahol a kuvik trofikus erőforrásai bőségesek (Van Nieuwenhuysse *et al.* 2008). A ladánybenei revírben az alacsony ízeltlábú-sokféleség elsődleges oka az erdei cserebogár magas dominanciája volt. Ez a tömegesen megjelenő és táplálkozó faj általában nagy mennyiségben fordul elő erdei szegélyélőhelyeken, így könnyen elérhető a kuvik számára (Merkl & Vig 2009). A köpetelemzések alapján a hasonlósági mérésekhez használt diverzitás-profilok megfelelően tükrözték az adott revírek sajátosságait. Ezt Shao és Liu (2008) is tapasztalta, amikor összevetették a hasonló élőhelytípusokban előforduló kuvikok táplálék-összetételét. A mindegyik területen zsákmányolt, közös fajok alacsony száma valószínűleg összefüggésbe hozható bizonyos élőhelyelemek változatos eloszlásával. A specifikus élőhelyekhez kötődő ízeltlábúfajok kizárólagosan vagy kiugró egyedszámban azokon a területeken fordultak elő, amely rendelkezik ezekkel az élőhelyi sajátosságokkal. Erre jó példa az időszakos vízfoltokhoz, vagy vízi élőhelyekhez kötődő *Dytiscus marginalis* és *Anisodactylus binotatus*, a homokos területeken gyakori *Broscus cephalotes*, *Harpalus hirtipes* és *Anomala vitis*, a szikes talajokon jellemző *Geotrupes spiniger* és *Pentodon idiota* vagy az erdőszegélyek és erdőfoltok karakterfajai (*Calosoma sycophanta*, *Protaetia aeruginosa*, *Oryctes nasicornis*, *Melolontha hippocastani*). A kuvik táplálékában a gyűrűsféreg általában csekély (Laursen 1981, Romanowski 1988, Grzywaczewski *et al.* 2006), számottevő (Petrescu 1994, Blache 2001) vagy jelentős (Juillard 1984, Bacia 1998, Hounsoume *et al.* 2004, Tomé *et al.* 2008, Schipper *et al.* 2012) arányban fordulnak elő. A vizsgálati helyekből származó köpetminták mindegyikében jelen voltak túsérték, de számuk és biomasszájuk nem került értékelésre az e tekintetben kidolgozatlan módszertan miatt. Lanszki (2006) megállapításaitól eltérően a vizsgálati területünkön található köpetekben nem találtunk növényi anyagokat.

7. Konzervációbiológiai következtetések és javaslatok

Az egyik legfontosabb természetvédelmi feladat a kuvik számára aktuálisan elérhető antropogén eredetű fészkelőhelyek veszélyeztető tényezőinek mielőbbi kizárása. A felmérési eredmények alapján kijelenthető, hogy az alföldi élőhelyeken elhelyezkedő gazdasági épületek fontos fészkelő- és táplálkozóhelyei a kuvikoknak, melyek – az önmagukban hordozott veszélyeztető tényezőket is figyelembe véve – hozzájárulnak az agrárélőhelyek biológiai sokféleségének biztosításához, így a természetvédelmi célzatú programok esetében kiemelt figyelemre érdemesek a jövőben.

A kutatási területen mért magas denzitásértékek igazolják a felső-kiskunsági élőhelyek kuvik szempontjából kedvező életfeltételeit és minőségét. Valószínűsíthető, hogy amennyiben rendelkezésre állnának további – antropogén eredetű, természetes, vagy más – költőhelyi lehetőségek, úgy a terület denzitása még nagyobb értéket képviselhetne. A kevés hazai denzitásadat, a csak szakértői becsléseken alapuló hazai állományadatok, és az ismeretlen populációs trend miatt szorgalmazandó a hívóhangos- és a költőpárszámláláson alapuló állománybecslési vizsgálatok elvégzése regionális és nagyobb léptékben egyaránt.

A kuvikodúk telepítése olyan élőhelyekre történt, amelyek megfelelő táplálkozási feltételekkel rendelkeznek, a fészkelési lehetőségek viszont alapvetően csak a mezőgazdasági épületek révén biztosítottak. Ez egy igen hatékony módszer a kuvikok védelmére, amely segítségével stabilizálni, hosszú távon növelni lehet egy populáció költőpárszámát. Fontos, hogy az ilyen projektek megkezdése előtt az adott élőhelyen megtörténjenek a terepi helyszíni és térinformatikai elemzések. Lényeges szempont, hogy a költőodúk telepítése kizárólag olyan élőhelyen történjen, ahol az ökológiai feltételek adottak, és ahol a költés várhatóan magas szaporodási sikerrel járhat. A költőodú hatékony elhelyezése révén kisebb ráfordítás mellett hatékonyan fenntartható az adott populáció, illetve a szakmailag előkészített, ellenőrzött és értékelt tevékenység megelőzheti, hogy egy adott élőhelyen az állomány lecsökkenjen a már kritikus állománystabilitást jelentő párszámra. A területre már kihelyezett, foglalatlan odúk áttelepítésével is javítható a védelmi tevékenység hatékonysága.

A potenciális költőhelyszám mesterséges növelése a kirepült fiókák szétszóródását is elősegítheti a környező élőhelyeken, ami biztosíthatja az odúpark területének periferiájáról történő immigrációt is. A felmérések során megállapítást nyert, hogy a párba állás időszakában mindkét nemet befoghatjuk a kuvikodúkban, amely a visszafogási mintaszámot hosszú távon hatékonyan növelheti, így a jövőben a túlélési ráta nemek szerinti elkülönítését is lehetővé teheti. A rendelkezésemre álló mintaszámok még kevésnek bizonyultak ahhoz, hogy a

diszperzió tekintetében, nemek szerint is pontosan elkülöníthessem az elmozdulásokat. A gyűrűzési adatok hasonló ütemű bővítésével erre, valamint a fogás-visszafogási adatok térbeli modellezésére és újabb statisztikai kiértékelésekre néhány éven belül lehetőség nyílhat. Így a további vizsgálatok a jövőben is fontos információkat biztosíthatnak a felső-kiskunsági, valamint a hazai populáció hosszú távú természetvédelmi stratégiájának kialakításához.

A kutatás során alkalmazott köpetgyűjtési módszer – miszerint a kihelyezett, költésre elfoglalt mesterséges fészekodvakból származtak a minták – hozzájárulhatott a Közép-Európán ismert táplálkozásbiológiai adatoktól való eltérő eredmények létrejöttéhez. Ezen gyűjtések teljes értékűek, hiszen a párbaállítás, tojásrakás és kotlás időszakától a fiókák odúkból történő végleges kirepüléséig, illetve a szétszóródás kezdetéig az összes, fiókák- és részben a szülők által fogyasztott zsákmányállat-maradványt tartalmazzák. További előnye ezen anyagoknak, hogy általuk nem csak a köpetekben lévő részek elemzésére, hanem az odúban esetlegesen csak széttépett, de egészében le nem nyelt zsákmányegyedek meghatározására is sor kerülhet. A jövőben szorgalmazni kell más magyarországi élőhelyeken a táplálkozásbiológiai kutatásokat, a rendelkezésre álló kuvikodúkból történő köpetgyűjtéseket, és napjaink nyugat-európai tanulmányaihoz hasonlóan az olyan szezonális elemzéseket, melyek nem csak a gerincesekre, hanem a predált ízeltlábúakra, gyűrűsférgekre, és az esetlegesen elfogyasztott növényi anyagokra is kiterjed.

A természetes költőüreghiány a kuvik hosszú távú fennmaradását globálisan veszélyezteti. A vizsgált kuvikpopuláció esetében fontos konzervációbiológiai kérdés, hogy az élőhelyek, vagy a fészkelési lehetőségek szűkülése a fő limitáló faktor. Egyes európai régiók lokális kuvikpopulációival szemben a felső-kiskunsági területen bizonyos táplálkozóterületek elvesztése a populáció egészét tekintve nem jelenthet veszélyforrást. Ennek megfelelően, valamint a kihelyezett odúk költési eredményei alapján, a rendelkezésre álló potenciális fészkelőhelyek mennyisége korlátozza elsődlegesen a populációméretet, ami komoly akadálya lehet az állománynövekedésnek. Eredendően a természetes költőüregek nyújtotta fészkelési lehetőségek képesek optimálisan kielégíteni a költésbiológiai feltételeket. A fasorok és faegyedek megfelelő védelmével, megőrzésével és kezelésével költséghatékonyabban biztosíthatók a természetes szaporodási lehetőségek minden odúlakó állatfaj számára. Alapvető természetvédelmi szempont kell legyen a védett és nem védett területek erdősávjaiban, fasoraiban, valamint a tanyasi környezet idős faegyedeinek esetében is az odvas fák kímélete, megőrzése. Ehhez szükséges lenne a területen jelenleg még lábbon álló idős, odvas, korhadó faegyedek pontos regisztrálása, természetvédelmi szempontokon nyugvó kezelési tervük kidolgozása. Természetesen a nem őshonos fafajok (pl. fehér eper) egyedeinek megőrzése is

fontos, hiszen a jövőben elsőként ezek biztosíthatják a felső-kiskunsági területen a potenciális költőhelyeket. E mellett a nemzetközileg már alkalmazott természetes kuvik fészkelőhely-teremtési gyakorlat hazánkban is több módszert lehetővé tesz, amelyek hosszú távon költséghatékonyabbak lehetnek, valamint fokozhatják az adott fasor élőhelyének diverzitását is. Odvas fák leggyorsabban különböző fűzfa-fajok (*Salix* spp.) ültetésével és a megfelelő törzsátmérőt elérve (30 cm) azok ciklikus visszametszésével, csonkításával hozhatók létre. Ez a módszer a települési környezetben is alkalmazható, hiszen egy ilyen fasor létrehozása egyrészt díszítő értékkel bír, másrészt a településekre is behúzódó madárfajoknak a fatörzsben és az ágak között is fészkelési lehetőséget biztosítanak.

A hazai kuvikvédelmi gyakorlatban aktuálisan – az antropogén fészkelőhelyek veszélyeztető tényezőinek elhárítása mellett – állománymegőrzési- és különböző kutatási célokból az odútelepítéseket kell szorgalmaznunk. Viszont – az értékes természetvédelmi eredmények ellenére – a konzervációbiológiai célkitűzéseknek a költőhelyek biztosítása céljából csak rövidtávon felelhet meg a mesterséges odútelepek létrehozása és kezelése. Sürgető feladat a természetes költőhely-kialakítási stratégia szakmai és jogi szempontú kidolgozása, valamint a meglévő állományok és egyedek megőrzése mellett új, költésre alkalmas faegyedekből álló élőhelyek létrehozása.

