PÉCSI TUDOMÁNYEGYETEM

Biológiai Doktori Iskola
Ökológia program

A különböző tojástípusok, mesterséges fészkek és a zavarás szerepe fészekaljpredációs vizsgálatok során

PhD értekezés

Kurucz Kornélia

Témavezető:

Dr. Purger Jenő

egyetemi docens

PÉCS, 2011

Tartalomjegyzék

Oldalszám

1. Bevezetés ... 4
2. Célkitűzések ... 15
3. Vizsgált területek ... 18
4. Alkalmazott módszerek ... 25
4.1. A vizsgálatok során használt eszközök ... 25
4.2. A kísérletek során modellezett és vizsgált fajok ... 29
4.3. Különböző tojástípusok tesztelése ... 38
4.3.1. Fürj-, tyúk- és gyurmatojások használata ... 38
4.3.2. Fürj-, gyurma- és mésszel bevont gyurmatojások használata ... 39
4.3.3. Fürj-, gyurma- és gumival bevont gyurmatojások használata ... 40
4.4. A mindennapos fészekellenőrzés költéssikerre gyakorolt hatásának vizsgálata . 40
4.5. Mesterséges bozótfészkek túlélésének vizsgálata városi környezetben ... 42
4.6. Igazi és műfészkek összehasonlító vizsgálata ... 44
4.7. Statisztikai módszerek ... 45
5. Eredmények ... 49
5.1. Különböző tojástípusok tesztelése ... 49
5.1.1. Fürj-, tyúk- és gyurmatojások használatával kapott eredmények ... 49
5.1.2. Fürj-, gyurma- és mésszel bevont gyurmatojások használatával kapott eredmények ... 52
5.1.3. Fürj-, gyurma- és gumival bevont gyurmatojások használatával kapott eredmények ... 55
5.2. A mindennapos fészekellenőrzés költéssikerre gyakorolt hatása ... 57
5.3. Mesterséges bozótfészkek túlélése városi környezetben ... 60
5.4. Igazi és műfészkek összehasonlítása ... 64
6. Eredmények megvitatása ... 67
6.1. Különböző tojástípusok használhatósága ... 67
6.2. A zavarás költéssikerre gyakorolt hatása ... 72
6.3. Igazi és műfészkek összehasonlítása ... 74
7**. Összefoglalás** ... 78
8. Summary ... 81

9. Melléklet 84
10. Irodalomjegyzék..... 86
11. Publikációs lista..... 101
12. Köszönetnyilvánítás 103

1. Bevezetés

A madarak túlélésének kulcstényezője a szaporodási siker (Lahti 2001). A legnagyobb múlttal a fészkeléshez kötődő tanulmányok rendelkeznek, hiszen ide olyan viszonylag könnyen megfigyelhető és mérhető paraméterek tartoznak, mint a költés kezdete, a fészekalj mérete, a kikelt, illetve kirepült fiókák száma, stb. (Báldi 1999, Weaterhead & Blouin-Demers 2004). Már évtizedekkel ezelőtt kimutatták, hogy a madarak szaporodási sikere leginkább a fészekaljak épségben maradásától függ. Ezt befolyásolhatja például a költésparazitizmus, a szülő madarak állapota, kondíciója, kora, vagy akár a táplálékforrás mennyisége (táplálék ellátottság) és az időjárás is (esőzés, jégverés, szél, hideg), de nyitott fészkű madarak esetében a befolyásoló tényezők közül a fészekaljpredáció messzemenően a legfontosabb (Skutch 1949, Ricklefs 1969). Fészekaljpredációról akkor beszélhetünk, ha a fészekben lévő tojások bármelyikét, vagy a fiókákat a predátorok megsértik, elfogyasztják, vagy elviszik a fészekből (Belthoff 2005). A vizsgálatok során – valamint a dolgozatban – predátornak tekintettünk minden olyan állatot, ami a fészekaljakat bármilyen módon károsította, függetlenül azok rendszertani besorolásától. Fontos szerepe miatt a fészekaljpredáció hatással lehet a madárközösségek szerveződésére, az egyedek élőhely- és fészkelőhely választására, ezáltal a populációk tér-időbeli dinamikájának kialakulására is (Martin 1987, Söderström et al. 1998, Báldi 1999, Grégoire et al. 2003, Weaterhead & Blouin-Demers 2004).

A fészekaljpredáció vizsgálata, értelmezése lényeges feladat, ugyanis mind a szaporodásbiológia, tájökológia és konzervációbiológia számára fontos tényező, valamint ismerete a természetvédelem számára is nélkülözhetetlen (Báldi 1999). Egyfelől a ritka, veszélyeztetett vagy zavarásra érzékeny fajoknál a fészekaljpredáció mértékének ismerete, a predátorok azonosítása a védelem számára alapvető információ, ezek alapján lehet a hatékony védelmi intézkedéseket megtenni (White & Thurow 1985, Major 1990, Martin 1993, Rodway et al. 1996, Báldi 1999). A fészekaljpredációs vizsgálatok másik fontos alkalmazott vonatkozása a tájszerkezet átalakításának, a földhasználatnak vagy a területkezelés hatásainak az értékelése (pl. élőhely szegélyek, élőhely fragmentáció) (Martin 1993, Báldi 1999, Batáry & Báldi 2004). Az eredmények hozzájárulhatnak a madárpopulációk veszélyeztetettségének felméréséhez és fontos információkat szolgáltathatnak az adott táj ökológiailag megfelelő arculatának kialakításához is.

Számtalan madárfészek predálódik minden évben – a fészekpusztulás akár 80%-át is okozhatja a predáció (Martin 1993) –, de lényeges eltérések lehetnek fajok, élőhelyek, vagy akár tanulmányok között is (Báldi 1999). Ebből kifolyólag az ökológusok érdeklődésének egyik fő tárgya a fészkek predációjának vagy sikerességének valószínűségén túl az azt befolyásoló tényezők vizsgálata (Belthoff 2005). A madárfészkek predációja számos tényezőtől függ, mint pl.: a tájszerkezettől, az élőhely fragmentáltságától (Gates & Gysel 1978, Small & Hunter 1988, Yahner & Scott 1988, Andrén 1992, Paton 1994, Pasitschniak-Arts & Messier 1995, Huhta et al. 1996, Bayne & Hobson 1997, Hartley & Hunter 1998), vagyis az eredeti élőhelymaradványaiba visszaszorult populációk nagyobb predációs nyomásnak vannak kitéve, mint a még összefüggő területen élők (Fazekas & Báldi 2000). A fészkek élőhely szegélyektől vett távolsága is hatással van a fészekaljpredáció mértékére (Paton 1994, Wilcove 1985, Batáry & Báldi 2004), ugyanis a szegélyben a jobb fényviszonyok következtében sűrűbb és struktúráltabb vegetáció alakulhat ki (Murcia 1995), mely kedvezőbb fészkelési lehetőséget nyújt a madaraknak. A fészekaljpredáció sűrűségfüggő (Martin 1988) mivoltából adódik, hogy a nagyobb madárfészek denzitás a predátorok számát is megnövelheti (Gates & Gysel 1978) és a predátorok specializálódhatnak adott típusú fészkek keresésére (Martin 1988). A magasabban lévő bokorfészkeket főleg madarak, a talajon lévő fészkeket pedig elsősorban emlősök fedezik fel (Nour et al. 1993, Bayne & Hobson 1997, Hannon & Cotterill 1998). Az emlősök többsége éjszaka aktív és többnyire szaglás (olfaktorikus ingerek) segítségével keresik táplálékukat, ezért a vegetáció szerkezete kevésbé befolyásolja a táplálékkeresés hatékonyságát. A madarak viszont vizuális nappali predátorok, melyek a táplálékkeresés során valószínűleg a kevésbé sűrű, jobban átlátható helyeket részesítik előnyben, a nagy vegetáció denzitású és zárt növényzetű szegélyeket elkerülik (Rangen et al. 2000). Egyes kísérletek eredményei igazolták a fészkek rejtettségének (láthatóságának), azaz a vegetációmagasság és a vegetációborítás fontosságát (Martin 1993, Willson et al. 2001, Moorman et al. 2002, Wysocki 2005, Chapa-Vargas & Robinson 2006). A madarak többsége törekszik a legjobb fészkelőhelyek megtalálására, minél rejtettebb, biztonságosabb helyen próbálnak építkezni. Bozótfészkek esetében az sem mindegy, hogy milyen növényre (örökzöld vagy lombhullató) kerül a fészek. Például a fekete rigók (*Turdus merula*), a költési szezonjuk kezdetén (márciusban) az örökzöld cserjéket, fákat részesítik előnyben, mivel azok nagyobb takarást biztosítanak, mint a lombhullatók. A szezon előrehaladtával a lombhullatók kilombosodnak, így egyre több

fészkelésre alkalmas helyet biztosítanak (Ludvig et al. 1994). Egyes vizsgálatok szerint a fészekaljak predációja a fészkek magasságától is függ – a magasabbra épített fészkek túlélési esélyei jobbak (Møller 1988, Ludvig et al. 1995), Wysocki (2004) azonban nem mutatott ki ilyen összefüggést.

A fészekaljpredációs vizsgálatok nem csak a költési siker, hanem magának a predáció folyamatának a megismeréséhez is hozzásegítik a kutatókat (Major & Kendal 1996). A fészekaljak túlélése, pusztulásuk okainak feltárása, valamint a predátorok azonosítása már az 1930-as évektől foglalkoztatja a kutatókat. A legkorábbi tanulmányok elsősorban szárnyas vadak (pl.: fácán (*Phasianus colchicus*), túzok (*Otis tarda*)) költésének megfigyelésére irányultak. Már a kezdetekkor megállapították, hogy a költés sikeres vagy sikertelen kimenetelében nagy szerepe van a predátorok jelenlétének, melyet egy olyan kísérlettel bizonyítottak, amely során a predátorokat csapdázással eltávolították a vizsgálati területekről a költési szezon idejére. A predátor mentes területen szignifikánsan magasabb költési sikert figyeltek meg, mint a kontroll területen (Balser et al. 1968, Chesness et al. 1968).

Amikor a vizsgálatok fő célja a költés sikerének megfigyelése mellett a predátorok azonosítása lett (vadgazdálkodási megfontolásból), a kutatók a legkülönbözőbb módszerekhez folyamodtak céljuk elérése érdekében. Csapdákkal fogtak be különféle fészekaljpredátorokat és fogságban, kontrollált körülmények között figyelték az állatok táplálkozási szokásait. Ezek alapján próbáltak következtetni arra, hogy melyik faj egyedei milyen nyomokat hagyhatnak maguk után a fészkek kifosztásakor. Stoddard (1932) különböző predátorok jellegzetes nyomait írta le virginiai fogasfürj (*Colinus virginianus*) fészekaljainak kifosztása után. Darrow (1938) galléros császármadár (*Bonasa umbellus*), Sooter (1946) pedig házityúk (*Gallus gallus domesticus*) tojásokat etetett különböző befogott predátorokkal (pl.: prérifarkassal (*Canis latrans*)), hogy meghatározza ezek az állatok milyen módon fogyasztják el a tojásokat, hogyan törik fel azokat. Nelson és Handley (1938) pedig szürkeróka (*Urocyon cinereoargenteus*) fészekfosztogatási szokásait figyelték meg. Később megpróbálták modellezni a madarak fészkeit és az esetleges predátorokat a mesterségesen kialakított fészkeknél hagyott jelek (lábnyomok, szőrnyomok, ürülék, tojáshéj maradványok) segítségével próbálták azonosítani. Hatékonyabb módszernek bizonyult különféle csapdák (dobozcsapdák, hurokcsapdák, csapóvasak) kihelyezése a műfészkek köré (Chesness et al. 1968), így a predátorok kiléte egyértelműen

bizonyíthatóvá vált. A csapdák használata jelentős többlet költséggel járt (drága beszerzés, minden fészek mellé ki kell helyezni, sok kell belőle), ezért más alternatív megoldást kerestek a predátorok biztos azonosítására. Csapdák helyett olyan tojásokat használtak a mesterséges fészkekben, melyekbe idegkárosító mérget – elsősorban patkányméregként használt sztrichnint, amely merevgörcsöt, illetve a légző izomzat görcse által fulladásos halált okoz – fecskendeztek (Davis 1959, Balser et al. 1968). A méreg dózisának növelésével azt is szabályozni tudták, hogy a predátor minél közelebb pusztuljon el a fészekhez, így az ellenőrzés során bejárandó terület mérete is csökkent (Balser et al. 1968). Természetesen a leírt módszerek használatát a természet- és környezetvédelmi előírások napjainkban már nem teszik lehetővé, valamint komoly etikai akadályai is vannak.

Már a kezdetektől törekedtek a mesterséges fészkeket úgy kialakítani, hogy a vizsgált faj fészkére minél jobban hasonlítson, mind a fészek helye, kialakítása, mérete, fészekanyaga tekintetében. Fészekaljként a vizsgált faj tojásaival közel azonos színű és méretű tojásokat használtak, elsősorban farmoktól beszerezhető tyúk- és fácán tojásokat. A legelső műfészkes kísérletet Stanton írta le 1944-ben. Douglas-mókus (*Tamiasciurus douglasii*) fészekfosztogatási szokásait tanulmányozta fácán és virginiai fogasfürj műfészkeknél (dummy nests). Eleinte csak elhullott madártollakat használtak a műfészkek kialakításához (Hindwood 1947), majd később a tollakat a helyszínen található növényi anyagokkal (száraz fű, levelek, gallyak, avar) keverték, attól függően, hogy a modellezett madarak milyen anyagokat használnak fel a fészkük építésekor (Rearden 1951). A műfészkek kialakítása során ekkor még gondot okozott a megfelelő méretű tojások korlátozott elérhetősége – csak nagyobb testű madarak tojásait tudták beszerezni farmokról – így továbbra is inkább az igazi fészkek megfigyelését részesítették előnyben.