Összefoglalás

A kutatási területen értékeltem a kuvik költési feltételeit az antropogén fészkelőhelyeken, amelyek közül a fészkelésre alkalmasnak ítélt objektumok csak kis hányadában találtunk költésre utaló nyomokat, a veszélyeztető tényezők viszont számottevőek voltak. A természetes fészkelőhelyek hiánya révén költési célból emberi létesítményekbe kényszerülő költőpárok reprodukivitását sok negatív tényező befolyásolhatja. A hívóhangos állománybecslések, és a költőpárszámlálások során kapott denzitásértékek az európai és az ismert hazai adatok alapján rendkívül magasnak bizonyultak. Az odúkból és a mezőgazdasági épületekben azonosított költőpárszámok alapján a denzitásértékek az elmúlt években látványosan emelkedtek, amelyhez minden bizonnyal jelentősen hozzájárult a területen létesített és fenntartott odúpark. Az összesen 16 fészkelési időszak kuvikodú-foglalási arányai alapján az odúk telepítése az első években még nem hozt jelentős eredményeket. A foglalási ráta tekintetében produktivitásuk csak az elmúlt 8 évben emelkedett jelentősen. Ezek alapján valószínűsíthető, hogy egy ilyen természetvédelmi beavatkozás érdemi eredményeinek eléréséhez a célzott kuvikvédelem esetében akár egy évtizedre is szükség lehet. Az odúk telepítése során figyelembe kell venni több tényezőt is, hiszen egyes paramétereik és közvetlen környezetük meghatározó élőhelytípusainak térbeli távolságai is befolyásolhatják a foglalási rátát és a reprodukciós értékeket. A kuvikok költési célból ugyanis nagyobb valószínűséggel foglalják el azokat az odúkat, amelyek állattartást folytató épülethez, illetve legeltetett gyepterülethez közelebb helyezkednek el. E mellett kihelyezéskor az adott élőhelyen az odúk sűrűségére és távolságára is figyelemmel kell lenni, mert túltelepítésük esetén, magas foglalási arányok mellett, a reprodukciós siker esetlegesen alacsonyabb értékekhez vezethet. A kuvikodúk foglalási aránya és azzal párhuzamosan a sikeresen kirepült fiókaszám is folyamatosan emelkedett, a költő adult egyedek éves túlélési aránya rendkívül magas volt, továbbá a populáció belső növekedési ráta kis mértékben pozitívnak mutatkozott. A vizsgált kuvikpopuláció az állatközösségek szintjén – egyedszám tekintetében – elsődlegesen az emlősöket, másodsorban a kétéltűeket, és végül az ízeltlábúakat preferálta. Az azonosított gerinces-, valamint ízeltlábú zsákmányfajok az elérhető zsákmány-taxonok viszonylag széles skáláját képviselik, és nemcsak a táplálkozásbiológiára, hanem a kuvik védelmére, és táplálék-preferenciáira is fontos információkkal szolgálnak. A köpetekből kimutatott gerinces- és rovarközösségek fajgazdagsága és diverzitása minden esetben összhangban volt az adott gyűjtési terület élőhelyének habitatstruktúrájával. Táplálkozási szokásai és preferenciái tekintetében a kuvik minden bizonnyal képes az élőhelyi és táplálékkínálatbeli adottságokhoz rugalmasan alkalmazkodni.

Összegezve a kuvikok a kihelyezett mesterséges fészekodúkban sikeresen, magas reprodukciós értéket produkálva fészkelhetnek, így az állomány fenntartható, növelhető, a különböző mezőgazdasági épületek fészkelőhelyei esetében megismert költsést veszélyeztető tényezők jelentős része kizárható. Az odúk a kuvik fészkelőhelyekkel szemben támasztott követelményeit megfelelően kielégítik, azok biztonságosak, és így jelentős mértékben hozzájárulnak a vizsgálati terület populációjának gyarapításához. Mindezek mellett a kutatási eredmények igazolják a felső-kiskunsági élőhelyek még kedvező állapotát, azonban a magas odúfoglalási arányok azt is jelzik, hogy a költsére alkalmas helyek száma fontos limitáló tényező lehet a vizsgált állomány esetében.

Köszönetnyilvánítás

Nincs olyan hosszú távú természetvédelmi tevékenység vagy kutatás, amit egy emberként meg lehetne valósítani. Ha a következők nem segítettek volna, akkor kutatásaim sem valósulhattak volna meg. Elsőként hálásan köszönöm feleségem, Hámori Krisztina lelki támogatását, sok terepi segítségét, és végtelen kitartását, amikor terepi és cikkírási feladataim során családomnak engem mellőznie kellett. Külön köszönöm barátom és gyűrűző kollégám, Csontos Csaba Ádám lelkes kitartását, munkáját, és a rengeteg közös terepi élményt, Horváth Endre terepi fotózását és az odúparaméterek statisztikai kiértékelésében nyújtott segítségét. Továbbá Kenéz Attila és Rábai Zsolt barátom áldozatos terepi munkáját, valamint Dr. Klein Ákos barátom gyerekkorom óta tartó szakmai támogatását. Örök hálával tartozom témavezetőmnek, Dr. Winkler Dánielnek, akire mindig számíthattam, doktori tanulmányaim során, és már azt megelőzően is mindenben segített, támogatott, sok határidős tevékenység esetén is előtérbe helyezett. Korábbi főiskolai tanulmányaim alatt témám konzulense Dr. Traser György volt, akinek a kuvikokhoz és hozzám fűzött szeretetét, támogatását sosem fogom elfeledni. Külön köszönettel tartozom külső tanácsadóimnak, így Dr. Csörgő Tibornak, aki a sok szakmai tanács mellett bevezetett a tudományos élet rejtelmeibe, és Dr. Vadász Csabának, aki a diszperziós és demográfiai adatok feldolgozása során nélkülözhetetlen szakmai segítséget nyújtott. A táplálkozásbiológiai elemzésekben szakmai specialistaként, a rovarfajta elemzések során Dr. Szél Győző, a gerincesek határozásakor az utóbbi években Dr. Cserkész Tamás volt pótolhatatlan segítségem. Munkám során fontos szakmai támogatásban részesített több hazai természetvédelmi szervezet és azok szakemberei, így többek között a Magyarországi Kuvik Oltalmi Egyesület, a Gyöngybagolyvédelmi Alapítvány, a ProVértes Alapítvány, valamint a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Ragadozómadár-védelmi Szakosztálya. Természetesen a Kiskunsági Nemzeti Park és a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságának és természetvédelmi őrjeinek is hálával tartozom a sok terepi mentésért, és élőhelyi adatszolgáltatásért. A Madárgyűrzési Központ vezetője, Karcza Zsolt is mindig készségesen segítségemre volt a gyűrzési adatszolgáltatások alkalmával. Erdélyben a Milvus Group körében, Daróczi J. Szilárd kitartó vezetése mellett is alkalmam volt tanulmányozni a kuvikvédelem és kutatás romániai eredményeit. Külön hálával tartozom édesanyámnak, édesapámnak, és bátyámnak, akik a bagolyvilág iránt táplált szenvedélyem mindvégig elviselték, ezzel kapcsolatos tanulmányaimat támogatták. Nem utolsó sorban, hatalmas szeretettel és hálával köszönöm gyermekeim, Boglárka és Domonkos szeretetét, kitartását, és segítségét, hiszen nem egy terepi felmérésen aktívan segédkeztek. Végül szeretném megköszönni doktori disszertációm opponenseinek áldozatos munkáját, valamint minden kedves tanárom és oktatóm segítségnyújtását a Sopronban végzett tanulmányaim során.

Irodalomjegyzék

- Akaike, H. 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. – In: Pertov, B. N. & Csaki, F. 1973. Second International Symposium on Information Theory. – Akadémia Kiadó, Budapest, pp. 267–281.
- Alivizatos, H., Goutner, V. & Zogaris, S. 2005. Contribution to the study of the diet of four owl species (Aves, Strigiformes) from mainland and inland areas of Greece. – *Belgian Journal of Zoology* 135: 109–118.
- Alivizatos, H., Goutner, V., Athanasiadis, A. & Poirazidis, K. 2006. Comparative temporal prey use by Barn Owl (*Tyto alba*) and Little Owl (*Athene noctua*) in the Evros Delta, northeastern Greece. – *Journal of Biological Research* 6: 177–186.
- Al-Melhim, W. N., Amr, Z. S., Disi, A. M. & Bader, K. 1997. On the diet of the Little Owl, *Athene noctua*, in the Safawi Area, Eastern Jordan. – *Zoology in the Middle East* 15: 19–28. DOI: 10.1080/09397140.1997.10637734
- Andrési, P. 1995. Cselekvő természetvédelem. – JGyTF Kiadó, Szeged.
- Andrési, P. & Sódor, M. 1986. Adatok fészkelő bagolyfajaink táplálkozásökológiájához. – In: Molnár, Gy. (ed.) A Magyar Madártani Egyesület II. Tudományos Ülése, Szeged, pp. 293–300.
- Angelici, F. M., Latella, L., Luiselli, L. & Riga, F. 1997. The summer diet of the Little Owl (*Athene noctua*) on the Island of Astipalaia (Dodecanese, Greece). – *Journal of Raptor Research* 3: 280–282.
- Apolloni, N., Grüebler, M. U., Arlettaz, R., Gottschalk, T. K. & Naef-Daenzer, B. 2018. Habitat selection and range use of little owls in relation to habitat patterns at three spatial scales. – *Animal Conservation* 21(1): 65–75. DOI: 10.1111/acv.12361
- Arcidiacono, G., Donati, C. & Mastrotrilli, M. 2007. Dieta della Civetta *Athene noctua* in habitat naturali e antropizzati: una revisione bibliografica. – *Studi Trentini di scienze naturali, Acta Biologica* 83: 243–247.
- Avilés, J. M. & D. Parejo. 2004. Farming practices and Roller *Coracias garrulus* conservation in south-west Spain. – *Bird Conservation International* 14:173–181. DOI: 10.1017/S095927090400022X
- Bacia, D. 1998. Territorial behaviour and food composition of two pairs of the Little Owl *Athene noctua* Scopoli, 1796, nesting at a distance of only 40 m apart. – *Verslagen en Technische Gegevens, Institute for Systematics and Population Biology* 75: 1–21.