A madarak fészkeinek megfigyelésén alapuló fészekaljpredációs vizsgálatok során azonban számos nehézséggel találjuk szemben magunkat. A madarak nem egy időben kezdenek költeni, így az egyes fészkek megtalálása és ellenőrzése sok időt igényel. Az igazi fészkekkel végzett vizsgálatok legnagyobb nehézsége, problémája, hogy a zavarásra érzékeny fajok elhagyhatják a megtalált, majd később ellenőrzött fészkeket (White & Thurow 1985). Így az addig aktívan védelmezett fészekalj sebezhetővé válik és a madárszülők jelenlétének hiányában a predátorok ellenállás nélkül elpusztíthatják a fészekaljat (Major 1990, Sedinger 1990, Ortega et al. 1997, Grégoire et al. 2003). Fészekkeresés közben rombolhatjuk az élőhelyet, vagy épp nem

találunk meg minden fészket. Nehéz annyi fészket olyan térbeli elrendeződésben találni, hogy a levont következtetések megalapozottak és statisztikailag értékelhetőek legyenek. A gyakori fészekellenőrzések és a kísérletező jelenlétéből adódó emberi zavarás költési sikerre, valamint a predátorok viselkedésére gyakorolt hatásáról pedig már régóta folynak viták (Major 1990). Az egyes predátorok eltérő módon reagálnak az ember jelenlétére: a gyakori ellenőrzések felkelthetik az érdeklődésüket (Vacca & Handel 1988, Beale & Monaghan 2004, Medeiros et al. 2007), vagy épp elriasztják őket (Götmark 1992a, Zanette 2002).

A vizsgálatok során felmerülő problémák egy részére megoldást jelenthet a mesterséges fészkek használata, igazi és műtojásokkal egyaránt. A műfészkekkel végzett kísérletek nagy előnye, hogy a kísérleti célnak megfelelő elrendezést, nagy mintaszámot lehet elérni, minden fészeknél egyszerre kezdődik a kísérlet, így az eltérő korú fészkekből származó variancia kiküszöbölhető. A kísérlet egyben reprodukálható is, ezáltal időbeli változások vizsgálatára is alkalmasak. Végül nem utolsó szempont az sem, hogy a valódi fészkeket és kotló madarakat nem zavarjuk (Báldi 1999, Burke et al. 2004), valamint ez a módszer kevésbé időigényes, mint a valódi fészkekkel végzett fészekaljpredációs kísérletek (Major & Kendal 1996).

A régi problémák helyét azonban újabbak vették át, ugyanis a műfészkes kísérleteknek is vannak korlátaik. Sokan megkérdőjelezik a módszer hitelességét, ugyanis felmerül a kérdés, hogy a műfészkekkel kapott predációs ráták mennyire egyeznek a valódi fészkekével? Matschke már 1965-ben leírta, hogy „nem lehet arra következtetni, hogy a műfészkek ugyanolyan részben mennek tönkre, mint az igazi fészkek. Feltehetően a predációs arány a különböző predátorok által ugyanaz marad az igazi és a műfészkeknél, azonban a teljes predációs ráta igazi fészkeknél valószínűleg alacsonyabb”. Napjainkban a legtöbb fészekaljpredációval foglalkozó kísérlet vagy valódi fészkek megfigyelésén, vagy műfészkeken végzett vizsgálatokon alapszik. Viszonylag kevés tanulmány foglalkozik mindkét fészektípus együttes használatával, ezáltal azok predációs rátáinak összehasonlításával, illetve az azok közt adódó különbségek okainak vizsgálatával. A néhány összehasonlító tanulmány pedig igen ellentmondó eredményekre jutott, ami szerint a műfészkek használatával akár alul-, vagy túl becsülhetjük a fészekaljak túlélési esélyeit. Annak ellenére, hogy egyes vizsgálatokban nem volt eltérés a valódi- és a műfészkek predációs rátáiban, a mai napig fenntartásokkal kezelik a műfészkekkel kapott eredmények alapján levont következtetéseket.

A valódi- és a műfészkek predációja közti különbségek származhatnak a madárfaj, a predátor fajok és az élőhelyek különbözőségéből is (Major 1990, Zanette 2002, Burke et al. 2004, Moore & Robinson 2004, Thompson & Burhans 2004). A mesterséges fészkek magasabb predációját például okozhatja az is, hogy a predátorok megtanulhatják a kísérletezőt vagy a mintavételi területet összekapcsolni a táplálékkal (műfészekbe helyezett tojások) (Major 1990, Báldi 1999). A műfészkek elhelyezkedése a legnagyobb erőfeszítések ellenére is nagy valószínűséggel eltér a természetes fészkekétől. A szülők választhatnak olyan helyet, ami az alacsony predációs veszély miatt biztonságos, de előfordulhat, hogy rosszul becsülik fel a várható predációt (Székely 1992). Térbeli elrendezésük is eltérhet, a műfészkek sűrűsége gyakran nagyobb, illetve eloszlásuk kevésbé random, mint a természetes fészkeké, emiatt lehetővé teszik a predátoroknak az útvonal menti zsákmányszerzést (Gottfried & Thompson 1978, Larivière & Messier 1998, Burke et al. 2004, Thompson & Burhans 2004). A fészkek felszíne és tartalmuk is eltér, így egyes predátorok számára könnyebben észlelhetővé válnak (Major 1990, Mezquida & Marone 2003, Burke et al. 2004), valamint más predátorok fosztogatják a valódi- és a műfészkeket (Ortega et al. 1998, Zanette 2002, Moore & Robinson 2004, Thompson & Burhans 2004, Boulton & Cassey 2006, Colombelli-Négrel & Kleindorfer 2009). Végül a műfészkek és a valódi fészkek eltérő fészekaljpredációs rátáját a szülő madarak hiánya is okozhatja, a szülők ugyanis a legtöbb fajnál aktívan védik a fészket (MacIvor et al. 1990). Számos predátort elkergethetnek vagy passzívan ülnek a fészken, így álcázva a fészekaljat (Montgomerie & Weatherhead 1988, Weidinger 2002). A szülői viselkedés, a fiókák hívogató és eleségkérő hangja a predátorokat azonban akár oda is vezetheti a fészekhez (Berg 1996, Kis et al. 2000, Burke et al. 2004). Mesterséges fészkek esetében a madárszülők hiányában nincs aktív fészekvédelem a betolakodók távoltartására, így ezeknél a fészkeknél nagyobb a predációs veszély (Major 1990, Götmark 1992a, Báldi 1999, King et al. 1999, Zanette 2002, Trnka et al. 2008), ugyanakkor a fiókák hiányában nincs, ami nyomra vezethetné a predátorokat (Báldi 1999, Colombelli-Négrel & Kleindorfer 2009, Benson et al. 2010). Pozitív összefüggést talált a madár szülő jelenléte és a fészekaljak túlélése között Schmidt és Whelan (2005), akik kísérletesen kimutatták, hogy csupán egy felnőtt madár jelenléte a fészek közelében már riasztásként szolgál a predátorok számára. Opermanis (2004) mesterséges récefészkekre ültetett hungarocellből formált, vagy kereskedelemben kapható játék récéket. Az úgynevezett báb madarak passzív védelmezőként funkcionálnak a fészkeken, ezáltal megelőzve a

fészekaljpredációt (Trnka et al 2008). A felmerülő problémák ellenére a műfészkek használata épp a módszer egyszerűsége miatt széles körben elterjedt (Moore & Robinson 2004).

A műfészkeket minden esetben úgy kell elkészíteni, hogy a vizsgálat során megcélzott madárfaj fészkéhez minél jobban hasonlítson. Általában két fő típusukat alkalmazzák, a talajon levő- (talajfészkek) és a talaj feletti (bozótfészkek) fészkeket. Talajfészkek esetében mindössze egy mélyedést kell kialakítani, melyet fészekanyaggal (pl.: levelekkel) lehet bélelni, amibe azután a tojás(ok) kerül(nek). Más fészektípusoknál valamilyen „vázra" van szükség, általában kislyukú dróthálót (csirkehálót) használnak, melyet négyzetekre vágnak, azokat fészekformájúra alakítják, majd a vizsgálati helyszínen található növényi anyagokkal bélelik. Az így elkészült fészek bokorra vagy más helyre történő rögzítése is többnyire drótok segítségével történik. Célszerű a vizsgálandó faj tojásához hasonló méretű, színű tojásokat használni. A legegyszerűbb, legelterjedtebb a kereskedelemben kapható tyúktojások, fürjtojások használata, melyek tetszőlegesen – szintén a kísérleti célnak megfelelően – színezhetőek, mintázhatóak például festékek, filcek használatával, vagy akár teába áztatással. Kisebb testű madarak fészkeinek modellezésére használják például zebrapinty (*Poephila guttata*)-, vagy házi veréb (*Passer domesticus*) tojásait is (Davison & Bollinger 2000, Maier & DeGraaf 2001). Ez utóbbi tojástípust hazai vizsgálatok során nem tudjuk használni, mivel a nálunk élő veréb fajok védettek, valamint tenyészetből sem lehet tojásokhoz jutni.

A mesterséges fészkek használata azonban önmagában nem minden esetben elég. Ugyan a predációs ráta változása nyomonkövethető, a predátorok kiléte továbbra sem ismert. Megfigyelésükre a legkézenfekvőbb megoldás a különféle kamerák, fényképezőgépek használata. A fészekaljpredációs vizsgálatok során alkalmazott kamerás megfigyelések legnagyobb előnye, hogy nem kell a fészkeket gyakran látogatni, így a kísérletező jelenlétéből adódó zavarás, élőhely rombolás elkerülhető, valamint a felvételek segítségével könnyen és pontosan azonosíthatók a fészekaljpredátorok is. Ez a módszer azonban elég költséges és szinte lehetetlen minden fészek mellé mozgás érzékelő kamerát helyezni. További probléma lehet, hogy ha nem elég érzékeny a kamera, akkor a kisebb testű predátorok, például kisemlősök nem indítják be (Bayne & Hobson 1999). Ha csak egy felvétel rögzítésére alkalmas a készülék, előfordulhat, hogy egy „nem-predátor" elsüti azzal, hogy elsétál a kamera

előtt, így a később bekövetkező tényleges predációt már nem tudja megörökíteni a készülék (Bayne & Hobson 1999).

A predátorok identifikációjának egyik elterjedt módszere a kamerás megfigyelések mellett a gyurmatojások használata. Előfordul, hogy csak gyurmatojást alkalmaznak (Nour et al. 1993, Bayne & Hobson 1999, Major et al. 1999, Matthews et al. 1999), de leggyakrabban igazi tojásokkal (pl.: fürj-, vagy tyúktojásokkal) párosítva helyezik a fészkekbe (Bayne & Hobson 1999, Lewis & Montevecchi 1999, Rangen et al. 2000). A gyurmatojásoknak – műfészkes kísérletek esetében – az igazi tojásokkal szemben megvan az a nagy előnye, hogy jobban eltalálják a különböző madárfajok tojásméretét, illetve megőrzik a predátorok „nyomait" (Keyser et al. 1998). Ezek a „nyomok" származhatnak csípéstől, harapástól, láb-, pata nyomtól vagy akár karmolástól is, amelyek alapján a predátorok azonosítására lehetőség nyílik (Matthews et al. 1999, Niehaus et al. 2003, Thorington & Bowman 2003), hiszen a fürj-, illetve tyúktojások héján ezek a nyomok nem maradnak meg. A gyurmatojások szinte elengedhetetlenek egy kísérlet során, mert bizonyított tény, hogy vannak olyan kistermetű predátorok, melyek nem képesek az igazi tojás kemény héjának a feltörésére (Bayne and Hobson 1999). Így a gyurma kimutatja például a kisemlősök jelenlétét is, akik az igazi (nagyméretű) tojásokban ugyan nem tudnak kárt tenni, vagyis nem tényleges potenciális predátorok (madárfészkek esetében), de azzal, hogy a fészek közelében járnak, vizeletükkel megjelölik a területet, a fészekhez vonzhatnak nagyobb testű predátorokat, például rókákat (*Vulpes vulpes*) (Purger et al. 2008). Gondot okozhat azonban a gyurmatojások alkalmazásakor, hogy nem nyújtanak ugyanolyan vizuális, tapintási- és szagingereket, mint a valódi tojások (Keyser et al. 1998, Weidinger 2001), emiatt célszerű valódi tojásokkal kombinálva használni azokat. Az irodalomból eddig ismert vizsgálatok tehát nem csak a műfészkek, hanem a műtojások használhatóságát illetően is ellentétes eredményekre jutottak. Egyes kutatók szerint a gyurmatojásokat tartalmazó fészkeket a jó szaglással rendelkező emlősök gyakrabban felfedezik, mint azokat, melyekben csak igazi tojások vannak (Rangen et al. 2000, Maier & DeGraaf 2001). Mások szerint azonban a gyurmatojás által kiváltott szaginger se nem vonzza, se nem riasztja jobban a predátorokat, mint a valódi tojások szaga (Major 1991, Bayne & Hobson 1999). Az ellentmondásos eredmények ellenére közismert, hogy a fészekaljpredációs vizsgálatok során alkalmazott különböző tojástípusok hatással vannak az egyes fészkek predációs rátáira (Lindell 2000, Svagelj et al. 2003), így nem is maga a fészek, hanem inkább annak elhelyezkedése és a fészekbe helyezett tojások,

pontosabban a gyurmatojások szerepe okozhat gondot. Ennek ellenére a gyurmatojásokat a mai napig használják. Továbbra sem tisztázott azonban, hogy amennyiben a használata negatívan befolyásolja a fészekaljak túlélési esélyeit, milyen műtojással lehet helyettesíteni, ami megőrzi a fészekpredátorok nyomait, ugyanakkor nem módosítja a fészekaljak megtalálási valószínűségét.