- Baker, J. 2016. Identification of European Non-Passerines. – British Trust for Ornithology, Thetford.
- Báldi, A. & Batáry, P. 2011. The past and future of farmland birds in Hungary. – *Bird Study* 58(3): 365–377. DOI: 10.1080/00063657.2011.588685
- Báldi, A., Verhulst, J. & Kleijn, D. 2004. Eltérő intenzitással kezelt agrár-területek madárközösségeinek összehasonlítása. – *Természetvédelmi Közlemények* 11: 449–455.
- Balmford, A. & Cowling, R. M. 2006. Fusion or failure? The future of conservation biology. – *Conservation Biology* 20: 692–695. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2006.00434.x
- Bankovics, A. & Vadász, Cs. 2009. Kuvik. – In: Csörgő, T., Karcza, Zs., Halmos, G., Magyar, G., Gyurácz, J., Szép, T., Bankovics, A., Schmidt, A. & Schmidt, E. (eds.) Magyar madárvonulási atlasz. – Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 361–362.
- Barthelemy, E. & Bertrand, P. 1997. Recensement de la Chevêche d’Athéna *Athene noctua* dans le massif du Garlaban (Bouches-du-Rhône). – *Faune de Provence (C.E.E.P.)* 18: 61–66.
- Batáry, P., Báldi, A. & Erdős, S. 2007a. Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. – *Biodiversity and Conservation* 16: 871–881. DOI: 10.1007/s10531-006-9135-5
- Batáry, P., Báldi, A. & Erdős, S. 2007b. Helyi és tájszerkezeti hatások alföldi gyepék madárközösségeire. – *Természetvédelmi Közlemények* 13: 241–248.
- Bauer, H. G. & Berthold, P. 1996. Die Brutvögel Mitteleuropas-Bestand und Gefährdung – AULA Verlag, Wiesbaden, pp. 716.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? – *Trends in Ecology and Evolution* 18(4): 182–188. DOI: 10.1016/S0169-5347(03)00011-9
- Bihari, Z., Csorba, G. & Heltai, M. (eds.) 2007. Magyarország emlőseinek atlasza. – Kossuth Kiadó, Budapest.
- BirdLife International 2018. Species factsheet: *Athene noctua*. – Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 27/11/2018.
- Blache, S. 2001. Study of the diet of young Little Owl (*Athene noctua* Scop.) in a very intensive agricultural habitat in southeast of France. – *Ciconia* 25: 77–94.
- Bolton, M., Medeiros, R., Hothersall, B. & Campos, A. 2004. The use of artificial breeding chambers as a conservation measure for cavity-nesting procellariiform seabirds: a case study of the Madeiran Storm Petrel (*Oceanodroma castro*). – *Biological Conservation* 116: 73–80. DOI: 10.1016/S0006-3207(03)00178-2

- Bozó, L. & Csathó, A. I. 2017. The status and population changes of the Little Owl (*Athene noctua*) in the south of Békés county (Hungary). – *Ornis Hungarica* 25(2): 23–33. DOI: 10.1515/orhu-2017-0013
- Bray, J. R. & Curtis, J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. – *Ecological Monographs* 27: 325–349. DOI: 10.2307/1942268
- Brown, R., Ferguson, J., Lawrence, M. & Lees, D. 1988. *Federn, Spuren & Zeichen der Vögel Europas*. – Wiesbaden
- Bultot, J. 1990. Construction d'un nouveau type de nichoir pour Chouette chevêche (*Athene noctua*) et premiers résultats. – *Bulletin à l'Usage du Bagueur Ornithologique* 5: 56–59.
- Bultot, J. 1996. Opération Chevêche. – *L'Homme et l'Oiseau* 34: 101–107.
- Bultot, J., Marié, P. & Van Nieuwenhuysse, D. 2001. Population dynamics of Little Owl *Athene noctua* in Wallonia and its driving forces. Evidence for density-dependence. – In: Van Nieuwenhuysse, D., Leysen, M. & Leysen, K. (eds.) *Little Owl in Flanders in its international context. Proceedings of the Second International Symposium*. – *Oriolus* 67: 110–125.
- Burbach, K. 1997. *Steinkauz-Athene noctua*. – *Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz: Avifauna von Hessen* 3: 1–16.
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., 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., Morcillo, M. H., 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. & Watson, R. 2010. Global biodiversity: Indicators of recent declines. – *Science* 328: 1164–1168. DOI: 10.1126/science.1187512
- Centili, D. 1996. Censimento, distribuzione e habitat della Civetta *Athene noctua* in un'area dei monti della Tolfa. – *Masters Thesis, Università di Roma*
- Centili, D. 2001a. A Little Owl population and its relationships with human in central Italy. – In: Génot, J. C., Lapios, J. M., Lecomte, P. & Leigh, R. S. (eds.) *Chouette Chevêche et territoires. Actes du Colloque International de Champ-sur-Marne*. – *Ciconia* 25: 153–158.

- Centili, D. 2001b. Playback and Little Owls *Athene noctua*: preliminary results and considerations. – In: Van Nieuwenhuysse, D., Leysen, M. & Leysen, K. (eds.) Little Owl in Flanders in its international context. Proceedings of the Second International Symposium. – *Oriolus* 67: 72–83.
- 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 and Environment* 78: 1–17. DOI: 10.1016/S0167-8809(99)00105-X
- Charter, M., Leshem, Y., Izhaki, I., Guershon, M. & Kiat, Y. 2006. The diet of the Little Owl, *Athene noctua*, in Israel. – *Zoology in the Middle East* 39(1): 31–40. DOI: 10.1080/09397140.2006.10638180
- Chenchouni, H. 2014. Diet of the Little Owl (*Athene noctua*) during the pre-reproductive period in a semi-arid Mediterranean region. – *Zoology and Ecology* 24(4): 314–323. DOI: 10.1080/21658005.2014.965919
- Cimiotti, D. & Lehr, R. 2009. Against the trend-population increase and recolonization by the Little Owl (*Athene noctua*) population in Hesse, Germany. – *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarte* 6: 389–401.
- Clech, D. 1993. La Chouette Chevêche *Athene noctua* en Bretagne. – *Ar Vran* 4: 5–34.
- Clech, D. 2001. Etude d'une population de Chevêche d'Athéna dans le Haut-Léon (Bretagne-France). – In: Génot, J. C., Lapios, J. M., Lecomte, P. & Leigh, R. S. (eds.) Chouette Chevêche et territoires. Actes du Colloque International de Champ-sur-Marne. – *Ciconia* 25: 109–128.
- Cooch, E. G. & White, G. C. 2017. Program MARK – a gentle introduction (software manual). http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/pdf/mark_book.zip
- Cramp, S. (ed.) 1985. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palaearctic. – Oxford University Press, Oxford, New York
- Dalbeck, L., Bergerhausen, W. & Hachtel, M. 1999. Habitatpräferenzen des Steinkauzes (*Athene noctua*) im ortsnahen Grünland. – *Charadrius* 35: 100–115.
- Danko, Š. 1994. Report on the activity of the Group for Research and Protection of Birds of Prey and Owls in Czechoslovakia in 1992. – *Buteo* 6: 121–151.
- Dely, O. Gy. 1967. Kétéltűek - Amphibia. – *Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae)* 20(3): 1–80.
- Dely, O. Gy. 1978. Hüllők – Reptilia. – *Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae)* 20(4): 1–128.

- Diesener, G. & Reicholf, J. 1997. Amphibians and Reptilians. – Warsaw, Swiat Ksiazki, Poland
- Dobry, M. 2011. The abundance of the Little Owl (*Athene noctua*) in Podunajaska Rovina lowland in 2009 and 2010. – Slovak Raptor Journal 5: 121–126. DOI: 10.2478/v10262-012-0058-7
- Dombrowski, A., Fronczak, J., Kowalski, M. & Lippoman, T. 1991. Population density and habitat preferences of owls Strigiformes on agricultural areas of Mazowsze Lowland (Central Poland). – Acta Ornithologica 26: 39–53.
- Donald, P. F. 1998. Changes in the abundance of invertebrates and plants on British farmland. – British Wildlife 9: 279–289.
- 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. DOI: 10.1098/rspb.2000.1325
- 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. DOI: 10.1016/j.agee.2006.02.007
- Eick, M. 2003. Habitatnutzung und Dismigration des Steinkauzes *Athene noctua*. – Master's thesis, Universitat Hohenheim
- Endes, M. 1990. Kuvik (*Athene noctua*) ürgefogyasztása. – Calandrella 4(1): 85.
- Exo, K. M. 1981. Zur Nistökologie des Steinkauzes (*Athene noctua*). – Vogelwelt 102: 161–180.
- Exo, K. M. 1984. Die akustische Unterscheidung von Steinkauzmännchen und weibchen (*Athene noctua*). – Journal für Ornithologie 125: 94–97. DOI: 10.1007/BF01652943
- Exo, K. M. 1987. Das Territorialverhalten des Steinkauzes (*Athene noctua*) - eine verhaltensökologische Studie mit Hilfe der Telemetrie. – Dissertation, University of Köln
- Exo, K. M. 1989. Tagesperiodische Aktivitätsmuster des Steinkauzes (*Athene noctua*) – Vogelwarte 35: 99–114.
- Exo, K. M. 1992. Population ecology of Little Owls *Athene noctua* in Central Europe: a review. – In: Galbraith, C. A., Taylor, I. R. & Percival, S. (eds.) The Ecology and Conservation of European Owls. – Joint Nature Conservation Committee, U.K. Nature Conservation, No. 5. Petersborough, pp. 64–75.
- Exo, K. M. & Hennes, R. 1978. Empfehlungen zur Methodik von Siedlungsdichte-Untersuchungen am Steinkauz (*Athene noctua*). – Vogelwelt 99: 137–141.

- Exo, K. M. & Hennes, R. 1980. Beitrag zur Populationsökologie des Steinkauzes (*Athene noctua*). – Vogelwelt 99: 137–141.
- Faragó, S. 2003. Élőhelyfejlesztés az apróvad-gazdálkodásban: a fenntartható apróvad-gazdálkodás környezeti alapjai. – Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Faragó, S. 2006. Élőhely-gazdálkodás mezei területeken, különös tekintettel a gyepgazdálkodásra. – Gyepgazdálkodási Közlemények 4: 13–24.
- Fargallo, J. A., Blanco, G., Potti, J. & Viñuela, J. 2001. Nestbox provisioning in a rural population of Eurasian Kestrels: breeding performance, nest predation and parasitism. – Bird Study 48(2): 236–244. DOI: 10.1080/00063650109461223
- Fattorini, S., Manganaro, A. & Salvati, L. 2001. Insect identification in pellet analysis: implications for the foraging behaviour of raptors. – Buteo 12: 61–66.
- Fattorini, S., Manganaro, A., Piattella, E. & Salvati, L. 1999. Role of the beetles in raptor diets from a Mediterranean urban area. – Fragmenta Entomologica 31: 57–69.
- Fehér, Á., Tóth, B. & Heltai, M. 2015. Agrár-környezetgazdálkodási programok és különböző művelésű agrárterületek hatása az énekesmadarak fajdiverzitására. – Tájökológiai Lapok 13(1): 19–31.
- Festetics, A. 1955. Megfigyelések a gyöngybagoly és kuvik életéről. – Aquila 59–62: 401–403.
- Finck, P. 1990. Seasonal variation of territory size with the Little Owl (*Athene noctua*). – Oecologia 83(1): 68–75.
- Framis, H., Holroyd, G. L. & Mañosa, S. 2011. Home range and habitat use of Little Owl (*Athene noctua*) in an agricultural landscape in coastal Catalonia, Spain. – Animal Biodiversity and Conservation 34(2): 369–378.
- Frias, O. 1999. Estacionalidad de los atropellos de aves en el centro de España: número y edad de los individuos y riqueza y diversidad de especies. – Ardeola 46: 23–30.
- Fuchs, P. 1986. Structure and functioning of a Little Owl *Athene noctua* population. – Annual Reports of the Research Institute of Nature Management 1985: 113–126.
- Fuller, R. J., Trevelyan, R. J. & Hudson, R. W. 2006. Landscape composition models for breeding bird populations in lowland English farmland over a 20 year period. – Ecography 20: 295–307. DOI: 10.1111/j.1600-0587.1997.tb00374.x
- Gehlbach, F. R. 1994. Nest-box versus natural-cavity nests of the Eastern Screech-Owl: an exploratory study. – Journal of Raptor Research 28: 154–157.
- Génot, J. C. 1990. Habitat et sites de nidification de la Chouette Chevêche, *Athene noctua* SCOP., en bordure des Vosges du Nord. – Ciconia 14: 85–116.