A fészkek elhelyezkedésének fontosságát tükrözi, hogy például az sem mindegy, hogy a fészkek természetes, természetközeli, vagy mezőgazdasági területeken vannak-e. Az utóbbi években Európa számos országában, így Magyarországon is átalakulóban van a növénytermesztés. Egyre nagyobb területeken jelennek meg az energianövény ültetvények (Kálmán et al. 2006), melyek megváltoztatják a mezőgazdasági tájat. Ezeknek az ültetvényeknek a biodiverzitásáról keveset tudunk (Sage et al 2006, Semere & Slater 2007) és a predációs viszonyokat sem ismerjük. A magyarországi energiafű ültetvényeken az őszi aratásig semmiféle tevékenység nincs, ezért a talajon költő madarak költési sikere itt valószínűleg magasabb, mint az intenzív művelés alatt álló mezőgazdasági parcellákon (Šálek et al. 2004, Purger et al. 2008, Stoate et al. 2009).

Nem csak a gazdaság átalakulása, hanem az emberiség egyre szélesebb körű terjeszkedése, a városi környezet térhódítása is világszerte a természetes élőhelyek átalakulását eredményezi. Ez jelentős hatással van az állatközösségek szerkezetére, a komponens populációk méretére és sikerére (Liker et al. 2008). Az élőhelyek rohamos változása és az urbanizációs folyamatok drasztikus felgyorsulása számos növény- és állatfaj élőhelyének csökkenéséhez, illetve eltűnéséhez vezet. Ennek ellenére, mind több állatfaj próbálkozik alkalmazkodni az új életfeltételekhez. A különböző fajok eltérő módon reagálnak a környezetükben lejátszódó változásokra. A kultúrakövető fajok mára általánossá váltak, néhány faj pedig már alig található meg természetes élőhelyén, „városlakóvá” vált. Más fajok adaptációs képességük révén mind városi, mind természetes környezetben előfordulnak. A madarak és emlősök közül több faj sikeresen beilleszkedett az ember által létrehozott, illetve befolyásolt szinantrop környezetbe (Møller 2009). Sok tanulmány foglalkozott urbán környezetben élő madarak költési sikerével. Ezek közül több vizsgálat műfészkekkel végzett kísérleteken (pl.: Jokimäki & Huhta 2000, Thorington & Bowman 2003, Blair 2004), vagy igazi fészkek megfigyelésén (pl.: Blair 2004) alapszik. Ennek ellenére nem igazán tudjuk, hogy valójában mekkora ára van ennek a látszólag sikeres beilleszkedésnek (López-Florez et al. 2009), pedig többnyire védett fajokról van szó.

Városi környezetben számos eltérést tapasztalhatunk a természetes élőhelyekhez képest. Az urbanizált területeket magas zavarás jellemzi, több, az állatok számára fontos erőforrás eloszlása megváltozik, így például az élelem elérhetősége és a madarak fészkelési lehetőségei is nagyban módosulhatnak (Fazekas & Báldi 2000). Számos fészkelésre alkalmas hely található, több a táplálék és az éjszakai megvilágítás miatt hosszabb a napi aktivitás, mint az erdei fajoknál (Partecke et al. 2006). Egyes madárfajok egyedeinek már nem éri meg elvonulni, hisz a városok klímája még télen is megfelelő, és akik itt maradnak, azok előbb foglalnak territóriumot is. Azok a fajok, melyek betelepülnek a városokba, mindezekből hasznot húzhatnak, mégis sok újfajta, az ember tartós jelenlétéből adódó stresszhatás éri őket, mint például a zaj- és fényszennyezés, vagy a közlekedés. Jelentős különbségek adódnak a predátor közösségekben is, hiszen itt sokkal több a madarak számára természetes körülmények között nem túl ismert ellenség, például az emberhez kötődő kóborló háziállatok (kutya, macska) (Willcove 1985, Sasvári et al. 1995, Balogh et al. 2011, Kosinski 2001). Ezek a tényezők egy szelektív környezetet teremtenek, melyek kedveznek azoknak a fajoknak, melyek képesek megbirkózni a városi stressz-szel (Partecke et al. 2006). Ilyen faj a fekete rigó is, mely kiválóan alkalmazkodott ehhez az új környezethez. Korábban szinte kizárólag csak sűrű erdőkben volt megtalálható, mára a városi parkok, kertek és terek lakójává vált (Forshaw 2005). A XIX. századtól megindult fokozatos kolonizációjuk óta kialakult városi populációk (urbánusok) több szempontból is jelentősen különbözővé váltak. Az erdei feketerigó félénk, már messziről felriad, a városban élők, bár minden újszerű dologgal szemben óvatosak és gyanakvóak, az emberek és járművek közvetlen közelében is mozognak. Nem csak eltérő szokásokat alakítottak ki az eredeti erdei (vidéki) populációktól, de életfolyamataik is megváltoztak, mint például a vonulás vagy a költés ideje. A parkok feketerigói az erdeiektől eltérően nem vonulnak ősszel a mediterráneum felé, hanem a telet is a fészkelőhely közelében, a városok határain belül vészelik át. A városi parkokban már március végén, az erdőkben csak április elején kezdik a költést. A városokban a költő párok denzitása akár tízszerese is lehet az erdei párokénak, valamint jellemző rájuk a kiterjedt költési időszak, hosszabb napi aktivitás, hosszabb élettartam, a vándorláshoz való csökkent hajlandóság, valamint szelídebbek, mint a „nem-városiak” (Partecke et al. 2005, 2006). Már a ’60-as évek végén megfigyelték, hogy a fekete rigók költési sikere valamilyen módon változik a költési szezon során, mind természetes élőhelyükön, mind városi környezetben egyaránt (Dyrcz 1969, Snow 1969). Annak ellenére, hogy igen eltérő mintázatokat figyeltek meg és írtak

le a különböző tanulmányokban, a költési siker változását a legtöbb esetben a predációs nyomás szezonális változásának tulajdonítják. Ezért fontos a városi madarak költési sikerén túl azok predátorainak, illetve a predációs viszonyok vizsgálata is. Magyarországon csupán Budapesten végeztek városokban fészkelő fekete rigók költési sikerének szezonális változására irányuló vizsgálatot (Ludvig et al. 1995), azonban a predációs nyomás felmérésére vagy a predátorok azonosítására nem terjedt ki a vizsgálat.

2. Célkitűzések

A fészekaljpredációs vizsgálatok során széleskörben használt műfészkek, illetve műtojások alkalmazhatóságát a mai napig vitatják, mivel azok nem olyan tapintási, vizuális és szagingereket váltanak ki a predátorokból, mint egy valódi fészek vagy a valódi tojások. Az eddigi vizsgálatok eredményei elsősorban a talajfészkek esetében sok esetben ellentétesek voltak. A fészekaljpredációs vizsgálatok során úgy tűnik nem mindegy, hogy milyen tojástípusokat alkalmazunk. Elsődleges célunk ezért az volt, hogy megvizsgáljuk a különböző tojástípusok túlélési esélyeit mesterséges talajfészkekben.

1. Annak érdekében, hogy eldönthessük melyik tojástípus alkalmazható legjobban a fészekaljpredációs vizsgálatok során, egy olyan kísérletsorozatot kívántunk elvégezni, amelyben az igazi tojások (fürj-, tyúktojás) mellett különféle típusú gyurmatojásokat is tesztelhetünk.

1.1. Megvizsgálni két helyszínen, a tyúk-, fürj- és gyurmatojásokat tartalmazó mesterséges talajfészkek túlélési esélyeit.

1.2. A vizsgált helyszíneken a fészekaljpredációs vizsgálattal párhuzamosan elevenfogó kisemlős csapdákkal gyurma- és fürjtojás csalival felmérni a kisemlősök tojáspreferenciáját.

2. Amennyiben a gyurmatojásokat az igazi tojásokhoz hasonlóan mész réteggel vonjuk be, lehet, hogy azok kevésbé vonzzák a fészkekhez az emlős predátorokat.

2.1. Adott helyszínen vizsgálni három különböző tojástípus kombinációit (fürj-fürj, fürj-gyurma, fürj-mésszel bevont gyurma) tartalmazó mesterséges talajfészkek napi túlélési rátáját.

2.2. A fészekaljpredációs vizsgálattal párhuzamosan elevenfogó kisemlős csapdákkal fürj, gyurma, illetve mésszel bevont gyurma csalival felmérni a kisemlősök tojáspreferenciáját.

3. A gyurmatojásokat mész helyett egy vékony gumiréteggel (PlastiDip®) is be lehet vonni (Haskell 1999). Ezeknek a tojásoknak a színe nem rikitó fehér, mint a mésszel bevontaké és a gyurma jellegzetes szagát is elfedi. Lehet, hogy ilyen tojásokkal a természetellenes szag és vizuális ingerek minimalizálhatóak.

3.1. Több különböző helyszínen véletlenszerű elrendezéssel három mesterséges talajfészek típust alkalmazva (melyekbe két fürjtojás, egy fürj- és egy gyurmatojás, valamint egy fürj- és egy gumival bevont gyurmatojás kerül) vizsgálni a fészkek túlélési esélyeit.

A műfészkek túlélését azonban nem csak az alkalmazott tojástípus befolyásolhatja, hanem az emberi zavarás is, aminek a költési sikerre gyakorolt hatásáról szintén régóta folynak viták (Major 1990) nem csak talajfészkek, hanem bozótfészkek esetében is. Ezért további céljaink közt szerepelt, hogy megvizsgáljuk:

4. A fészkek mindennapos ellenőrzésével járó zavarások befolyásolják-e a talajon, illetve bozótokon költő madarak fészekaljainak túlélési esélyeit.

4.1. Van-e eltérés a naponta ellenőrzött és a háborítatlan műfészkek túlélésében (első, illetve másod költés) május, illetve június során?

4.2. A fészkek elhelyezkedése és rejtettsége milyen módon befolyásolja a fészkek predációs rátáját?

4.3.Kimutatható-e különbség a mindennapos zavarásnak kitett és a háborítatlan fészkek predátorai között, eltérő fészektípusok estében, illetve eltérő hónapokban?

5. Az emberi zavarás hatásának vizsgálata azért is fontos, mert a növekvő urbanizáció következtében egyre több madárfaj költözik be a városokba, ahol sokkal nagyobb zavarásnak vannak kitéve, mint természetes élőhelyükön. Ezért célul tűztük ki a városi környezetben lévő műfészkek túlélési esélyeinek vizsgálatát.

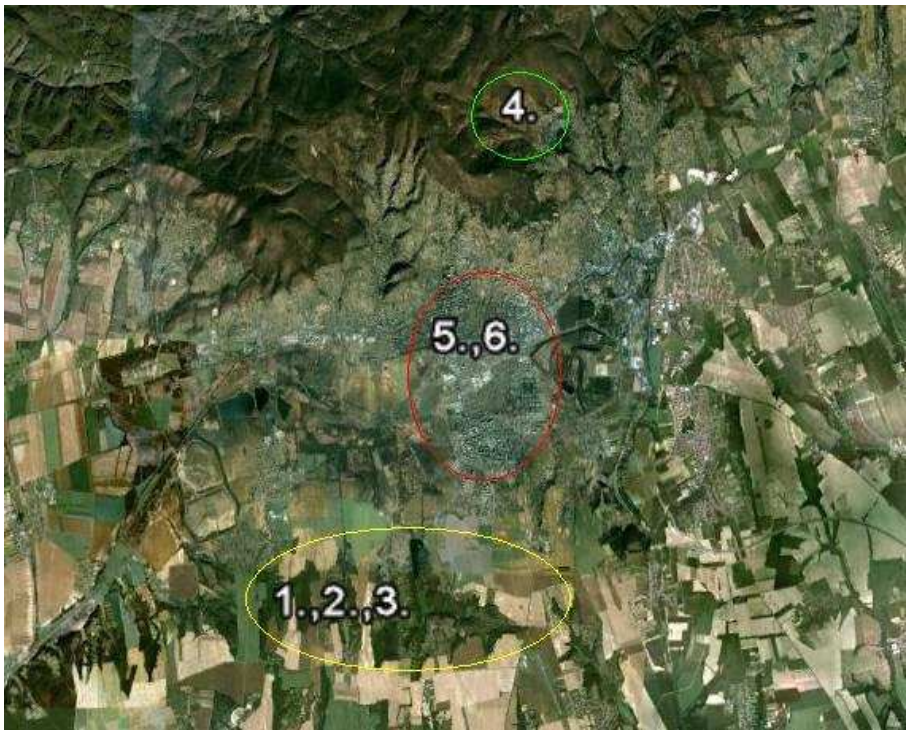
5.1. A fekete rigó, városaink egyik leggyakoribb madara, évente két-három fészekalja is van. Vajon műfészkek alkalmazásával kimutatható-e a predációs nyomás növekedése a költési idő előrehaladtával?

5.2. A fészkek elhelyezkedése befolyásolja-e a fészkek túlélési esélyét első, illetve másodköltés idején?

6. Annak érdekében, hogy kiderítsük vajon a műfészkekkel kapott eredményeink mennyire tükrözik a valódi fészkek sikerességét, egy összehasonlító vizsgálat elvégezését is terveztük, mely során városi környezetben kívántuk nyomon követni a fekete rigók fészkeinek és a velük párhuzamosan kihelyezett műfészkek túlélési esélyeit.

3. Vizsgált területek

Az összes vizsgálatot Pécsett, illetve környékén (Baranya megye) végeztük (1. ábra). A talajfészkek vizsgálatakor fontos szempont volt, hogy elég nagy területet válasszunk a szegélyhatás és sűrűségfüggés elkerülése (minimalizálása) végett, így a különböző tojástípusok tesztelését (célkitűzések 1., 2., 3. pontja) Pécstől délre eső nagyobb mezőgazdasági területeken, elsősorban búza (*Triticum aestivum*) - , és energiafű, azaz magas tarackbúza (*Elymus elongatus* [Host] Runemark subsp. *Ponticus* [Podp.] Melderis cv. Szarvasi-I) parcellákon végeztük (2. ábra). Ez utóbbi kultúrát Baranya megyében 2003-ban kezdték el termeszteni mintegy 993 hektáron és megújítható energiaforrásként kívánták hasznosítani (Pál & Csete 2008).



1. ábra: A vizsgált területek Pécsett, illetve környékén
(a számok a célkitűzéseknek megfelelően jelölik a vizsgálatok helyszíneit),
(Forrás: Google Maps: http://maps.google.com).

Az első vizsgálatot 2005-ben (célkitűzések 1.) Gyód mellett (Pécstől 15km délre), egy erdőhöz közeli 60 hektáros, mezőgazdasági területekkel határolt energiafű -, és egy 20 hektáros búza parcellán végeztük (2., 3. ábra). A következő vizsgálat (célkitűzések 2.) helyszínéül 2006-ban egy másik, az energiafű parcellától délkeletre lévő 16 hektáros búza parcellát választottunk (2. ábra). A harmadik vizsgálat (célkitűzések 3.) során 2010-ben nem egy összefüggő területen, hanem nyolc búzaföldön belül kijelölt tíz legalább 10 hektáros parcellában dolgoztunk, a Pécstől délre fekvő kisebb települések határaiban (2. ábra).

2. ábra: A különböző tojástípusokat tesztelő vizsgálat helyszínéül választott parcellák elhelyezkedése egymáshoz képest (a számok a célkitűzéseknek megfelelően jelölik a vizsgálatok helyszíneit), (Forrás: Google Maps: http://maps.google.com).

A talajon fészkelő madárfajok közül főleg a fácán (*Phasianus colchicus*) és a fürj (*Coturnix coturnix*) jellemző a területekre. Potenciális predátoraik közül a róka (*Vulpes vulpes*) és a barna rétihéja (*Circus aeruginosus*), valamint a vaddisznó (*Sus scrofa*), nyuszt (*Martes martes*) és a menyét (*Mustela nivalis*) jelenlétére figyeltünk fel.

A zavarás elkerülése végett a parcellákon a traktorok nyomaiban közlekedtünk, így elkerülve az élőhely rombolását, a növényzet letaposását.

3. ábra: Az első vizsgálat helyszíne: balra búza-, jobbra energiafű parcella (Fotó: Purger Jenő).

Az emberi zavarás költési sikerre gyakorolt hatását (célkitűzések 4.) Pécstől északra, a Mecseken lévő Karolina külfejtő északi rekultivált területén és az ettől nyugatra eső irtás és erdőszegélyben vizsgáltuk (1., 4. ábra). A terület a Misina (535 m) keleti lejtője mellett fekszik nagyjából 48 hektáron. A közeli kőszénbányában 1968-ban indult meg a kitermelés, amit 1996-ban beszüntettek. Ekkor kezdődött meg a terület beerdősítése is hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), csertölgy (*Quercus cerris*), molyhos tölgy (*Quercus pubescens*), kocsánytalan tölgy (*Quercus petrea*), kocsányos tölgy (*Quercus robur*), szelídgesztenye (*Castanea sativa*), húsos som (*Cornus mas*) és ezüstfa (*Eleagnus angustifolia*) fajokkal. A rekultivált területet fás vegetáció borítja, az eredeti növénytakaró mecseki cseres tölgyes (*Potentillo micranthae – Quercetum daleschampii*, Horváth A. O. 1981), amely északról, keletről és nyugatról határolja a területet (Purger et al. 2004a, 2004b). A kísérlethez kiválasztott erdőszegélyek gazdag cserjeszinttel rendelkeznek és bolygatás jeleit mutatták, amit több esetben a közelükben húzódó gazdasági utak is jeleztek. A lombkoronát kocsányos-, illetve kocsánytalan tölgy (*Quercus robur*, *Q. petrea*) alkotja, esetenként ezüst hárssal (*Tilia tomentosa*), virágos-, illetve magas kőrissel (*Fraxinus ornus*, *F. excelsior*), vagy gyertyánnal (*Carpinus betulus*) elegyesen. A lombkorona alatti cserjeszintben a gyakori akác (*Robinia*

pseudoacacia) és gyepürózsa (*Rosa canina*) mellett megjelentek a felnövekvő tölgyek, illetve egybibés galagonya (*Crateagus monogina*), madárcseresznye (*Cerasus avium*), vadkörte (*Pyrus pyraster*) és szeder (*Rubus caesius*) bokrok is.

Korábbi megfigyelések alapján, földön fészkelő madárfajok közül a fácán, a lappantyú (*Caprimulgus europaeus*) és a citromsármány (*Emberiza citrinella*) költ a területen (Purger et al. 2004b), de a terület bejárása során bokrokra fészkelő rigóféléket (*Turdidae*) és gébicseket (*Laniidae*) is megfigyeltünk. A területen előforduló potenciális fészekaljpredátorok közül egerészölyv (*Buteo buteo*), nagy fakopáncs (*Dendrocopos major*), fekete harkály (*Dryocopus martius*), szajkó (*Garrulus glandarius*), holló (*Corvus corax*), vaddisznó, borz (*Meles meles*), vörösróka jelenlétére vagy nyomaira figyeltünk fel. Korábbi vizsgálatok alkalmával nyestet (*Martes foina*) és nyusztot is leírtak a területen (Purger et al. 2004a, 2004b).

4. ábra: A zavarásos vizsgálat helyszínéül választott egyik erdőszegély (Fotó: Kurucz Kornélia).

A városi környezetben végzett vizsgálataink (célkitűzések 5., 6.) helyszínéül Magyarország Dél-Dunántúli régiójának legnagyobb városát, Pécset választottuk (1. ábra). A város 162,61 km^2 területen fekszik és teljes népessége mintegy 157680 fő. Pécs városrészeit öt nagy csoportra osztják: (1) Belső városrészek, (2) Mecsekoldal városrészei, (3) Nyugati kereskedelmi övezet, (4) Meszes és Uránváros részei, (5) Pécs dél városrészei és a csatolt falvak (Wikipedia 2010).

A mesterséges bozótfészkek túlélését (célkitűzések 5.) a Pécsi Tudományegyetem Botanikus Kertjében vizsgáltuk. A Botanikus Kert az Egyetem Ifjúság úti campus épületei között (5. ábra), a Mecsek déli lejtőjén, 171 m tengerszint feletti magasságon fekszik. A mintegy 4,5 hektáron elterülő kert 1989 óta természetvédelmi terület, több oldalról 3 m magas, borostyánnal (*Hedera helix*) gazdagon befutott kőfal határolja.

5. ábra: A Pécsi Tudományegyetem Ifjúság úti campusa és Botanikus Kertje (Forrás: Google Maps: http://maps.google.com).

A Botanikus Kert növénygyűjteménye lombhullató és örökzöld fákból, cserjékből, valamint évelő lágyszárúakból áll, melyek között mediterrán, ázsiai, „kontinentális-félsivatagi” kőkert (amerikai télálló kaktuszok és pálmaliliomok), és vízi-, mocsári növények egyaránt megtalálhatóak (6. ábra) (Salamon-Albert & Pál 2007). A 2006-2007 során végzett megfigyelések alapján 43 madár faj fordul elő a Botanikus Kertben, melyek közül 18 faj költ is a területen (Inhoff 2009). Az egyik leggyakoribb a fekete rigó volt, ami nem meglepő, hiszen a területen található növényzet nagy része alkalmas a fekete rigók fészkeléséhez, valamint a fák, cserjék termései bőséges táplálékot nyújtanak még késő ősszel is azoknak az egyedeknek, amelyek télen is itt maradnak. A kertben gyakran látható dolmányos varjú (*Corvus c. cornix*), szajkó, valamint a többször felbukkanó mókusok (*Sciurus vulgaris*) és házi macskák (*Felis catus*) is szóba jöhetnek a fekete rigó fészkek predátoraiként.

6. ábra: A Botanikus Kert, részletek (Fotó: Purger Jenő).

A fekete rigó fészkek és műfészkek (párhuzamos) összehasonlító vizsgálatát (célkitűzések 6.) nem egy kijelölt területen, hanem Pécs különböző pontjain végeztük. Pécs belső városrészei közül a Belváros, Ispitaalja, Havihegy területeken, déli városrészei közül a Kertváros, Megyer, Balokány területeken, valamint Uránvárosban vizsgálódtunk (7. ábra). A fekete rigók fészkelésére alkalmas területeket, elsősorban parkokat, tereket, illetve a lakótelepek és házak közti zöld övezeteket jártuk be (8. ábra).

7. ábra: A városi környezetben (Pécsett) végzett vizsgálatok helyszínei (Forrás: Google Maps: http://maps.google.com).

8. ábra: Potenciális fekete rigó fészkelő helyek, parkok, zöld övezetek Pécsett, részletek (Fotó: Kurucz Kornélia).

4. Alkalmazott módszerek

4.1. A vizsgálatok során használt eszközök

Műfészkek készítése

A talajfészkek kialakításakor nem használtunk fészekanyagot, csak amennyiben szükséges volt egy kis mélyedést készítettünk a talajba (Marini et al. 1995, Fenske-Crawford & Niemi 1997), ebbe helyeztük a tojásokat.

A mesterséges bozótfészkekhez kislyukú dróthálót (csirkehálót) használtunk, melyet 15×15 cm-es négyzetekre vágtunk és csésze alakúra hajtogattunk (Yahner & Voytko 1989). A növényzetre drótok segítségével rögzítettük és a helyszínen talált növényi részekkel béleltük (Wilson & Brittingham 1998, Bayne & Hobson 1999, Melampy et al. 1999).

Műfészkekben használt tojások

A fészekaljpredációs vizsgálatok során a műfészkekben igazi és műtojásokat egyaránt használtunk. Igazi tojásként tyúktojás (cca. 52 × 39 mm) és fürjtojás (cca. 33 × 26 mm) szolgált. Méretükben ezek a tojások közelítik meg legjobban a vizsgált területeken költő madárfajok tojásait, így a tyúktojással a fácán (cca. 42 × 34 mm), míg fürjtojással a fürj, rigófélék (pl.: fekete rigó tojása: cca. 30-32 × 22 mm), lappantyú (cca. 28-33 × 20-24 mm), tövisszúró gébics (cca. 18-27 × 14-20 mm) fészekaljait utánoztuk. Mindkét tojástípus kereskedelemben kapható, így könnyen hozzáférhető. Mindig friss tojásokat használtunk, mivel a nem friss, esetleg romlott tojásoknak szaga lehet, ami jobban felkeltheti a predátorok figyelmét, ezáltal befolyásolhatja a vizsgálat eredményeit (Davis 1959, Major 1991). Ennek ellenére a kísérlet előtt legalább egy hétig levegőztettük őket (Purger et al. 2004a, Purger & Mészáros 2006).

Műtojásként natúr gyurmát (Gyártó: KOH-I-NOOR, Cseh Köztársaság) használtunk, ami könnyen formázható, így a vizsgálati célnak megfelelő méretűre alakítható. A gyurmatojásokat megközelítőleg fürjtojás méretűre formáztuk, majd tálcára téve a kísérletet megelőzően több hétig (2-4) levegőztettük.

A mésszel bevont (fehér) gyurmatojásokat úgy készítettük, hogy a natúr gyurmatojást mésztartalmú festékoldatba mártogattuk, majd rácsra helyezve száradni hagytuk. Száradás után ezeket a tojásokat egy hónapig szellőztettük. Azért választottunk mésztartalmú festéket, hogy azzal az igazi tojások meszes héját és annak szagát utánozzuk.

A folyékony gumival bevont tojások alapjául is natúr gyurmát használtunk. A bevonásra szánt gyurmatojásokat fogpiszkálókra tűztük és folyékony gumiba (PlastiDip®) (Gyártó: PlastiDip® Deutschland GmbH, Németország) mártottuk. Ezután hungarocellre tűzve száradni hagytuk. Amikor megszáradtak, a fogpiszkálókat eltávolítottuk, és a helyükön maradt lyukakat egy ecset segítségével, szintén PlastiDip®-pel bekentük, majd további két hétig levegőztettük őket. Száradás után a műtojások megőrizték rugalmasságukat, így továbbra is lehetővé tették a predátorok nyomainak azonosítását. Azért vontuk be a gyurmatojásokat vékony gumiréteggel, hogy elfedjük azok természetellenes szagát.

A tojás színe korábbi tanulmányokban nem befolyásolta a predációs rátát (Götmark 1992b, Weidinger 2001), míg a tojás mérete fontosnak bizonyult (Major & Kendal 1996). Ezért alkalmaztunk az igazi tojásokkal azonos méretű műtojásokat mi is.

Élve fogó kisemlős csapdák

A kisemlős csapdázásokhoz műanyagból készült teljesen új dobozcsapdákat használtunk, melyek 180 mm hosszúak, 75 mm szélesek és 95 mm magasak voltak. A bejárat üveglapból készült, az azzal szemközti oldal pedig drót rácsból, így a szellőzése lezáródás után is biztosított volt (9. ábra). Csaliként egyaránt használtunk fürjtojást, natúr- és mésszel bevont gyurmatojásokat, melyeket a korábban leírt eljárással készítettünk. Azokat a csapdákat, melyek reggelre kisemlőst fogtak, elszállítottuk a helyszínről és alapos mosás, majd szárítás után délután ugyanoda visszahelyeztük, majd a többi csapdával együtt éjszakára aktivizáltuk.

9. ábra: Élve fogó kisemlős dobozcsapda (Fotó: Purger Jenő).

A fészkek, csapdák jelölése

A műfészkek, illetve csapdák helyét a transzekteken belül színes (sárga, piros) szalaggal (0,5 cm széles, 20-25 cm hosszú) jelöltük, amely a fészektől, illetve csapdától mindig azonos irányba, azonos távolságra került a növényzetre erősítve (Esler & Grand 1993, Maxson & Riggs 1996, Butler & Rotella 1998). Az utolsó ellenőrzések alkalmával ezeket a jelző szalagokat, a fészekkosarakat, csapdákat, valamint a megmaradt tojásokat összeszedtük.