- Génot, J. C. 1991. Mortalité de la Chouette Chevêche, *Athene noctua*, en France. – In: Juillard, M., Bassin, P. & Baudvin, H. (eds.) Rapaces Nocturnes Actes du 30e colloque interrégional d'ornithologie Porrentruy (Suisse). – Nos Oiseaux, pp. 139–148.
- Génot, J. C. 1992. Biologie de reproduction de la Chouette Chevêche *Athene noctua*, en France. – Oiseau RFO 62: 309–319.
- Génot, J. C. 1994. Breeding biology of the Little Owl *Athene noctua* in France. – In: Meyburg B. U. & Chancellor R. D. (eds.) Raptor Conservation. – WWGBP/The Pica Press. Berlin, pp. 511–520.
- Génot, J. C. 1997. Monitoring Studies of the Little owl in France – The Raptor 24: 24–28.
- Génot, J. C. 2006. La Chevêche d'Athéna, *Athene noctua*, dans la réserve de la Biosphère des Vosges du Nord de 1984 à 2004. – Ciconia 29: 1–272.
- Génot, J. C. & Bersuder, D. 1995. Le regime alimentaire de la Chouette Chevêche *Athene noctua* Alsace-Lorraine. – Ciconia 19: 35–51.
- Génot, J. C. & Van Nieuwenhuysse, D. 2002. Little Owl *Athene noctua*. – Birds of Western Palearctic Update 4: 35–63.
- Génot, J. C. & Wilhelm, J. L. 1993. Occupation et utilisation de l'espace par la Chouette Chevêche *Athene noctua*, en bordure des Vosges du Nord. – Alauda 1(3): 181–194.
- Georgiev, D. G. 2005. Food niche of *Athene noctua* (Scopoli, 1769) and *Tyto alba* (Scopoli, 1769) (Aves, Strigiformes) co-existing in one region of the Upper Tracian Valley (South Bulgaria). – Animalia 41: 115–122.
- Glue, D. & Scott, D. 1980. Breeding biology of the Little Owl. – British Birds 73: 167–180.
- Glutz Von Blotzheim, U. & Bauer, K. 1980. Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. – Aula-Verlag, Wiesbaden
- Goddard, P. 1984. Morphology, growth, food habits and population characteristics of the Smooth Snake *Coronella austriaca* in southern Britain. – Journal of Zoology 204: 241–257.
- Gorman, G. 1995. The status of owls (Strigiformes) in Hungary. – Buteo 7: 95–108.
- Gorzal, M. & Grzywaczewski, G. 2003. Feed of Little Owl (*Athene noctua* Scop. 1769) in agricultural landscape of the Lublin area. – Acta Agrophysica 1(3): 433–440.
- Gotta, A. & Pigozzi, G. 1997. Trophic niche of the Barn Owl and Little Owl in a rice field habitat in northern Italy. – Italian Journal of Zoology 64: 55–59. DOI: 10.1080/11250009709356172

- Gottschalk, T. K., Ekschmitt, K. & Wolters, V. 2011. Efficient placement of nest boxes for the Little Owl (*Athene noctua*). – Journal of Raptor Research 45(1): 1–14. DOI: 10.3356/JRR-09-11.1
- Goutner, V. & Alivizatos, H. 2003. Diet of the Barn Owl *Tyto alba* and Little Owl *Athene noctua* in wetlands of northeastern Greece. – Belgian Journal of Zoology 133: 15–22.
- 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. DOI: 10.1098/rstb.2004.1602
- Greschik, J. 1911. Hazai ragadozó madarak gyomor- és köpettartalom vizsgálatai II. Baglyok. – Aquila 18: 156–158.
- Greschik, J. 1924. Gyomor- és köpettartalom vizsgálatok. Adatok hazánk apró emlőseinek faunájához. – Aquila 30–31: 243–263.
- Grimm, H. 1989. Die Erhaltung und Pflege von Streuobstwiesen unter dem Aspekt des Steinkauz schutzes (*Athene noctua*). – Abhandlungen und Berichte des Museums der Natur Gotha 15: 103–107.
- Grzywaczewski, G., Kitowski, I. & Scibior, L. 2006. Diet of Little Owl *Athene noctua* during breeding in the central part of Lublin region. – Acta Zoologica Sinica 52(6): 1155–1161.
- Gyurác, J., Lukács, Z. & Vörös, N. 2010. Vas megye madarainak névjegyzéke. – Cinege, Vasi Madártani Tájékoztató 15: 43–102.
- Haartman, L. 1971. Population dynamics. – In: Farner, D. S. & J. R. King (eds.) Avian biology, Vol. 1. – Academic Press, New York, pp. 391–459.
- Haase, P. 1993. Zur Situation und Brutbiologie des Steinkauzes *Athene n. noctua* Scop., 1769 in Westhaveland. – Naturschutz und Landschaftsplege in Brandenburg 2: 29–37.
- Hadarics, T. & Zalai, T. 2008. Magyarország madarainak névjegyzéke - Nomenclator Avium Hungariae - An annotated list of the birds of Hungary. – MME, Budapest, p. 148.
- Hammer, Ř., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. – Palaeontologia Electronica 4(1): 1–9.
- Hámori, D. 2015. Kuvikodú-telepítés szempontjai alföldi területeken. – Heliaca 10: 61–63.
- Hámori, D. 2016a. Antropogén fészkelő-helyekre kényszerült kuvik *Athene noctua* (Scopoli, 1769) konzervációbiológiai lehetőségei a Felső-Kiskunságban. – Erdészettudományi Közlemények 6(2): 175–187. DOI: 10.17164/EK.2016.014
- Hámori, D. 2016b. Kuvikvédelem Magyarországon - a Kuvik Munkacsoport tevékenységének bemutatása. – Madártávlat 23(2): 34–36.

- Hámori, D. 2017a. A bagolyfélék határozásának sajátosságai. – In: Hámori, D. & Csörgő, T. (eds.) Magyarországon előforduló bagolyfajok határozása és gyakorlati természetvédelme. – Herman Ottó Intézet, Budapest, pp. 9–13.
- Hámori, D. 2017b. A gyöngybagoly-, bagoly-, valamint lappantyúfélék vedlése, kor- és ivarhatározása. – In: Hámori, D. & Csörgő, T. (eds.) Magyarországon előforduló bagolyfajok határozása és gyakorlati természetvédelme. – Herman Ottó Intézet, Budapest, pp. 14–16.
- Hámori, D. 2017c. Kuvik. – In: Hámori, D. & Csörgő, T. (eds.) Magyarországon előforduló bagolyfajok határozása és gyakorlati természetvédelme. – Herman Ottó Intézet, Budapest, pp. 62–69.
- Hámori, D. 2017d. Kuvikvédelem egy közép-magyarországi mezőgazdasági területen: költsési adatok és a mesterséges fészekodvak paramétereinek összefüggései. – Magyar Ápróvad Közlemények 13: 187–199. DOI: 10.17243/mavk.2017.187
- Hámori, D. 2017e. Természetvédelmi helyzete és gyakorlati védelme (kuvik). – In: Hámori, D. & Csörgő, T. (eds.) Magyarországon előforduló bagolyfajok határozása és gyakorlati természetvédelme. – Herman Ottó Intézet, Budapest, pp. 70–77.
- Hámori, D. 2018. Adatok a kuvikok kóborlásáról a kiskunsági kutatási terület fogás-visszafogás adatai alapján (2005–2016). – Heliaca 14: 74–75.
- Hámori, D. & Csontos, Cs. 2017. A Kuvik Munkacsoport 2015. évi beszámolója. – Heliaca 13: 15–17.
- Hámori, D. & Csontos, Cs. 2018. A Kuvik Munkacsoport 2016. évi beszámolója. – Heliaca 14: 14–18.
- Hámori, D. & Csontos, Cs. 2019. A Kuvik Munkacsoport országos beszámolója a 2017. évi tevékenységekről és eredményekről. – Heliaca 15: 41–44.
- Hámori, D. & Traser, Gy. 2015. Kuvik (*Athene noctua*) táplálkozásbiológiai vizsgálatok a Kiskunságban. – Heliaca 10: 52–60.
- Hámori, D., Szél, Gy. & Winkler, D. 2017a. Food composition of the Little Owl (*Athene noctua*) in a farmland area of Central Hungary, with particular attention to arthropod diversity. – Ornis Hungarica 25(2): 34–50. DOI: 10.1515/orhu-2017-0014
- Hámori, D., Winkler, D. & Vadász, Cs. 2017b. Demographic data on the Little Owl (*Athene noctua*) in Upper-Kiskunság (Hungary). – Ornis Hungarica 25(2): 11–22. DOI: 10.1515/orhu-2017-0012

- Hámori, D., Winkler, D. & Cserkés, T. 2019. Little Owl's (*Athene noctua*) vertebrate food composition in breeding season with high frog dominance in grasslands. – *Ornis Hungarica* 26(2): *in press*
- Hámori, D., Csontos, Cs., Horváth, E. & Kenéz, A. 2016. Kuvikvédelem Magyarországon. – *Heliaca* 12: 54–57.
- Haraszthy, L. 1982. Kuvik-odú készítése. – *Madártani Tájékoztató*, okt.–dec.: 259–262.
- Harbodt, A. & Pauritsch, G. 1987. Lebensraum Streuobstwiese. Programme und gesetzliche Schutzmöglichkeiten. – In: Keil, W. (ed.) Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. Festschrift. – Institut für Angewandte Vogelkunde, pp. 81–91.
- Hardouin, L. A., Tabel, P. & Bretagnolle, V. 2006. Neighbour-stranger discrimination in the Little Owl, *Athene noctua*. – *Animal Behaviour* 72: 105–112. DOI: 10.1016/j.anbehav.2005.09.020
- Harsányi, K. 2017. A kuvik (*Athene noctua*) Vas megyei helyzetének megismerésére irányuló felmérések első eredményei. – *Cinege, Vasi Madártani Tájékoztató* 22: 50–53.
- Heath, M., Borggreve, C., Peet, N. & Hagemeyer, W. 2000. European bird populations: estimates and trends. Cambridge: BirdLife International. – BirdLife Series 10: 1–160.
- Hell, P. 1964. Príspevok k poznaniu potravy niektorých dravcov a sov v mimoriadne krutej zime 1962–63. – *Zoologické Listy* 13: 207–220.
- Herrera, C. M. & Hiraldo, F. 1976. Food-niche and trophic relationships among European owls. – *Ornis Scandinavica* 7: 29–41.
- Hölzinger, J. 1987. Vögel Baden-Württembergs, Vol. 1: Gefährdung und Schutz - Steinkauz. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, Germany
- Hordowski, J. 1999. Birds of the Polish Eastern Carpathian Mountains and Sub-Carpathian Regions. – Faunistic Monograph, Vol. I. Pterodidiformes-Passeriformes, Brzemyoel: Mercator Publishers
- Hoste-Danyłow, A., Romanowski, J. & Żmihorski, M. 2010. Effects of management on invertebrates and birds in extensively used grassland of Poland. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139: 129–133. DOI: 10.1016/j.agee.2010.07.009
- Housome, T., O'Mahony, D. & Delahay, R. 2004. The diet of Little Owls *Athene noctua* in Gloucestershire, England. – *Bird Study* 51(3): 282–284. DOI: 10.1080/00063650409461366
- Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. – *Journal of Theoretical Biology* 29: 151–154. DOI: 10.1016/0022-5193(70)90124-4