Predátorok azonosítása

A vizsgálatok során, egy műfészket akkor tekintettünk predáltnak, ha a fészekben lévő tojások bármelyike eltűnt, vagy bármilyen módon károsodott (csípés, rágás, gázolás) (Bayne et al. 1997, Báldi 1999, Purger et al. 2004a,b, Trnka et al. 2008). Amennyiben csak az egyik tojás sérült meg, a másikat a fészekben hagytuk, de a későbbi predációs eseményeket ugyanabban a fészekaljban már nem vettük figyelembe az elemzések során, csak a legelsőt. A fészkekben maradt gyurmatojásokon található nyomok alapján a predátorok faj szintű azonosítása a legtöbb esetben nem kivitelezhető. A predátorokat így csupán a gyakorlatban is elterjedt csoportokba sorolhatjuk, mint például: kisemlősök (testtömeg ≤ 1 kg), nagyemlősök (testtömeg > 1 kg), kis madarak

(testhossz ≤ 20 cm) és nagy madarak (testhossz > 20 cm) (Batáry et al. 2004, Ludwig 2010). A predátor csoportokat a fenti kategóriákba a fog- és csőrnyomok mérete, jellege alapján választottuk szét. Ezek között mérethatárt nem határoztunk meg, mivel a vizsgálati területeken előforduló kisemlősök, elsősorban rágcsálók mind kisebbek 1 kg-nál, valamint metszőfogaikkal egyértelmű nyomokat hagynak a gyurmában. Hasonlóan, a nagyemlősök, például róka testtömege nagyobb 1 kg-nál, metsző- és szemfogai által hagyott nyomok alapján egyértelműen azonosítható. A kis madarak csőre hegyes lyukat hagy a gyurmán, míg a nagyobb madarak, például szajkó vagy harkály, melyek testhossza nagyobb 20 cm-nél, csőrnyoma tompább, vaskosabb, lekerekített.

4.2. A kísérletek során modellezett és vizsgált fajok

A fajválasztás indokai

A talajon költő madárfajok közül főleg a fürj és a fácán jellemző a területekre, ahol a különböző tojástípusok tesztelését végeztük. Magyarországon elsősorban gabonaföldek gyakori fészkelő fajai. Ezt alátámasztják a vizsgált területek feltérképezése során talált fészek és tojáshéj maradványok, valamint, hogy a fészkek ellenőrzése során számos alkalommal hallottuk a hangjukat. Mindkét faj tojásai helyettesíthetőek kereskedelemben kapható tojásokkal – fürj-, illetve tyúktojással – így a műfészkekkel végzett fészekaljpredációs vizsgálatokhoz különösen előnyösek.

A városlakó madárfajok közül azért épp a fekete rigót választottuk vizsgálataink alanyául, mert jó alkalmazkodó-képességének köszönhetően az egyik leggyakoribb fészkelője a kerteknek, parkoknak, tereknek. Költési ideje kora tavasztól egészen nyár végéig is eltolódhat, ezért ebben az időszakban ideális alanya lehet a madarak költésével foglalkozó tanulmányoknak. Gyakorisága, illetve az emberi jelenlét iránti toleranciája miatt nem okoz különösebb nehézséget a fészekaljak megfigyelése, valamint a tipikus költő területeiken műfészkek kialakítása. Viselkedéséről, költési szokásairól nagy mennyiségű irodalmi adat áll rendelkezésünkre (pl.: Snow 1958, Török 1981, Ludvig et al. 1995, Wysocki & Walasz 2004, Partecke et al. 2006, Forbes 2010), melyek lehetővé teszik, illetve megkönnyítik a körültekintő költésbiológiai vizsgálatok folytatását.

Fürj (*Coturnix coturnix*, Linnaeus, 1758)

A faj jellemzői – A fürj, vagy népies nevén pitypalatty a Tyúkalakúak (*Galliformes*) rendjén belül a Fácánfélék (*Phasianidae*) családjába tartozik. Európa és Ázsia nagy részén előfordult. Az európai populációjuk jelentős csökkenésen ment keresztül a ’70-es évek kezdetétől főleg Közép- és Kelet-Európában. Ez a csökkenés az utóbbi 20 évben alább hagyott, a teljes európai állományuk mégis csökkenő tendenciát mutat (Birdlife International 2004).

Testhossza mindössze 16-18 cm, szárnyfesztávolsága 32-35 cm, a hímek testtömege 75-125 g, tojóké 80-135 g (MME-MK 2011a). A tollazat alapszíne világosbarna, fekete mintázattal. A fejen, háton és test oldalán fehér csíkok vannak. A hímek torka fekete, vagy rozsdabarna, a tojóké pedig sárgásfehér. A fiatal példányok begye pettyezett. Csőre sárgásszürke, lába rózsaszín. Farka nagyon rövid, alig látszik (10. ábra). Sokkal gyakrabban hallható, mint látható. A fürjkakas „pitypalatty” hangzású énekét főleg a tojók elcsábítására használja, kevésbé a territórium fenntartására (Heinzel et al. 1995).

Hazánkban elterjedten fészkel, gabonaföldeken gyakran előfordul. Meleg, nem túl száraz réteket, természetes gyepeket kedveli, amely jó búvóhelyet biztosít számára (Sauer 1995). Költöző madár, hozzánk rendszerint április végén, május elején érkezik, szeptember végén, október elején elvonul délre (Faragó 2009a, MME-MK 2011a). A telet Dél-Európában, illetve Észak-Afrikában tölti, de enyhe télen egy-egy példány áttelelhet. Kis szárnyai ellenére gyorsan és kitartóan tud repülni, a hazai állomány nagy része a Szaharán is átrepül (Faragó 2009a). Költési időben rendszerint magányosak és territoriálisak, de előfordul, hogy a családtagok ősszel együtt maradnak és akár 40 fős csapatokban is vonulnak (Svensson & Grant 2002).

Fészkét, mely fűszálakkal kibélelt talajmélyedés, nem túl zárt vegetációba építi. A 7-14 (világos alapon barna foltos) tojásból álló fészekalját első alkalommal áprilisban, míg másodszorra a nyár közepén rakja. A tojó csak akkor kezd kotlani, amikor az utolsó tojást is lerakta. Később a csibéket is egyedül vezetgeti. A kotlás közti szünetekben gondosan betakarja a fészket. A csibék 16-20 nap után egyszerre kelnek ki, ezután még körülbelül egy napig maradnak a fészekben. Tíz napos korukban már repkednek, két hetesen pedig már teljesen önállóak. A fürj mindenevő: gyom- és termesztett növények magvait, gerincteleneket egyaránt fogyaszt. Sok rovart elpusztít, ezért nagy a mezőgazdasági haszna (Sauer 1995, Svensson & Grant 2002).

A faj természetvédelmi státusza – A fürj hazánkban rendszeresen fészkelő, de sebezhető, védett faj. Pénzben kifejezett eszmei értéke 50.000 Ft (13/2001. (V. 9.) KÖM rendelet). A Természetvédelmi Világszövetség vörös listáján a nem veszélyeztetett (Least Concern) fajok között szerepel.

10. ábra: Fürj (*Coturnix coturnix*)

Fácán (*Phasianus colchicus*, Linnaeus, 1758)

A faj jellemzői - A fácán a Tyúkalakúak (*Galliformes*) rendjén belül a Fácánfélék (*Phasianidae*) családjába tartozik. Eredeti hazája Ázsia, Európába a középkorban telepítették be. Ma az egész kontinensen elterjedt. Később, mint az egyik legfontosabb vadászható fajt sokfelé meghonosították szerte a Földön (Faragó 2009b).

Nagyobb testű (testhossza 53-89 cm, szárnyfesztávolsága 70-90 cm, testtömege 750-1700 g), kisebb csapatokban élő faj (MME-MK 2011b). A kakasok jellegzetessége a feltűnően hosszú, színes farok. Feje és nyaka rendszerint fémes zöldes, kékes fekete, a szem körül piros folttal. Teste vöröses, barnás színű, fekete és fehér foltokkal. A fácántyúkok, valamint fiatal csibék színezete szerényebb a kakasokénál, tollazatuk fakóbb, jellegtelenebb, többnyire barna alapon sötétebben foltozott (11. ábra) (Heinzel et al. 1995, Sauer 1995).

Az éjjelt általában fákon tölti, ahol nagyobb biztonságban van, mint a talajon. Tavasszal gyakran lehet hallani éles rikoltását, veszély esetén mindkét ivar hangosan kodácsol. Erdős völgyekben, bozótosokban, nádasokban egyaránt előfordul. Poligám faj, az ivararány akkor megfelelő, ha egy hímre legalább 4-7 tojó jut (háremtartó).

A szaporodási időn kívüli periódust csapatokban tölti, de magányosan fészkelő, territoriális faj. Április közepére a kakasok elfoglalják territóriumukat (általában 2-3 hektár), amit a többi kakassal szemben védenek és évről-évre újra használnak. A fiatal kakasok általában egy megüresedett területet foglalnak el, vagy megküzdenek azért. Mindig a tyúkok keresik fel a dürgő kakast, ők választanak párt maguknak. Évente egyszer költ májusban. Fészkét talajra készíti (fűvel bélelt kapart mélyedés), elsősorban erdőben és mezőgazdasági területeken. Fészekalja 8-12 tojásból áll, melyen 22-28 napig kotlik a tyúk. A kotlásban és a fiókanevelésben a kakas nem vesz részt. A fészekhagyó csibék kikelés után rögtön követik anyjukat. 12 naposan kezdenek repülni és három hetesen már anyjukkal együtt gallyaznak fel a fák ágaira (Sauer 1995).

Hazánkban az egyetlen betelepített madárfaj, mely országosan elterjedt, kedvelt szárnyasvad (Heinzel et al. 1995). Magyarországi állománya a második legmagasabb Európában. Betelepítése óta rendszeresen fészkelő, állandó madár, legfeljebb a fiatalok kóborolnak, aminek oka az élőhely alacsony eltartóképessége, a magas állománysűrűség, a zavarás, a predátorok nagyobb száma lehet (Faragó 2009b).

Növényi részekkel, főleg gyommagvakkal, bogyókkal, valamint férgekkel és ízeltlábúakkal táplálkozik (Heinzel et al. 1995, Sauer 1995).

A faj természetvédelmi státusza **-** A fácán hazánkban biztos állományú, nem védett faj. A Természetvédelmi Világszövetség vörös listáján a nem veszélyeztetett (Least Concern) fajok között szerepel.

11. ábra: Fácán (*Phasianus colchicus*) kakas és tyúk.

Fekete rigó (*Turdus merula*, Linnaeus, 1758)

A faj jellemzői **-** A fekete rigó az Énekesmadár alkatúak (*Passeriformes*) rendjén belül a Rigófélék (*Turdidae*) igen fajgazdag családjába tartozik. Az egyik leggyakoribb európai madár. Egész Európában, Ázsiában és Afrikában őshonos. Európából Ausztráliába az 1860-as években telepítették be, ahol gyorsan elterjedt (Forshaw 2005, Csörgő & Gyurácz 2009).

Testhossza 24-25 cm, szárnyfesztávolsága 34-38 cm, testtömege 80-125 g (Heinzel et al. 1995, MME-MK 2011c). Szembetűnő ivari dimorfizmust mutat. A felnőtt (ivarérett) hím tollazata egyöntetű fekete, csőre és szemgyűrűje élénk narancssárga (Haraszthy 1990, Faivre et al. 2001) (12. ábra). A tojó sötétbarna, némi szürkés árnyalattal, csőre gyakran élénk színű (13. ábra). A fiatalok a tojóhoz hasonlítanak, az első vedlésig pettyezettek (Schmidt 2001).

12. ábra: Fekete rigó (*Turdus merula*) hím (Fotó: Kurucz Kornélia).

13. ábra: Fekete rigó tojó (Fotó: Kurucz Kornélia).

Hazánkban sík-, domb- és hegyvidéken egyaránt gyakori faj. Korábban szinte kizárólag sűrű erdőkben, erdőszéleken volt megtalálható, az utóbbi évtizedekben azonban beköltözött a nagyobb városokba is (Haraszthy 1984). Jó alkalmazkodó képességének köszönhetően például Budapesten az állománysűrűség jóval nagyobb, mint az erdőkben (Schmidt 2001). Magyarországon rendszeresen fészkelő, állandó faj, de az állomány egy része (elsősorban az erdőkben fészkelők) elvonul (Hadarics 2008). Gyűrűzési adatok alapján a telet a Földközi-tenger nagy szigetein és Olaszországban töltik (Csörgő & Gyurácz 2009).

Monogám, magányosan fészkelő, territoriális faj (Ebenman & Karlsson 1984). A hímek februárban foglalják el a költőhelyet és annak határát erőteljes, messze hangzó énekkel védelmezik (Haraszthy 1984). Éneke lágy, fuvolázó, riasztás esetén hangosan csetteg. Csak nappal énekel, de nagyobb városokban a megvilágítás hatására éjszaka is lehet hallani a hangját (Sauer 1995). A párok egy része már a tél végén kialakul (Schmidt 2001). A városi parkokban március végén, az erdőkben április elején kezdi a költést. A szárazabb nyárközépi periódus kivételével folyamatosan kétszer, háromszor is költ évente (Ludvig et al. 1995). Az utolsó költés akár augusztus elejére is eltolódhat (Haraszthy 1984). A tojó egyedül építi a fészket, viszonylag alacsonyan (2-6 m). Bokrokba, ágvillába, tüskés cserjékre épített, sárral tapasztott fészkének belsejét száraz

levelekkel, fűvel béleli (Schmidt 2001). A városi élőhelyeken gyakran fészkel házfalak repedéseiben vagy ereszcsatornák hajlatában is (Haraszthy 1984) (14. ábra). A fészek építése két-három napot vesz igénybe. Az urbanizált területeken fészkelő madarak megőrzik régi fészkelési szokásaikat, a fészkük formája, magassága, építésének módja nem változik. A fészekanyag hiánya viszont arra kényszeríti őket, hogy eddig számukra ismeretlen anyagokat, például papírt, textilfonalat, fémhuzalokat, üveggyapotot, műanyag szálat, zacskókat használjanak fel (Mödlinger & Kapocsy 1980, saját megfigyelések).

14. ábra: Fekete rigó fészkek szinantrop környezetben (Fotó: Kurucz Kornélia).

A fészekalj 4-5, zöldes alapon rozsdás foltokkal sűrűn borított tojásból áll (Schmidt 2001). Többnyire csak a tojó kotlik, a hím csak nagyon ritkán váltja. A fiókák 12-14 nap alatt kelnek ki (15. ábra). Fél fészekhagyók, vagyis a teljes önállósodás, a tökéletes röpképesség elérése előtt elhagyják a fészket – a kikelést követően 13-14 nap múlva –, a bokrok alatt bujkálnak, és szüleik ezután körülbelül 15-24 napig még etetik őket (Ebenmann & Karlsson 1984, Sauer 1995). Ennek a viselkedésnek nagy előnye, hogy lerövidül az az időszak, amikor a fészket megtaláló predátor a teljes fészekaljat el tudja pusztítani. Az ilyen viselkedésű fajok fészkeinek mérete is csak akkora, és

konstrukciója is olyan, hogy a maximum 70%-os fejlettségi állapotú (méretű) fiókák befogadására alkalmasak, ezért az ezt a méretet és életkort elérő fiataloknak el is kell hagyniuk a fészket, mivel abban egyszerűen nem férnek el (MME 2011).

15. ábra: Fekete rigó fészekalj tojásokkal, kikelt fiókákkal
(Fotó: Bertalan Lívia, Kurucz Kornélia).

A fekete rigó táplálékspektruma rendkívül széles. A költési és fiókanevelési időszakban, vagyis tavasztól őszig elsősorban ízeltlábúakat, főleg hernyókat, lepkéket, lószúnyogokat, bogarakat és gilisztákat fogyasztanak, növényi táplálékot csak kis százalékban. A nyár második felében, valamint ősszel egyre több gyümölcsöt is eszik, a rovartáplálék mellett megnő a magvak és bogyós termések fogyasztása (Mauersberger 1978, Haraszthy 1984, Schmidt 2001).

A faj természetvédelmi státusza - A fekete rigó hazánkban biztos állományú, védett faj. Pénzben kifejezett eszmei értéke 10.000 Ft (13/2001. (V. 9.) KÖM rendelet). A Természetvédelmi Világszövetség vörös listáján a nem veszélyeztetett (Least Concern) fajok között szerepel.

4.3. Különböző tojástípusok tesztelése

4.3.1. Fürj-, tyúk- és gyurmatojások használata

A fészekaljpredációs vizsgálat módszerei

2005. május 30-án a búza parcellában 25 és az energiafű parcellában is 25 mesterséges talajfészket alakítottunk ki. A növényzet magasságát egy mérőszalaggal minden fészek mellett lemértük. Az energiafű (105,96 cm ± 15,72, átlag ± S.D.) szignifikánsan magasabb volt ($t = 8,57$, $df = 48$, $p < 0.0001$), mint a búza (76,96 cm ± 6,23, átlag ± S.D.). A műfészkek egy vonal transzekt mentén, egymástól 20 méterre helyezkedtek el (Bayne et al. 1997, Bayne & Hobson 1999). A két transzekt (búza - energiafű) 300 méterre volt egymástól. Minden fészekbe egy tyúk-, és egy fürjtojást, valamint egy fürjtojás nagyságú gyurmatojást helyeztünk (16. ábra). Azért kerültek a fészkekbe eltérő nagyságú tojások, hogy mind a fácán, mind a fürj tojásméretét utánozzuk. A fészkeket a kihelyezést követő első, második, harmadik és negyedik napon ellenőriztük, minden alkalommal délután 16 és 18 óra között.

16. ábra: Mesterséges talajfészek tyúk-, fürj- és gyurmatojással (Fotó: Purger Jenő).

A kisemlős csapdázás módszerei

A fészekaljpredációs kísérletekkel azonos időben élve fogó kisemlős csapdákat helyeztünk ki a területen. A csapdák száma és elrendezése megegyezett a műfészkekével, vagyis 25 csapda a búzába, 25 pedig a magas tarackbúzába került. Ezek a transzektek azonban a fészkektől mintegy 50 méterrel távolabb voltak. A csapdák négy éjszakán át (május 30. - június 3.) fürjtojás csalival, majd további négy éjszakán át (június 3. - 7.) gyurmatojás csalival üzemeltek. A csapdákat a fészkek ellenőrzésével közel azonos időben, minden délután 16 és 18 óra között állítottuk élesre, reggel 6 és 7 óra között ellenőriztük, majd nappalra lezártuk.

4.3.2. Fürj-, gyurma- és mésszel bevont gyurmatojások használata

A fészekaljpredációs vizsgálat módszerei

A búzában 2006. június 11-én 78 mesterséges talajfészket alakítottunk ki három transzekt mentén, melyek egymástól legalább 40 m-re lettek kijelölve. Az egymástól 20 m távolságra lévő fészkekbe váltakozó sorrendben két fürjtojást (F+F), egy fürj- és egy natúr gyurmatojást (F+N), valamint egy fürj- és egy mésszel bevont (fehér) gyurmatojást (F+Feh) helyeztünk. A fészkeket a kihelyezést követően hét napon keresztül ellenőriztük (június 12. - 18.), minden nap 16 és 18 óra között, így az emberi jelenlétből adódó zavarás mértéke a lehető legminimálisabbra volt csökkenthető.

A kisemlős csapdázás módszerei

Az előző kísérlethez hasonlóan, a fészekaljpredációs kísérlettel azonos időben végeztük a kisemlős csapdázást, a műfészkek számával és elrendezésével megegyező módon, de a parcella másik részén. Vagyis 26 fürj-, 26 gyurma- és 26 mésszel bevont (fehér) gyurmatojás szolgált csaliként. Minden csapda 7 éjszakán át (június 12. - 18.) üzemelt. A csapdák kezelését (aktiválása, ellenőrzése) ugyanolyan módon végeztük, mint az előző évi (2005) kisemlős csapdázás során.

4.3.3. Fürj-, gyurma- és gumival bevont gyurmatojások használata

2010. június 20-án kezdtük a kísérletet, melyhez fürj-, gyurma- és folyékony gumival (PlastiDip®) bevont gyurmatojásokat használtunk. Az előzőleg kijelölt 10 kísérleti búza parcellában összesen 150 mesterséges talajfészket alakítottunk ki. Minden parcellába 15 fészek került, egymástól 20 m távolságra, három transzekt mentén (1. melléklet). Minden műfészekbe két tojás került, fürj+fürj (F+F), fürj+natúr gyurma (F+N), fürj+folyékony gumival bevont gyurma (F+B) kombinációkban. Minden kombinációból 5-5 került egy parcellába. A parcellán belüli elrendezést mind a tíz esetben véletlenszám-generátorral randomizáltuk. Mivel a vizsgált területre jellemző talajon költő madárfajok, mint a fürj és a fácán átlagos inkubációs ideje 14-16 nap, ezért a műfészkeket a kihelyezést követően két héten keresztül, négy naponta ellenőriztük.

4.4. A mindennapos fészekellenőrzés költéssikerre gyakorolt hatásának vizsgálata

A fészekaljpredációs vizsgálat módszerei

A kísérlethez két különböző típusú műfészket: talajfészkeket és bozótfészkeket is használtunk. 2010. május 10-én, összesen 100 mesterséges fészket helyeztünk el tíz transzekt (1-10) mentén, az erdőszegély szélétől 1-5 méteres távolságban (17. ábra). Minden transzektbe öt bozót- és öt talajfészek került váltakozó sorrendben, egymástól mintegy 10 méterre. Az egyes transzektek között legalább 100 méteres távolságot tartottunk. Minden műfészkekbe (a talajfészkekbe és a bozótfészkekbe egyaránt) két tojást helyeztünk, egy fürjtojást és egy hasonló méretű gyurmatojást (18. ábra), ami megfelel a vizsgált élőhelyhez köthető énekesmadarak (pl.: rigófélék, gébicsek) tojásméretének. Ezután a transzektek felét (1, 3, 5, 7, 9) hét napon keresztül minden nap zavartuk, vagyis az itt lévő fészkeket minden nap ugyanabban a napszakban (16 és 20 óra között) ellenőriztük, a tojásokat kézbe vettük, ezzel két-három percet eltöltve minden egyes fészeknél. A transzektek másik felét (2, 4, 6, 8, 10) csak a hetedik napon (17. ábra) ellenőriztük, így azok a fészkek, amelyek ezekben a transzektekben helyezkedtek el, végig háborítatlanok maradtak a kísérlet alatt. A kísérletet egy hónappal később, június 15-én megismételtük. Ez alkalommal azonban felcseréltük a

talaj-, és bozótfészkek helyét, valamint a zavart-nem zavart transzekteket is. Vagyis ahol előzőleg talajfészek volt, oda most bozótfészket építettünk, illetve ahol bozótfészek volt, azt eltávolítottuk és talajfészket alakítottunk ki helyette. Azokat a transzekteket, amelyeket előzőleg minden nap végigjártunk (1, 3, 5, 7, 9), most csak a hetedik napon ellenőriztük, illetve azokat, amelyeket nem zavartuk (2, 4, 6, 8, 10), most mind a hét napon ellenőriztük (17. ábra).

17. ábra: A vizsgálati transzektek (1-10)
(Forrás: Google Maps: http://maps.google.com).

18. ábra: Mesterséges talaj- és bozótfészek fürj- és gyurmatojással
(Fotó: Kurucz Kornélia).

Fészkek láthatóságának becslése

A műfészkek kihelyezésekor megbecsültük azok láthatóságát is. A helyszínen minden fészket lefényképeztünk, majd a képek segítségével megbecsültük a bozótfészkek esetében a fészkek körüli növényzet sűrűségét 1 m^3-es térben, a talajfészkek esetében pedig a növényzet borítását 1 m^2-es területen. A fészkeket egy hármas skálán értékeltük borítás alapján:

1: borítás ≤ ⅓

2: ⅓ < borítás < ⅔

3: ⅔ ≤ borítás

4.5. Mesterséges bozótfészkek túlélésének vizsgálata városi környezetben

A Botanikus Kertben élő madárfajokról 2006-2007 során gyűjtöttünk adatokat. Az egyik leggyakrabban előforduló faj a fekete rigó volt, így a későbbiekben ezen faj egyedszám változását követtük nyomon a hónapok során. Feltűnt, hogy egyedszámuk májusban jelentősen megnőtt, majd a költési idő előrehaladtával fokozatosan csökkent. Megfigyeléseink alapján az első költés fészekaljai április második felében mind teljesek voltak, ezért a mesterséges fészkekkel végzett kísérletünket 2008. április 21-én, majd a második költés idejének megfelelően június 9-én kezdtük el. A kísérletet egy évvel később (2009) ugyanabban az időben megismételtük. A kerti munkák során keletkezett növényi aprítékot ez év tavaszán a kertet körülzáró fal mellé halmozták fel (19. ábra). A kertet körülzáró, borostyánnal (*Hedera helix*) benőtt falra 28 mesterséges fészket helyeztünk 183,4 ± 50,01 cm magasságba (átlag ± SD). A kert különböző részein, lombhullató és örökzöld cserjékre, további 28 fészek került 123,4 ± 51,79 cm magasságba (átlag ± SD) (20. ábra). A fal mentén elhelyezett fészkek szignifikánsan magasabban voltak, mint a bokorfészkek ($t = 4,17$, $df = 48$, $p < 0.001$). Az eredmények értékelésénél azonban csak 25-25 fészket vettünk figyelembe. Ennek oka az volt, hogy mindkét évben voltak olyan esetek, amikor a mesterséges fészkek közvetlen közelébe épített fészket a feketerigó. Sőt az is előfordult, hogy a kihelyezett drótháló rakta fészkét (19. ábra). A kísérletből ezeket a fészkeket kizártuk, hogy ne háborgassuk feleslegesen a költő madarakat. Az eredmények értékelése során visszamenőleg sem

vettük figyelembe őket. Minden fészekbe egy fürj- és egy gyurmatojás került, melyek sorsát két hétig, azaz a feketerigók kotlási idejével (Cramp 1998, Haraszthy 1998) megegyező ideig követtük nyomon. Az ellenőrzéseket, a kihelyezést követő első, második, negyedik, hetedik és tizennegyedik napokon végeztük, mindig azonos útvonalon haladva, további beavatkozások nélkül 16 és 17 óra között.

19. ábra: A kertet övező borostyánnal benőtt fal a növényi aprítékkal, valamint dróthálóra épített fekete rigó fészek (Fotó: Purger Jenő).

20. ábra: Mesterséges bozótfészkek kihelyezése a kertet körülzáró falon végigfutó borostyánra, illetve bokorra (Fotó: Purger Jenő).

4.6. Igazi és műfészkek összehasonlító vizsgálata

Pécsett 2009. és 2010. március végétől július közepéig a potenciális fekete rigó fészkelő területeken (parkok, terek, házak közti zöld területek) keresztülgyalogolva, szisztematikusan minden bozótot átnézve kerestünk fekete rigó fészkeket, melyeket méretük, a fészek anyaga (növényi anyagok), vagy a tojások alapján azonosítottuk (Cresswell 1997). A fészket attól tekintettük aktívnak, amikor legalább egy tojás volt benne, vagy a tojó a fészken ült. A magasabban elhelyezkedő fészkek tartalmát nem tudtuk szabad szemmel megnézni. Ezek megfigyelését egy teleszkópos bot végére erősített tükör segítségével végeztük (Parker 1972).

A megtalált aktív valódi fészkektől mintegy 15-20 m távolságra mesterséges bozótfészkeket helyeztünk ki, hasonló helyre és magasságba, mint az igazi fészkek. Minden fészekbe egy fürj- és egy hasonló méretű gyurmatojást helyeztünk.