- IBM Corp. Released. 2011. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. IBM Corp., Armonk, New York
- Il'yukh, M. P. 2002. Gnezdovaya biologiya domogovosyicha Predkavkazie. – In: Salpagarov, D.S. & Belik, V. P. (eds.) Ptitsy Yuzhnoi Rossii. Rostov-on-Don: Teberdinsk Biosphere Reserve & Rostov Pedagogical University, pp. 113–118.
- Ille, R. 1992. Zur Biologie und Ökologie des Steinkauzes (*Athene noctua*) im Marchfeld: Aktuelle Situation und mögliche Schutzmaßnahmen. – *Egretta* 35: 49–57.
- Ille, R. 1996. Zur Biologie und Ökologie zweier Steinkauzpopulationen in Ostösterreich. – *Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft* 129: 17–31.
- Ille, R. & Grinschgl, F. 2001. Little Owl (*Athene noctua*) in Austria. Habitat characteristics and population density. – In: Génot, J. C., Lapios, J. M., Lecomte, P. & Leigh, R. S. (eds.) Chouette Chevêche et territoires. Actes du Colloque International de Champ-sur-Marne. – *Ciconia* 25: 129–140.
- Illner, H. 1990. Sind durch Nistkasten-Untersuchungen verlässliche Populationstrends zu ermitteln. Eine Fallstudie am Steinkauz (*Athene noctua*). – *Vogel Umwelt* 6: 47–57.
- IUCN/SSC Criteria Review Working Group. 1999. IUCN Red List Criteria review provisional report: draft of the proposed changes and recommendations. – *Species* 31–32: 43–57.
- Jaccard, P. 1901. Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. – *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles* 37: 547–579. DOI: 10.5169/seals-266450
- Jarošík, V. 1989. Mass vs. length relationship for carabid beetles (Col., Carabidae). – *Pedobiologia* 33: 87–90.
- Jędrzejewska, B. & Jędrzejewski, W. 1998. Predation in Vertebrate Communities. The Białowieża Primeval Forest as a case study. – Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, New York
- Jermaczek, A., Czwałga, T. & Stanko, R. 1990. Population numbers and distribution of owls in the landscape on the Gorzów Wielkopolski Region. – *Nature Review* 3: 41–50.
- Johnson, D. H., Van Nieuwenhuyse, D., & Génot, J. C. 2009. Survey protocol for the Little Owl *Athene noctua*. – *Ardea* 97(4): 403–412.
- Johnson, R. R., Brown, B. T., Haight, L. T. & Simpson, J. M. 1981. Playback recordings as a special avian censusing technique. – *Studies in Avian Biology* 6: 68–75.
- Jolly, G. M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration: stochastic model. – *Biometrika* 52: 225–247.
- Juillard, M. 1984. La Chouette Chevêche. – *Nos Oiseaux*, Prangins

- Juillard, M. 1989. The decline of the Little Owl *Athene noctua* in Switzerland. – In: Meyburg, B. U. & Chancellor, R. D. (eds.) Raptors in the Modern World. Proceedings of the III World Conference on Birds of Prey and Owls. – Berlin, London and Paris, pp. 435–439.
- Juillard, M. 1997. Les vergers de la Chouette. – *Pro Natura* 5: 6–8.
- Kalocsa, B. & Tamás, E. A. 2012. A kuvik állománya egy dél-magyarországi mintaterületen 2010–11. – *Heliaca* 8: 70–72.
- Kalotás Zs. 1987. Adalékok a menyétféle ragadozók fészekalj pusztító tevékenységéhez és károsításaik megelőzéséhez. – *Madártani Tájékoztató*, jan.–jún.: 13–16.
- Kalotás, Zs. 1998. Csóka. – In: Haraszthy, L. (ed.) Magyarország madarai. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 353–355.
- Kalotás, Zs. (ed.) 2000. Természetvédelmi ismeretek a madár- és denevérgyűrzési, valamint a solymászvizsgához. – Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. pp. 273.
- Kayahan, A. & Tabur, M. A. 2016. Diet composition of Little Owl (*Athene noctua* Scopoli, 1769) in Turkey. – *Pakistan Journal of Zoology* 48(4): 943–948.
- King, R. A. & Belthoff, J. R. 2001. Post-fledging dispersal of Burrowing Owls in southwestern Idaho: characteristics of movements and use of satellite burrows. – *Condor* 103: 118–126. DOI: 10.1650/0010-5422(2001)103[0118:PFDOBO]2.0.CO;2
- Kirchberger, K. 1988. Artenschutzmöglichkeiten beim Steinkauz und Schwarzmilan. – *Vogelschutz im Österreich* 2: 52–55.
- Kiss, O., Tokody, B., Deák, B. & Moskát, Cs. 2016. Increased landscape heterogeneity supports the conservation of European Rollers (*Coracias garrulus*) in southern Hungary. – *Journal for Nature Conservation* 29: 97–104. DOI: 10.1016/j.jnc.2015.12.003
- Kitowski, I. 2003. The monitoring of Little Owl *Athene noctua* in Chełm (SE Poland) in 1998–2000. – *Ornis Hungarica* 12–13: 279–283.
- Kitowski, I. & Pawlega, K. 2010. Food composition of the Little Owl *Athene noctua* in farmland areas of South East Poland. – *Belgian Journal of Zoology* 140(2): 203–211.
- Klein, Á. 2017. Természetvédelmi helyzete és gyakorlati védelme (gyöngybagoly). – In: Hámori, D. & Csörgő, T. (eds.) Magyarországon előforduló bagolyfajok határozása és gyakorlati természetvédelme. – Herman Ottó Intézet, Budapest, pp. 44–53.
- Klein, Á., Nagy, T., Csörgő, T. & Mátics, R. 2007. Exterior nest-boxes may negatively affect Barn Owl *Tyto alba* survival: an ecological trap. – *Bird Conservation International* 17(3): 273–281. DOI: 10.1017/S0959270907000792
- Kollárik, A. 1999. Magyarország nemzeti parkjai és a nemzeti parkok igazgatóságainak működési területe. – *Tapolca Város Önkormányzata, Tapolca*, p. 23.

- Kovács, A., Batáry, P. & Báldi, A. 2007. Különböző intenzitással kezelt szántóföldek madár és növény fajszámának és abundanciájának összehasonlítása. – Természetvédelmi Közlemények 13: 371–378.
- Kovács, E. Zs. & Cserkész, T. 2005. A Hevesi-sík kisémlős faunája bagolyköpetek vizsgálata alapján. – Folia Historico Naturalia Musei Matraensis 29: 195–202.
- Kovács, G. & Demeter, A. 1991. Állatpopulációk nagyságának és sűrűségének becslése. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Kovács, G. & Oláh, J. 2004. Kuvik *Athene noctua*. – In: Ecsedi, Z. (ed.) A Hortobágy madárvilága. – Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Winter Fair, Balmazújváros, Szeged, pp. 374–375.
- Krebs, J. R., Wilson, J. D., Bradbury, R. B. & Siriwardena, G. M. 1999. The second silent spring? – Nature 400: 611–612.
- Kämpfer-Lauenstein, A. & Lederer, W. 1991. Zur Dismigration und Populationsdynamik des Steinkauzes (*Athene noctua*) in Mittelwestfalen. – Populationsökologie Greifvogel und Eulenarten 2: 479–491.
- Laczik, D. 2017. Természetvédelmi helyzete és gyakorlati védelme (füleskuvik). – In: Hámori, D. & Csörgő, T. (eds.) Magyarországon előforduló bagolyfajok határozása és gyakorlati természetvédelme. – Herman Ottó Intézet, Budapest, pp. 86–91.
- Laibner, S. 2000. Elateridae of the Czech and Slovak Republic. – Česko a Slovenské Republiky, Kabourek, Zlín
- Laiu, L. & Murariu, D. 1997. Diet of the Little Owl (*Athene noctua*) during summer in a sub-Carpathian depression of Moldavia - Romania. – Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa" 37: 319–326.
- Laiu, L. & Murariu, D. 2000. Food of the Little Owl (*Athene noctua* Scop., 1769) (Aves: Strigiformes) in the surroundings of Bucharest (Romania). – Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa" 42: 185–193.
- Lambrechts, M. M., Wiebe, K. L., Sunde, P., Solonen, T., Sergio, F., Roulin, A., Møller, A. P., Lopez, B. C., Fargallo, J. A., Exo, K.-M., Dell'Omo, G., Costantini, D., Charter, M., Butler, M. W., Bortolotti, G. R., Arlettaz, R. & Korpimäki, E. 2012. Nest box design for the study of diurnal raptors and owls is still an overlooked point in ecological, evolutionary and conservation studies: a review. – Journal of Ornithology 153(1): 23–34. DOI: 10.1007/s10336-011-0720-3
- Lanszki, J. 2006. A kuvik (*Athene noctua*) táplálék-összetétele egy Somogy megyei külvárosi élőhelyen. – Natura Somogyiensis 9: 315–324.