A már meglévő fészkeket heti gyakorisággal ellenőriztük a költés végéig, vagy amíg azok sorsát el nem tudtuk dönteni (Nguyen et al. 2003, Cresswell 1997), valamint minden ellenőrzés alkalmával újabb fészkeket is kerestünk a területeken, egészen addig, amíg már nem találtunk többet. A valódi fészkeket akkor tekintettük sikeresnek, ha azokból legalább egy fióka kirepült. A tojások, esetleg fiókák hiányából predációra következtettünk, aminek megpróbáltuk megtalálni az okát. A fészekaljat akkor tekintettük elhagyottnak, ha ép, de hideg tojásokat, vagy elpusztult fiókákat találtunk (Ludvig et al. 1995, Van Heezik et al. 2008) és ha egymást követő két ellenőrzés alkalmával sem láttunk felnőtt egyedet a fészeknél (Nguyen et al. 2003). A műfészkek ellenőrzése a szomszédos valódi fészkekkel megegyező napokon történt. Az ellenőrzések megkönnyítésére minden fészek esetében feljegyeztük a pontos helyet (2. melléklet), a növényzet típusát (örökzöld vagy lombhullató), és az igazi fészkek esetében a tojó jelenlétét, a fészekben talált tojások, illetve fiókák számát is.

A két év során összesen 90 alkalommal végeztünk fészekkeresést, illetve ellenőrzést. Ez idő alatt összesen 112 fekete rigó fészket sikerült megtalálnunk, de ezek közül mindössze 59 fészek (53%) megfigyelési adatait lehetett értékelni (továbbiakban aktív fészkek).

4.7. Statisztikai módszerek

Az alábbi vizsgálatok során kétmintás t-tesztet használtunk:

- A mesterséges talajfészkekkel végzett kísérletek során (célkitűzések 1.) a búza és energiafű magasságának összehasonlítására.
- A zavarás fészekaljpredációra gyakorolt hatásának vizsgálatakor (célkitűzések 4.) a bozót fészkek magasságának összehasonlítására.
- A Botanikus Kertben (célkitűzések 5.) a fal mentén elhelyezett bozótfészkek, illetve a különböző bokrokra helyezett műfészkek magasságának összehasonlítására.
- Valamint a Pécsett végzett vizsgálat során (célkitűzések 6.) a fekete rigók által lerakott tojások, a kikelt fiókák és a fészkeket sikeresen elhagyó fiókák átlagos számát külön-külön kétmintás t-teszttel hasonlítottuk össze.

A próba feltételei, hogy a minták függetlenek legyenek, a vizsgált változó normális eloszlású legyen és a két változó szórása megegyezzen. A függetlenséget a mintavétel során kell biztosítani, a normalitás tesztelhető a Kolmogorov-Szmirnov próbával, míg a szórások egyezését F-próbával vizsgálhatjuk (Zar 1999).

A különböző tojásokat (tyúk-, fürj-, gyurma-, mésszel bevont gyurma-, gumival bevont gyurmatojás) tartalmazó mesterséges talajfészkek, valamint a fekete rigó fészkek és a velük párhuzamosan kihelyezett mesterséges bozótfészkek napi túlélési rátáját is Mayfield-féle (1975) módszerrel számoltuk ki.

A különböző gyurmatojás típusokon megőrzött lenyomatok alapján a predátor típusok (célkitűzések 1., 2., 3., 4., 5., 6.), valamint a különböző csalival fogott kisemlősök eloszlását (célkitűzések 1., 2.) χ^2-teszttel vizsgáltuk, továbbá a zavarás fészekaljpredációra gyakorolt hatásának vizsgálatakor (célkitűzések 4.) a növényzet borításának összehasonlítására is χ^2-tesztet használtunk, amit kontingencia táblázat segítségével végeztünk. Az ilyen kétdimenziós gyakorisági táblázatok segítségével választ kaphatunk arra a kérdésre, hogy a táblázatot meghatározó változók (esetünkben a tojás típusa vagy élőhely, illetve a predátor típusa) között van-e kapcsolat? Minden esetben, amikor a szabadsági fokok száma egy volt (df = 1), Yates korrekciót alkalmaztunk. Ezzel a teszttel azt vizsgáltuk, hogy a mért eloszlás illeszkedik-e a kiszámított, várt eloszláshoz? A χ^2 statisztika értékét össze kell vetni az elméleti (táblázat beli) eloszlás megfelelő értékével, adott szabadsági fok (df), illetve hibahatár (p) mellett. Amennyiben a statisztika értéke ez alatt van, akkor nincs okunk elvetni a

null-hipotézist, amennyiben fölötte van, elvetjük (Zar 1999). Minden alkalmazott statisztikánál $p < 0.05$ volt a szignifikancia határ, de a dolgozatban a teljes p értékeket feltüntettük.

Az első vizsgálat során a műfészkek túlélési értékeinek, valamint a különböző tojás csalikkal működő csapdák fogási sikereinek összehasonlítására külön-külön χ^2-tesztet alkalmaztunk. A talajfészkekbe, illetve az elevenfogó kisemlős csapdákba helyezett gyurmatojások Mayfield-féle túlélési rátáinak összehasonlítását Johnson (1979) által kidolgozott teszttel végeztük.

A második vizsgálat során a fészkek napi túlélési valószínűségét vizsgáltuk különböző tojás típus kombinációk (F+F, F+N, F+Feh) esetén, melyhez általánosított lineáris kevert modellt (GLMM) használtunk binomiális hiba eloszlással. Ez egy erőteljes analitikus eljárás, ami egy vagy néhány folyamatos vagy kategorikus független változó egy binomiális eloszlású függő változóra gyakorolt hatását képes kimutatni. Kevesebb statisztikai feltételezésen alapul, mint az alternatív módszerek, és robusztusabb eredményeket ad, valamint szenzitívebb is, azaz könnyebben detektálja a hatásokat (Lewis 2004, Bombi et al. 2009). Azért szükséges kevert modellt használni, mert az adatsor hierarchikusan egymásba ágyazott, azaz a fészkek transzektekbe (csoportokba) vannak ágyazva. Ebből következően az egy csoporton belüli fészkek egymástól nem függetlenek, s ennek figyelembevétele az elemzés során nem hagyható figyelmen kívül. Ennek megfelelően a transzektnek random faktornak kell lennie. A modellben logit link-et és a fészeknapokat, mint tényezőt, nevezőt használtunk. A tojás kombinációk közti különbségek további vizsgálatát Tukey-féle post hoc teszttel végeztük. A számításokhoz R 2.11.1 szoftver (R Development Core Team 2010) „nlme” (version 3.1, Pinheiro et al. 2009) és „multcomp” (version 1.2, Hothorn et al. 2008) csomagot használtunk.

Az összes csapdázott kisemlős számának (továbbiakban csapda siker) elemzésére szintén GLMM-et használtunk negatív binomiális hiba eloszlással. A fix változó a tojás típus (F, N, Feh), a random változó a transzekt volt. A számításokhoz „MASS” csomagot használtunk „glmmPQL”-lal (version 7.3.9, Venables & Ripley 2002). Mivel a kevert modellben marginális különbség adódott a tojás típusok között, így azok további vizsgálatát ez esetben is Tukey-féle post hoc teszttel végeztük.

A gumival bevont gyurmatojások tesztelésekor (célkitűzések 3.) szintén az általánosított lineáris kevert modellt használtunk binomiális hiba eloszlással. A függő változó a predáció és a fészeknap volt együttesen (azaz a Mayfield-féle fészekaljtúlélési ráta), a fix változó a tojás kombinációk (F+F, F+N, F+B). Mivel összesen 8 búzatáblán belül jelöltük ki a 10 kísérleti parcellát, illetve alakítottuk ki a 15 fészekből álló elrendezéseket – két esetben nem csak 1, hanem 2 parcella volt ugyanazon a búzatáblán belül, de azok két távoli végében –, ezért szükséges volt két random változót is alkalmaztunk: a field-et (búzatábla) és a site-ot (a 15 fészekből álló hálózat). Mindhárom lehetséges fészek-kombináció összehasonlítását (F+F↔F+N, F+F↔F+B, F+N↔F+B) Tukey-féle post hoc teszttel végeztük (R 2.11.1 szoftver, R Development Core Team 2010). A modellből kiderül az is, hogy a különböző kombinációjú fészekaljak hogyan különböznek egymástól a predáció időbeli észlelése alapján.

A zavarás fészekaljpredációra gyakorolt hatásának elemzésére (célkitűzések 4.) is GLMM-et használtunk binomiális hiba eloszlással. A modellben a random változó volt a transzekt és a fészekpozíció (nest number) is. Ez utóbbira azért volt szükség, mert a talaj-, illetve bozótfészkek helyét a két ismétlés során felcseréltük. A függő változó a predációs esemény megléte vagy hiánya volt. Emellett három fix magyarázó változó is volt: a hónap (május vagy június), a zavarás (zavart vagy nem zavart), illetve a fészek típusa (talaj vagy bozót). A felállított null modellben a predáció függését teszteltük a magyarázó változóktól, valamint az ezek közötti interakcióktól, azaz két vagy több magyarázó változó együttes hatásától is. Ebben az esetben a null modell (vagy más néven kiindulási modell) egy teljes modell volt, mert a változók mellett az összes lehetséges interakciót (minden lehetséges kettes és az egyetlen lehetséges hármas interakciót) is tartalmazta. Ezek után a kiindulási modellből további modelleket hoztunk létre, egyesével kivéve belőle az interakciókat. Az így keletkezett modellekre végeztünk modell szelekeciót AIC (Akaike's information criterion) értékek alapján. Végül azt a modellt használtuk, amelyiknek a legkisebb volt az AIC értéke. Az elemzéseket R 2.11.1 szoftver (R Development Core Team 2010) programcsomaggal végeztük, „lme4" csomag (version 0.999375, Bates & Maechler 2010) használatával. Annak megállapítására, hogy a fészekaljpredáció mértéke mely tényezőkkel áll kapcsolatban, korreláció analízist végeztünk a mindennapos zavarásnak kitett műfészkek napi túlélési rátái, valamint a napi átlaghőmérséklet, csapadék mennyiség és napsugárzás mértéke között.

A Botanikus Kertben végzett vizsgálat során (célkitűzések 5.) χ^2-tesztet használtunk a két vizsgálati évben (2008-2009), valamint a két vizsgálati időszakban (április-június) történt predációs események elemezésére, valamint a fal mentén és bokrokra helyezett műfészkek túlélésének összehasonlítására mindkét évben. Ezen kívül a műfészkekben lévő fürj- és gyurmatojások predációja közti különbséget is χ^2-teszttel vizsgáltuk (Zar 1999).

A Pécsett végzett mű-, illetve igazi fekete rigó fészkek összehasonlító vizsgálatakor (célkitűzések 6.) χ^2-tesztet alkalmaztunk annak összevetésére, hogy a fekete rigó fészekaljak sorsa hogy alakult a két vizsgálati év (2009-2010) során (Zar 1999). A két fészektípus (igazi- és műfészkek) Mayfield-féle túlélési rátáinak összehasonlítását a Johnson (1979) által kidolgozott teszttel végeztük.

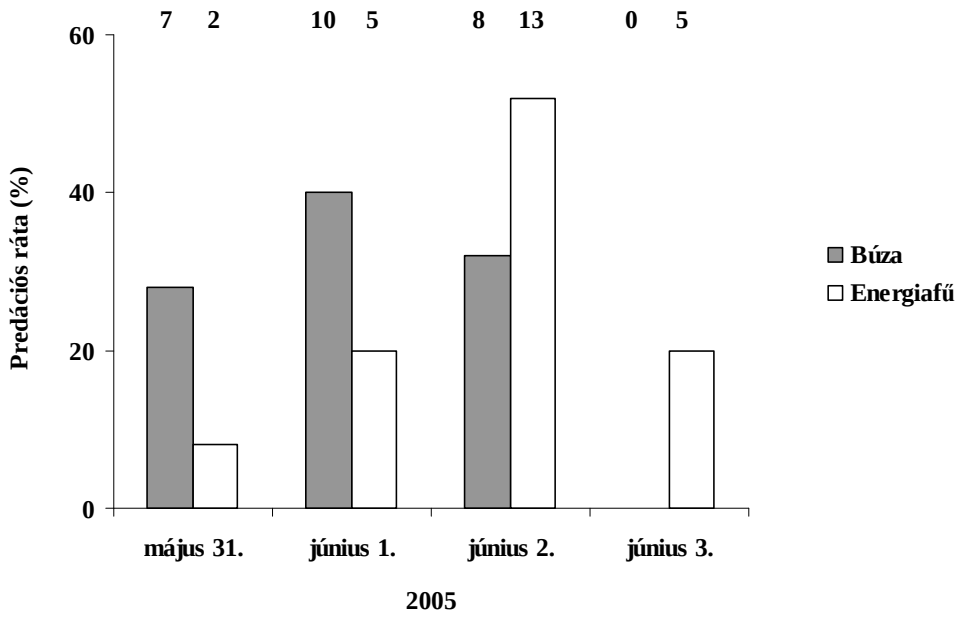
5. Eredmények

5.1. Különböző tojástípusok tesztelése

5.1.1. Fürj-, tyúk- és gyurmatojások használatával kapott eredmények

A fészekaljpredációs vizsgálat eredményei

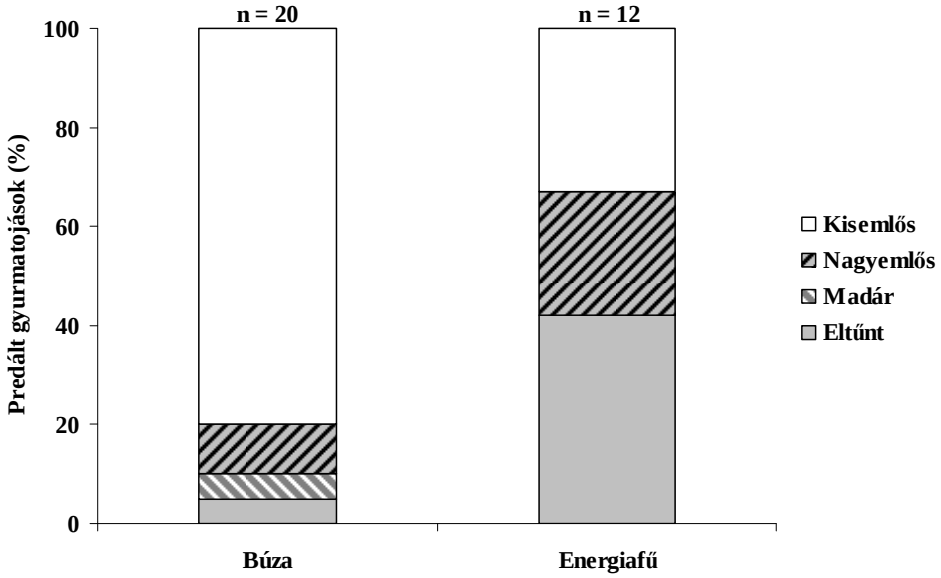
A predátorok négy nap alatt mindkét élőhelyen az összes fészket kifosztották (1. grafikon). A búzában a fészkek kihelyezését követően már az első és a második napon is két-két fészket fedeztek fel madár predátorok (n = 4, 16%), amire az igazi tojások eltűnése, feltörése, valamint a gyurmatojásokon maradt csőrnyomok utalnak. A búzában lévő maradék 21 fészekaljat (84%), valamint az energiafűben lévő összes fészket (n = 25, 100%) emlősök, elsősorban róka fosztotta ki, amit a helyszínen talált számos ürülék és a gyurmatojásokon talált foglenyomatok is alátámasztottak (21. ábra). A két élőhely (búza-energiafű) predátor típusai között nem volt szignifikáns eltérés (Yates-korrigált χ^2 = 2,45, df = 1, p = 0,118).