- Laursen, J. T. 1981. Kirkeuglens *Athene noctua* fødevalg i Østjylland. – Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 75: 105–110.
- Le Gouar, P. J., Schekkerman, H., Van der Jeugd, H. P., Boele, A., Van Harxen, R., Fuchs, P., Stroeken, P. & Van Noordwijk, A. J. 2011. Long-term trends in survival of a declining population: the case of the Little Owl (*Athene noctua*) in the Netherlands. – *Oecologia* 166: 369–379. DOI: 10.1007/s00442-010-1868-x
- Lecomte, P., Lapios, J. M. & Génot, J. C. 2001. Plan de restaruation des populations de Chevêches d’Athéna en France. – In: Génot, J. C., Lapios, J. M., Lecomte, P. & Leigh, R. S. (eds.) Chouette Chevêche et territoires. Actes du Colloque International de Champ-sur-Marne. – *Ciconia* 25: 159–171.
- Leigh, R. 2001. The breeding dynamics of Little Owls (*Athene noctua*) in North West England. – In: Génot, J. C., Lapios, J. M., Lecomte, P. & Leigh, R. S. (eds.) Chouette Chevêche et territoires. Actes du Colloque International de Champ-sur-Marne. – *Ciconia* 25: 67–76.
- Letty, J., Génot, J. C. & Sarrazin, F. 2001. Viabilité de la population de Chevêche d’Athéna *Athene noctua* dans le Parc Naturel Régional des Vosges du Nord. – *Alauda* 69(3): 359–372.
- Libois, R. 1977. Contribution à l’étude du régime alimentaire de la Chouette Chevêche (*Athene noctua*) en Belgique. – *Aves* 14: 165–177.
- Llimona, F. E., Maté, U. & J. Roché. 2002. Guía Sonora de las Aves de Espana. 3 CD. Ed. Alosa, Sonidos de la Naturaleza. Barcelona, Spain
- Loske, K. H. 1978. Pflege, Erhaltung und Neuanlage von Kopfbäumen. – *Natur und Landschaft* 53: 279–281.
- Loske, K. H. 1986. Zun Habitat des Steinkauzes (*Athene noctua*) in der Bundesrepublik Deutschland. – *Vogelwelt* 107: 81–101.
- Lowther, P. E. 2012. Does nest-box size impact clutch size of House Sparrows? – *Wilson Journal of Ornithology* 124: 384–389.
- Luder, R. & Stange, C. 2001. Entwicklung einer Population des Steinkauzes *Athene noctua* bei Basel 1978–1993. – *Ornithologie Beobachter* 98: 237–248.
- Mänd, R., Tilgar, V., Lõhmus, A. & Leivits, A. 2005. Providing nest boxes for hole-nesting birds - does habitat matter? – *Biodiversity Conservation* 14: 1823–1840. DOI: 10.1007/s10531-004-1039-7
- Máneiz, M. 1983. Espectro alimentacio del Mochuelo común (*Athene noctua*) en España. – *Alytes* 1: 275–290.

- Mánez, M. 1994. Little Owl *Athene noctua*. – In: Tucker G. M., Heath, M. F., Tomiałojóć, L. & Grimmett, R. F. A. (eds.) Birds in Europe: their conservation status. – BirdLife Conservation Series 3: 322–323.
- Marián, M. & Schmidt, E. 1968. Adatok a kuvik (*Athene noctua* (Scop.) gerinces táplálékának ismeretéhez Magyarországon. – Móra Ferenc Múzeum Évkönyve 1966–67, Szeged, pp. 271–275.
- Marié, P. & Leysen, M. 2001. Contribution to the design of an anti-marten *Martes foina* system to limit predation in Little Owl *Athene noctua* nestboxes. – In: Van Nieuwenhuysse, D., Leysen, M. & Leysen, K. (eds.) Little Owl in Flanders in its international context. Proceedings of the Second International Symposium. – Oriolus 67: 126–131.
- Martínez, J. A. & Zuberogoitia, I. 2004. Habitat preferences for Long-eared Owls *Asio otus* and Little Owls *Athene noctua* in semi-arid environments at three spatial scales. – Bird Study 51(2): 163–169. DOI: 10.1080/00063650409461348
- Martínez, J. A., Zuberogoitia, I. & Alonso, R. 2002. Rapaces nocturnas. Guía para la determinación de la edad y el sexo en las estrigiformes ibéricas. – Monticola Ediciones, Madrid, pp. 87–93.
- März, R. 1987. Gewöll- und Rupfungskunde. – Akademie Verlag, Berlin
- Mastorilli, M., Sacchi, R. & Gentilli, A. 2001. Importanza dell'erpetofauna nella dieta degli Strigiformi italiani. – Pianura 13: 339–342.
- Mayfield, H. F. 1961. Nesting success calculated from exposure. – Wilson Bulletin 73: 255–261.
- Mebs, T. & Scherzinger, W. 2000. Die Eulen Europas. – Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co. Stuttgart
- Meisser, C. 1998. Suivi et protection de la Chouette Chevêche (*Athene noctua*) dans le canton de Genève, Suisse. Aperçu de la période d'étude 1984–1997. – Nos Oiseaux 46: 1–4.
- Mérkl, O. & Vig, K. 2009. Bogarak a Pannon régióban. – Vas Megyei Múzeumok Igazgatósága, B. K. L. Kiadó és a Magyar Természettudományi Múzeum, Szombathely
- Mihók, B., Pataki, Gy., Kovács, E., Balázs, B., Ambrus, A., Bartha, D., Czirák, Z., Csányi, S., Csépanyi, P., Csőszi, M., Dudás, Gy., Egri, Cs., Erős, T., Göri, Sz., Halmos, G., Kopek, A., Margóczy, K., Miklay, G., Milon, L., Podmaniczky, L., Sárvári, J., Schmidt, A., Sipos, K., Siposs, V., Standovár, T., Szigetvári, Cs., Szemethy, L., Tóth, B., Tóth, L., Tóth, P., Török, K., Török, P., Vadász, Cs., Varga, I. & Báldi, A. 2014. A magyarországi természetvédelem legfontosabb 50 kutatási kérdése a következő 5 évben. – Természetvédelmi Közlemények 20: 1–23.

- Mikkola, H. 1983. Owls of Europe. – T & AD Poyser, Staffordshire
- Milchev, B. & Spassov, N. 2017. First evidence for carrion-feeding of Eurasian Eagle-owl (*Bubo bubo*) in Bulgaria. – *Ornis Hungarica* 25(1): 58-69. DOI: 10.1515/orhu-2017-0005
- MME 2018. Magyarország madarai: Kuvik. – Downloaded from <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-athnoc> on 26/11/2018.
- Móczár, L. (ed.) 1984. Állathatározó I-II. 3. átdolgozott kiadás. – Tankönyvkiadó, Budapest.
- Molnár, G. 1998. Breeding biology and foraging of Rollers (*Coracias garrulus*) nesting in nest-boxes. – *Ornis Hungarica* 8(1): 119–124.
- Molnár, I. 1984. Bagolytáplálkozási adatok a Dunántúlról. – *Madártani Tájékoztató* júl–dec.: 106–110.
- Morris, A. J., Wilson J. D., Whittingham, M. J. & Bradbury, R. B. 2005. Indirect effects of pesticides on breeding Yellowhammer (*Emberiza citrinella*). – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 106: 1–16. DOI: 10.1016/j.agee.2004.07.016
- Morris, M. G. 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. – *Biological Conservation* 95: 129–142. DOI: 10.1016/S0006-3207(00)00028-8
- Mullarney, K., Svensson, L., Zetterström, D. & Grant, P. J. 2013. Madárhatározó. – Park Könyvkiadó, Budapest, pp. 232–233.
- Müller-Motzfeld, G. (ed.) 2004. Die Käfer Mitteleuropas, Band 2: Adepaga 1, Carabidae (Laufkäfer). – Spektrum, Akademischer Verlag, Elsevier, Heidelberg-Berlin
- Nagy, T. 2001. Gyöngybaglyok a Kárpát-medencében. – Diplomadolgozat, Gödöllői Agrártudományi Egyetem Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Gyöngyös
- Newton, I. 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. – *Biodiversity Conservation* 70: 265–276. DOI: 10.1016/0006-3207(94)90172-4
- Newton, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. – *Ibis* 146: 579–600. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2004.00375.x
- Nyström, P., Birkedal, L., Dahlberg, C. & Brönmark, C. 2002. The declining Spadefoot Toad *Pelobates fuscus*: calling site choice and conservation. – *Ecography* 25(4): 488–498. DOI: 10.1034/j.1600-0587.2002.250411.x
- Obuch, J. & Kristín, A. 2004. Prey composition of the Little Owl *Athene noctua* in an arid zone (Egypt, Syria, Iran). – *Folia Zoologica* 53: 65–79.

- Olah, G., Vigo, G., Heinsohna, R. & Brightsmith, D. J. 2014. Nest site selection and efficacy of artificial nests for breeding success of Scarlet Macaws *Aramacao macao* in lowland Peru. – *Journal for Nature Conservation* 22: 176–185. DOI: 10.1016/j.jnc.2013.11.003
- Orbán, Z. 1985. Szalmakazlakban fészkelő kuvikok (*Athene noctua*). – *Madártani Tájékoztató* 1985–86: 51–53.
- Orbán, Z. 2013. Madárbarátok könyve. – Cser Kiadó, Budapest
- Pedersen, D., Thorup, K., Sunde, P., Jacobsen, L. B. & Rahbek, C. 2013. Post-fledging behaviour of juveniles in the Little Owl (*Athene noctua*). – *Ornis Fennica* 90(1): 117–128.
- Petrescu, A. 1994. Contributions à la connaissance de la nourriture de la Chouette *Athene noctua* (Aves, Strigiformes). – *Travaux du Muséum National d’Histoire Naturelle “Grigore Antipa”* 34: 391–400.
- Pielou, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collection. – *Journal of Theoretical Biology* 13: 131–144. DOI: 10.1016/0022-5193(66)90013-0
- Pitkänen, M. & Tiainen, J. 2001. Biodiversity of agricultural landscapes in Finland. – *BirdLife Finland, Conservation Series No. 3*. Helsinki.
- Pocora, V., Popovici, M., Mancu, C. O. & Iorgu I. S. 2012. Feeding of the Little Owl during nesting season in the Danube Delta (Romania). – *Analele Științifice ale Universității „Alexandru Ioan Cuza” din Iași, s. Biologie animală* Tom 58: 107–114.
- Posada, D. & Buckley, T. R. 2004. Model selection and model averaging in phylogenetics: advantages of Akaike information criterion and Bayesian approaches over likelihood ratio tests. – *Systematic Biology* 53(5): 793–808.
- Premuda, G., Bedonni, B. & Ballanti, F. 2000. Nidi artificiali. – *Calderini Edagricole, Bologna*, pp. 61–63.
- Priddel, D., Carlile, N. & Wheeler, R. 2006. Establishment of a new breeding colony of Gould’s Petrel (*Pterodroma leucoptera leucoptera*) through the creation of artificial nesting habitat and the translocation of nestlings. – *Biological Conservation* 128: 553–563. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.10.023
- Putze, M., Eisenberg, A., Hanft, M., Moser, F. & Langgemach, T. 2009. Telemetrie von Steinkäuzen (*Athene noctua*) im Havelland 2006/2007. – *Otis* 17: 59–68.
- Rakonczay, Z. (ed.) 2001. A Kiskunságtól Bácsalmásig (A Kiskunság természeti értékei). – *Mezőgazda Kiadó, Budapest*, pp. 38–285.
- Reichholf, J. 1983. Säugetiere. – *Mosaik-Verlag, Berlin*

- Reif, J., Voríšek, 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. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2008.00829.x
- Rheinheimer, J. & Hassler, M. 2010. Die Rüsselkäfer Baden-Württembergs. – Verlag Regionalkultur, Baden-Württemberg
- Robertson, B. A. & Hutto, R. L. 2006. A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. – *Ecology* 87: 1075–1095. DOI: 10.1890/0012-9658(2006)87[1075:AFFUET]2.0.CO;2
- Roché, J. C. 1996. Tous les Oiseaux d'Europe, 4 CD, 296 espèces.
- Rogers, L. E., Hinds, W. T. & Buschbom, R. L. 1976. A general weight vs length relationship for insects. – *Annals of the Entomological Society of America* 69: 387–389. DOI: 10.1093/aesa/69.2.387
- Romanowski, J. 1988. Trophic ecology of *Asio otus* (L.) and *Athene noctua* (Scop.) in the suburbs of Warsaw. – *Polish Ecological Studies* 14: 223–234.
- Romanowski, J. & Żmihorski, M. 2006. The Little Owl *Athene noctua* diet in Central Poland. – *Notatki Ornitologiczne* 47: 203–206.
- Romanowski, J., Altenburg, D. & Żmihorski, M. 2013. Seasonal variation in the diet of Little Owl, *Athene noctua* in agricultural landscape of Central Poland. – *North-Western Journal of Zoology* 9(2): 310–318.
- Roulin, A. 1996. Inceste chez la Chouette Effraie *Tyto alba*. – *Alauda* 64: 458–459.
- Ruprecht, A. L., Szwagrzak, A. & Koúciów, R. 1998. Skład pokarmu sów Puszczy Nadnoteckiej. – *Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią Seria C* 45: 82–103.
- Sageder, G. 1990. Nahrungsspektrum und Mechanismen der Entstehung der Beutewahl beim Steinkauz: Eine vergleichende Freiland- und Laboruntersuchung. – Dissertation University of Wien, pp. 1–72.
- Šálek, M. 2014. Dlouhodobý pokles početnosti sýčka obecného (*Athene noctua*) v jádrové oblasti jeho rozšíření v Čechách. – *Sylvia* 50: 2–11.
- Šálek, M. & Berek, M. 2001. Rozšíření a biotopové preference sýčka obecného (*Athene noctua*) ve vybraných oblastech jižních Čech. – *Buteo* 12: 127–134.
- Šálek, M. & Lövy, M. 2012. Spatial ecology and habitat selection of Little Owl *Athene noctua* during the breeding season in Central European farmland. – *Bird Conservation International* 22(3): 328–338. DOI: 10.1017/S0959270911000268
- Šálek, M. & Schröpfer, L. 2008. Population decline of the Little Owl (*Athene noctua* Scop.) in the Czech Republic. – *Polish Journal of Ecology* 56: 527–534.

- Šálek, M., Chrenkova, M. & Kipson, M. 2013. High population density of Little Owl (*Athene noctua*) in Hortobágy National Park, Hungary, Central Europe. – Polish Journal of Ecology 61(1): 165–169.
- Šálek, M., Riegert, J. & Křivan, V. 2010. The impact of vegetation characteristics and prey availability on breeding habitat use and diet of Little Owls *Athene noctua* in Central European farmland. – Bird Study 57(4): 495–503. DOI: 10.1080/00063657.2010.494717
- Šálek, M., Chrenková, M., Dobrý, M., Kipson M., Grill, S. & Václav, R. 2016. Scale-dependent habitat associations of a rapidly declining farmland predator, the Little Owl *Athene noctua*, in contrasting agricultural landscapes. – Agriculture, Ecosystems & Environment 224: 56–66. DOI: 10.1016/j.agee.2016.03.031
- Schaub, M., Ullrich, B., Knöttsch, G., Albrecht, P. & Meisser, C. 2006. Local population dynamics and the impact of scale and isolation: a study on different Little Owl populations. – Oikos 115(3): 389–400. DOI: 10.1111/j.2006.0030-1299.15374.x
- Schipper, A. M., Wijnhoven, S., Baveco, H. & van den Brink, N. W. 2012. Contaminant exposure in relation to spatio-temporal variation in diet composition: a case study of the Little Owl (*Athene noctua*). – Environmental Pollution 163: 109–116. DOI: 10.1016/j.envpol.2011.12.020
- Schmid, P. 2003. Gewöllanalyse bei einer Population des Steinkauzes *Athene noctua* im Grossen Moos, einer intensiv genutzten Agrarlandschaft des schweizerischen Mittellandes. – Ornithologische Beobachter 100: 117–126.
- Schmidt, E. 1967. Bagolyköpet vizsgálatok. – A Magyar Madártani Intézet kiadványa, Budapest
- Schmidt, E. 1998. Kuvik. – In: Haraszthy, L. (ed.) Magyarország madarai. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 218–219.
- Schönn, S. 1986. Zu Status, Biologie, Ökologie und Schutz des Steinkauzes (*Athene noctua*) in der DDR. – Acta Ornithoecologica 1: 103–133.
- Schönn, S., Scherzinger, W., Exo, K. M. & Ille, R. 1991. Der Steinkauz. Die Neue Brehm-Bücherei, Vol. 606. – A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, Germany, pp. 237.
- Schwarzenberg, L. 1970. Hilfe unserem Steinkauz. – DBV Jahresheft 1: 20–23.
- Seber, G. A. F. 1965. A note on multiple recapture census. – Biometrika 52: 249–259.
- Shannon, C. E. & Weaver, W. 1949. The Mathematical Theory of Communication. – University of Illinois Press, Urbana, pp. 1–117.

- Shao, M. & Liu, N. 2008. The diet of the Little Owl (*Athene noctua*) in the desert habitats of Northwestern China. – *Journal of Raptor Research* 42(1): 61–64. DOI: 10.3356/JRR-05-17.1
- Shao, M., Hounscome, T. & Liu, N. 2007. The summer diet of the Little Owl (*Athene noctua*) in the desert of north-west China. – *Journal of Arid Environments* 68: 683–687. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2006.08.010
- Shehab, A., Daoud, A., Kock, D. & Amr, Z. 2004. Small mammals recovered from owl pellets from Syria (Mammalia: Chiroptera, Rodentia). – *Zoology in the Middle East* 33(1): 27–42. DOI: 10.1080/09397140.2004.10638061
- Simeonov, S. D. 1983. New data on the diet of the Little Owl (*Athene noctua* [Scop.]) in Bulgaria. – *Ekologiya Sofiya* 11: 53–60.
- 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.
- Sonerud, G. A. 1993. Reduced predation by nest box relocation: differential effect on Tengmalm's Owl nests and artificial nests. – *Ornis Scandinavica* 1: 249–253.
- Standovár, T. 2001. A természetvédelmi biológia helyzete Magyarországon egy országos felmérés alapján. – *Természetvédelmi Közlemények* 9: 1–14.
- Štastný, K., Bejček, V. & Hudec, K. 2006. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České Republice 2001–2003. – Aventinum 2006, Praha
- Steenhof, K. & Newton, I. 2007. Assessing nesting success and productivity. – In: Bird, D. M. & Bildstein, K. L. (eds.) *Raptor Research and Management Techniques*. – Hancock House Publishers Ltd., Surrey, pp. 181–192.
- Stroeken, P. & Van Harxen, R. 2005. Overschatting broedsucces Steenuil. Het effect van controles na het ringbezoek op de berekening van het broedsucces. – *Athene* 10: 38–43.
- Sunde, P., Thorup, K., Jacobsen, L. B., Holsegard-Rasmussen, M. H., Ottessen, N., Sverre, S. & Rahbek, C. 2009. Spatial behaviour of Little Owls (*Athene noctua*) in a declining low-density population in Denmark. – *Journal of Ornithology* 150(3): 537–548. DOI: 10.1007/s10336-009-0378-2
- Sutherland, W. J., Newton, I. & Green, R. E. 2004. *Bird ecology and conservation*. – Oxford University Press, New York
- Szép, T. & Nagy, K. 2002. *Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2000*. – MME BirdLife Hungary, Budapest.

- Szép, T. & Nagy, K. 2006. Status of natural values in Hungary at the joining to the EU on the base of common bird monitoring (MMM) program of the MME for the 1999-2005 period. – *Természetvédelmi Közlemények* 12: 5–16.
- 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. DOI: 10.2478/orhu-2013-0007
- Taylor, I. 1994. Barn owls: predator-prey relationships and conservation. – Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Thorup, K., Sunde, P., Jacobsen, L. & Rahbek, C. 2010. Breeding season food limitation drives population decline of the Little Owl *Athene noctua* in Denmark. – *Ibis* 152(4): 803–814. DOI: 10.1111/j.1474-919X.2010.01046.x
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D. & Swackhamer, D. 2001. Forecasting agriculturally driven global environment change. – *Science* 292(5515): 281–284. DOI: 10.1126/science.1057544
- Tomé, R., Bloise, C. & Korpimäki, E. 2004. Nest-site selection and nesting success of Little Owls (*Athene noctua*) in Mediterranean woodland and open habitats. – *Journal of Raptor Research* 38: 35–46.
- Tomé, R., Catry, P., Bloise, C. & Korpimäki, E. 2008. Breeding density and success, and diet composition of Little Owls *Athene noctua* in steppe-like habitats in Portugal. – *Ornis Fennica* 85: 22–32.
- Tomiałojć, L. & Stawarczyk, T. 2003. The avifauna of Poland - distribution, numbers and trends. – PTPP pro Natura, Wrocław
- Topál, Gy. 1969. Denevérek – Chiroptera. – Magyarország állatvilága (Fauna Hungariae) 22(2): 1–65.
- Tóthmérész, B. 1997. Diverzitási rendezések. – Scientia, Budapest
- 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, M., Panek, M., Skórka, P., Sparks, T. H., Tworek, S., Wuczyński, A. & Żmihorski, M. 2011. Conservation of farmland birds faces different challenges in Western and Central-Eastern Europe. – *Acta Ornithologica* 46: 1–12. DOI: 10.3161/000164511X589857
- Tscharntke, T., Kleijn, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. – *Ecology Letters* 8: 857–874. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

- Tucker, G. M. & Heath, M. F. 1994. Birds in Europe: their conservation status. – BirdLife International, Conservation Series No. 3, Cambridge
- Udvardy, F. 2012. Kuvik (*Athene noctua*). – In: Faragó, S. (ed.) Nyugat-Magyarország fészkelő madarainak elterjedési atlasza. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, p. 125.
- Ujhelyi, P. 1989. A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója. – Magyar Madártani Egyesület, Budapest
- Uttendörfer, O. 1939. Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen und ihre Bedeutung in der heimischen Natur. – Neumann-Neudamm, Berlin
- Váczi, M., Tatai, S. & Udvardy, F. 2015. Adatok Győr-Moson-Sopron megye bagolyfaunájához. – Heliaca 11: 44–49.
- Vadász, Cs. 2009. A nádgazdálkodás hatása a nádasok énekesmadár költőállományára. – Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Állattrendszertani és Ökológiai Tanszék, Doktori Értekezés, p. 153.
- Van Nieuwenhuysse D., Leysen M. & Steenhoudt K. 2001a Analysis and spatial prediction of Little Owl *Athene noctua* distribution in relation to its living environment in Flanders. Modelling spatial distribution through logistic regression. – In: Van Nieuwenhuysse, D., Leysen, M. & Leysen, K. (eds.) Little Owl in Flanders in its international context. Proceedings of the Second International Symposium. – Oriolus 67: 32–51.
- Van Nieuwenhuysse, D., Bekaert, M., Steenhoudt, K. & Nollet, F. 2001b Longitudinal analysis of habitat selection and distribution patterns in Little Owls *Athene noctua* in Meulebeke (West-Flanders, Northern Belgium). – In: Van Nieuwenhuysse, D., Leysen, M. & Leysen, K. (eds.) Little Owl in Flanders in its international context. Proceedings of the Second International Symposium. – Oriolus 67: 52–61.
- Van Nieuwenhuysse, D., Génot, J. C. & Johnson, D. H. 2008. The Little Owl: Conservation, Ecology and Behavior of *Athene noctua*. – Cambridge University Press, The Edinburgh Building, Shaftesbury Road Cambridge, U.K.
- Van't Hoff, J. 2001. Balancing on the edge. The critical situation of the little owl *Athene noctua* in an intensive agricultural landscape. – In: Van Nieuwenhuysse, D., Leysen, M. & Leysen, K. (eds.) Little Owl in Flanders in its international context - Proceedings of the Second International Symposium – Oriolus 67: 16–18.
- Vas, Z., Fuisz, T., Privigyei, Cs. & Tóth, L. 2011. Hazai ragadozó madaraink felismerése, vedlése, kor-és ivarhatározása. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest

- Verhulst, J., Báldi, A. & Kleijn, D. 2004. Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104: 465–473. DOI: 10.1016/j.agee.2004.01.043
- Vickery, A. J., Bradbury, B. R., Henderson, G. I., Eaton, A. M. & Grice, V. P. 2004. The role of agrienvironment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. – *Biological Conservation* 119: 19–39. DOI: 10.1016/j.biocon.2003.06.004
- Viszló, L. 2011. A gyepgazdálkodás történeti áttekintése, formái, tevékenységei – In: Viszló, L. (ed.) *A természetkímélő gyepgazdálkodás: Hagyományörző szemlélet, modern eszközök.* – Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítvány, Csákvár, pp. 13–18.
- Voloscuk, I. 1999. The National Parks and Biosphere Reserves in Carpathians. The Last Nature Paradises. – *ACANAP Tatranska Lomnica, Slovak Republic*, pp. 186–188; 190–192.
- Weimann, R. 1965. Die Vögel des Kreises Paderborn. – *Heimatver* 3: 1–87.
- Wretenberg, J., Lindström, Å., Svensson, S., Thierfelder, T. & Pärt, 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. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2006.01216.x
- Yamaguchi, N., Kawano, K. M., Yamaguchi, Y. & Saito, T. 2005. Small protection plates against marten predation on nest boxes. – *Applied Entomology and Zoology* 40(4): 575–577. DOI: 10.1303/aez.2005.575
- Zabala, J., Zuberogoitia, I., Martínez-Climent, J. A., Martínez, J. E., Azkona, A., Hidalgo, S. & Iraeta, A. 2006. Occupancy and abundance of Little Owl (*Athene noctua*) in an intensively managed forest area in Biscay. – *Ornis Fennica* 83(3): 97–107.
- Zerunian, S., Franzini, G. & Sciscione, L. 1982. Little Owls and their prey in a Mediterranean habitat. – *Italian Journal of Zoology* 49(3–4): 195–206.
- Żmihorski, M., Romanowski, J. & Osojca, G. 2009. Habitat preferences of a declining population of the Little Owl, *Athene noctua* in Central Poland. – *Folia Zoologica* 58(2): 207–215.
- Żmihorski, M., Bacia, D. A., Romanowski, M., Kowalski, M. & Osojca, G. 2006. Long-term decline of the Little Owl (*Athene noctua* SCOP., 1769) in central Poland. – *Polish Journal of Ecology* 54 (2): 321–324.
- Zuberogoitia, I. & Campos, L. F. 1998. Censusing owls in large areas: a comparison between methods. – *Ardeola* 45: 47–53.

Zuberogoitia, I., Martinez, J. A., Zabala, J. & Martínez, J. E. 2005. Interspecific aggression and nest-site competition in a European owl community. – *Journal of Raptor Research* 39: 156–159.

Zvářal, K. 2002. Can „architectural traps” be the cause of the critical decrease of Little Owl (*Athene noctua*)? – *Crex* 18: 94–99.

Új tudományos eredmények, tézisek

1. A Felső-Kiskunság külterületi élőhelyein a fészkelésre alkalmasnak ítélt épületek aránya összegezve 63%, a fészkelésre alkalmatlanoké 37%. A fészkelésre alkalmatlan objektumokon belül a zárt-, vagy időszakosan zárt helyszíneket 74%-os arányban állapítottam meg. A fészkelésre potenciálisan alkalmasnak ítélt objektumok csak 17%-ában találtam kuvik jelenlétére, esetenként költésére utaló, avagy azt bizonyító nyomokat. Az itt előforduló/fészkelő kuvikegyedek folyamatosan ki vannak téve további veszélyeztető tényezőknek (pl. nyest, rágcsálóméreg-használat, szigeteletlen középvezetű oszlopok), amelyek jelentős rizikófaktorai a költés sikerességének.
2. A hívóhangos állományfelmérés során az élőhelyek összegzett denzitása 2003-ban 0,9–1 pár/km² volt. A rendelkezésre álló kuvikodúk és az egyéb fészkelőhelyek költőpárszáma alapján a kutatási terület ismert, minimális denzitása a 2014-ben mért 0,986 költőpár/km² értékről 2018-ra jelentősen, 1,629 költőpár/km²-re emelkedett. A megnövekedett kuvikdenzitás szoros korrelációt mutatott a sikeresen kirepült fiókák számával.
3. A 2005–2018-as időszak odúiban zajló költési eredményeit figyelembe véve a foglalási ráta látványos emelkedése csak 2011-et követően érzékelhető, értéke 2018-ban már 42,86% volt. Az odúiban összesen 236 kuvikköltés kezdődött meg, melyekből 203 volt sikeres (86,02%). A sikeresen kirepült fiókaszám minimum 842 egyed, éves átlaguk összességében $4,64 \pm 0,27$ SE volt. A szaporodásisiker-értékek minden évben lényegesen felülmúlták az állománystabilitást jelentő 2,35-ös szakirodalmi értéket.
4. A 2012–2016 közötti időszakban a random módon válogatott min. 1, max. 5 alkalommal költésre elfoglalt odúk átlagos szaporodásisiker-értéke $3,9 \pm 1,1$ SD sikeresen kirepült fióka/fészek, az odúk foglalási aránya $56,8\% \pm 25,1\%$ SD, a kelési siker $84,5\% \pm 15,9\%$ SD volt. Az odúfoglalást, illetve a reprodukciós értékeket befolyásoló tényezők elemzése alapján a kuvikok költési célból nagyobb valószínűséggel foglalják el azokat az odúkat, amelyek háztáji- vagy egyéb állattartást folytató tanyasi/mezőgazdasági épülethez, illetve legeltetett és/vagy kaszált gyepterülethez közelebb helyezkednek el. E mellett a művelési ágak tekintetében kimutatható, hogy minél kisebb arányú a művelés alól kivett terület, annál nagyobb a várható szaporodási siker. A legközelebbi költésre elfoglalt odútól mért távolság vonatkozásában megállapítható, hogy minél

távolabb esnek egymástól a költésre elfoglalt odúk, annál valószínűbb a magasabb tojásszám és a sikeresen kirepült fiókák magasabb egyedszáma. További megállapítás, hogy a kuvikok költőhelyválasztását elsősorban a rétek, legelők, művelésből kivont területek és a szántók aránya befolyásolja. Ezen változókat nagy súllyal tartalmazó két főkomponens mentén mutattak határozott, szignifikáns elkülönülést a foglalt és foglalatlan kuvikodúk.

5. A fiatal egyedek szétszóródásának átlagtávolsága a kelési helytől számítva 9,67 km. A költő egyedek esetében csak 5 esetben történt ismert elmozdulás az eredeti revírhez képest, amelyek között a mért távolságok átlaga 8,9 km. A kuvikodúkból már kirepült juvenil egyedek esetében az első költési időszakig az átlagos, *apparens* túlélési ráta becsült értéke csak $9,47\% \pm 2,99\%$ SE, de a már költő, idősebb egyedek esetében $82,74\% \pm 8,46\%$ SE. Az adott időszak sikeresen kirepült fiókaszám-átlagát is figyelembe véve a populáció belső növekedési rátája kis mértékben pozitívnak mutatkozik ($r=0,006$), így a kuvikpopuláció a Felső-Kiskunságban stabilnak tekinthető. Az enyhe növekedés a permanens emigráció figyelembe vétele nélkül is kimutatható.
6. A 2005-ben gyűjtött 661 köpetből azonosított zsákmányállatok 15 gerinces (1 kétéltű-, 2 hüllő-, 5 madár- és 7 kisemlős faj) és 38 ízeltlábú fajt képviseltek. Ezenkívül a gyűrűsférgék jelenléte is kimutatásra került. A mezei pockok fogyasztása 2005-ben minden vizsgált területen 10,83–88,24%-os értékek között változott. A kétéltűeket egyetlen faj, a barna ásóbéka képviselte, amely mennyisége és aránya igen figyelemre méltó. A kuvik nagyrészt nagyobb termetű bogarakat (Carabidae, Scarabaeidae), valamint egyenesszárnyúakat (Orthoptera) fogyasztott. A rovarközösségek egy esetben sem közelítették meg a kisemlősök részarányát. Egyedszám szerinti részarányuk a gyűjtött mintákban 24,8–30,0%, tömeg szerinti részesedésük rendkívül csekély, 0,14–0,34% volt. A 2015. és 2016. évi, összesen 4118 köpetből meghatározott gerinces fajok száma 21, melyből 12 emlős-, 1 kétéltű-, 4 hüllő- és 4 madárfaj. Az emlősök egyedszám szerinti megoszlása 43,18–100%, míg a barna ásóbékáké 0–56,82% közötti. Az egyedszám-részarányok alapján a fészkelési időszakra vonatkozóan többségében a barna ásóbékák domináltak, a tömegarányok tekintetében viszont a gyűjtési területeken a mezei pockok predálása a meghatározó. Napjainkig az európai tanulmányok közül egy sem állapított meg ilyen magas értékeket a kétéltűek esetében.

7. A 2015–2016-ban gyűjtött köpetek alapján a gerincesek fajgazdagsága a Felső-Kiskunsági Pusztán, míg a Shannon-diverzitás a Peszéradacsi réteken volt a legnagyobb, amely megfelelően tükrözi az adott revírek sajátosságait. Az ízeltlábú közösségek vonatkozásában a 2005-ös gyűjtési területek főbb élőhelyi jellemzői nem mutattak egyértelmű különbséget, de az egyes revírterületek eltérő mozaikszerkezeti és mezőgazdasági objektum-sajátosságai megmutatkoztak. A fajgazdagság, a Shannon-diverzitás és az egyenletesség a kunpeszéri vizsgálati helyszínen mutatta a legmagasabb ízeltlábú-diverzitást.