1. grafikon: A műfészkek predációs rátái a búza-, és energiafű parcellákban. Az oszlopok fölötti számok a predált fészkek számát jelölik.

21. ábra: Kisemlős rágásnyomok és róka foglenyomata gyurmán
(Fotó: Kurucz Kornélia).

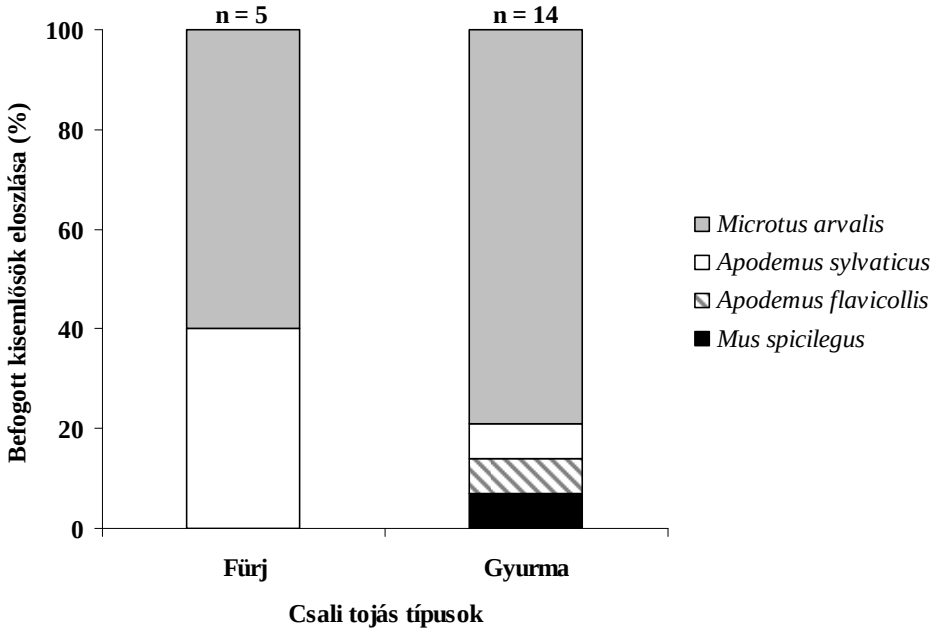
Összehasonlítva a búza és az energiafű parcellát, a műfészkekben szignifikánsan eltért (Yates-korrigált χ^2 = 4,25, df = 1, p = 0,039) a sértetlenül maradt (20% vs. 52%), illetve sérült vagy eltűnt (80% vs. 48%) gyurmatojások aránya. A gyurmatojásokon lévő nyomok alapján a búzában (80%) nagyobb kisemlős abundanciát figyeltünk meg, mint az energiafűben (33%) (2. grafikon), ahol csapdákkal egyetlen példányt sem sikerült befogni.



2. grafikon: A predált gyurmatojások aránya a két vizsgálati parcellán.

A kisemlős csapdázás eredményei

A búzában lévő kisemlős csapdák szignifikánsan több kisemlőst fogtak gyurmatojás csalival (n = 14), mint fürjtojással (n = 5) (Yates-korrigált $\chi^2 = 4{,}26$, df = 1, p = 0,039). A fürjtojás csak három mezei pockot (*Microtus arvalis*) és két közönséges erdeiegeret (*Apodemus sylvaticus*) vonzott a csapdákba, és az összes tojás érintetlen maradt, míg gyurmatojással 11 mezei pockot, egy közönséges erdeiegeret, valamint egy sárganyakú erdei egeret (*Apodemus flavicollis*) és egy güzü egeret (*Mus spicilegus*) sikerült csapdába ejteni. A fürj-, illetve gyurmatojással fogott kisemlős fajok eloszlása nem mutatott eltérést ($\chi^2 = 3{,}41$, df = 3, p = 0,333) (3. grafikon).



3. grafikon: A fürj-, illetve gyurmatojás csalikkal fogott kisemlősök egymáshoz viszonyított aránya búzában.

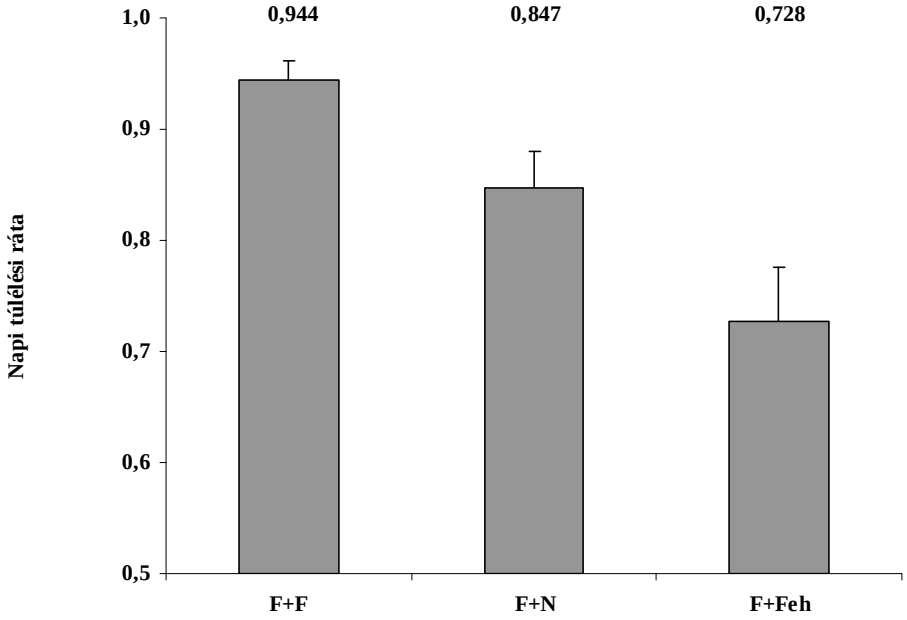
A magas tarackbúzában sem fürjtojással, sem gyurmatojással nem fogtak kisemlősöket a csapdák.

Nem volt szignifikáns különbség (z = 0,96, p = 0,339) a talajfészkekbe helyezett (83%, 95% konfidencia intervallum: 77-90) és a csapdákban lévő (88%, konfidencia intervallum: 82-94) gyurmatojások napi túlélési rátáiban.

5.1.2. Fürj-, gyurma- és mésszel bevont gyurmatojások használatával kapott eredmények

A fészekaljpredációs vizsgálat eredményei

Egy hét alatt a kihelyezett mesterséges talajfészkek 65%-át fedezték fel, illetve fosztották ki a predátorok. Azok közül a fészkek közül, melyekbe két fürjtojást helyeztünk (F+F), a 7. nap végére 9 predálódott (35%). Azok közül, melyekben a fürjtojás mellett natúr gyurmatojás volt (F+N), 19 sérült meg (73%), míg a fehérre festett gyurmatojásokat is tartalmazó fészekaljak (F+Feh) közül 23-at fedeztek fel (89%) és fosztottak ki a predátorok.



4. grafikon: A különböző tojás kombinációkat tartalmazó fészkek napi túlélési rátája hibahatárokkal (+1 SE).

A három különböző tojáskombinációt (F+F, F+N, F+Feh) tartalmazó fészkek predációs rátáit, illetve Mayfield-féle napi túlélési rátáit páronként összehasonlítottuk. A két fürjtojást (F+F), illetve fürj- és natúr gyurmatojást (F+N), valamint a fürj- és natúr gyurmatojást (F+N), illetve fürj- és fehér gyurmatojást (F+Feh) tartalmazó fészkek

túlélése között nem volt szignifikáns különbség. Ezzel szemben jelentős eltérés mutatkozott a fürjtojásokat (F+F) és a fürj- valamint a mésszel bevont (fehér) gyurmatojásokat (F+Feh) tartalmazó fészkek predáltsága között (4. grafikon, 1. táblázat).

1. táblázat: A post hoc Tukey-teszt eredménye a különböző tojástípusokat tartalmazó mesterséges talajfészkek napi túlélési rátáit összehasonlító GLMM alapján.

Összehasonlítás	Becslés	Becslési hiba	z-érték	p
F+N - F+F	0,96	0,42	2,27	0,059
F+Feh - F+F	1,49	0,42	3,59	< 0,001
F+Feh - F+N	0,53	0,34	1,56	0,261

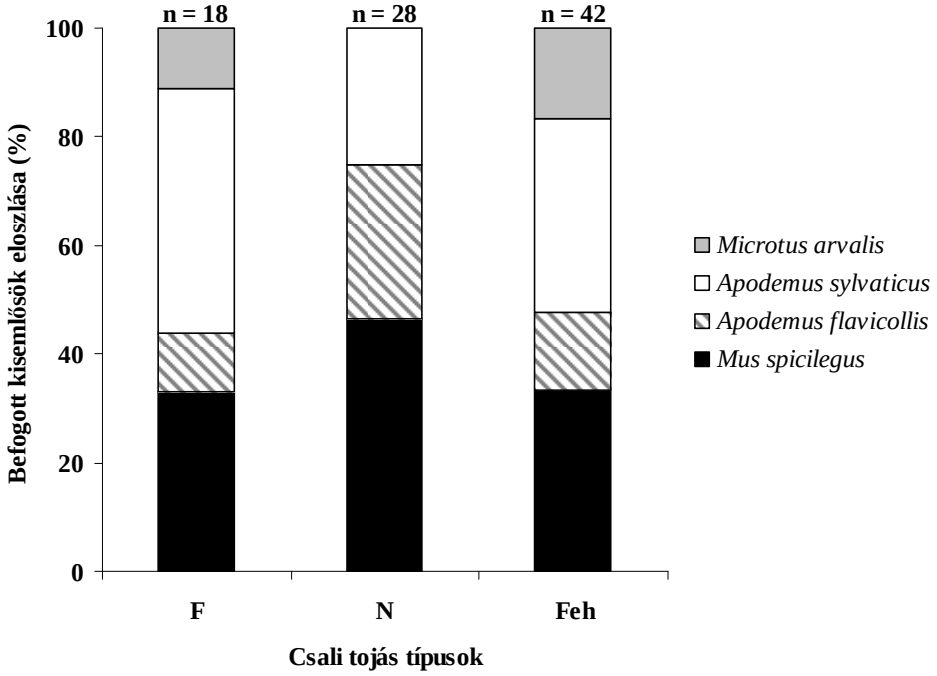
A kétféle gyurmatojás típuson (natúr, fehér) megőrzött foglenyomatok alapján megállapítható, hogy a fészkeket elsősorban kisemlősök fedezték fel (22. ábra), a nagyobb testű emlősök csak kis arányban károsították a fészekaljakat. Ennek ellenére a kis, illetve nagy emlősök aránya a natúr gyurmatojásokon (9 vs. 6) és a fehér gyurmatojásokon (17 vs. 9) megőrzött foglenyomatok alapján hasonló volt (Yates-korrigált $\chi^2 = 0{,}0001$, df = 1, p = 0,993).

22. ábra: Kisemlős rágásnyomok mésszel bevont gyurmatojáson (Fotó: Purger Jenő).

A kisemlős csapdázás eredményei

A csapdák fürjtojás (F) csalival 18, natúr gyurmatojással (N) 28, míg fehér gyurmatojással (Feh) 42 kisemlőst fogtak meg (5. grafikon). A csapdák fogási sikerének alakulása összhangban volt a fészekaljpredációs vizsgálat eredményével (4. grafikon), szignifikáns különbség mégsem adódott (2. táblázat).

A csapdák négy kisemlős faj (güzüegér, sárganyakú erdeiegér, közönséges erdeiegér, mezei pocok) egyedeit fogták meg (5. grafikon, 23. ábra) és a fogási arányok hasonlóak voltak (χ^2 = 9,24, df = 6, p = 0,161).



5. grafikon: A fürj-, gyurma-, illetve mésszel bevont fehér gyurmatojás csalikkal fogott kisemlősök egymáshoz viszonyított aránya.

2. táblázat: A post hoc Tukey-teszt eredménye a különböző tojás csalikat tartalmazó kisemlős csapdák fogási sikereit összehasonlító GLMM alapján.

Összehasonlítás	Becslés	Becslési hiba	z-érték	p
N - F	0,44	0,38	1,16	0,475
Feh - F	0,85	0,37	2,32	0,054
Feh - N	0,41	0,34	1,19	0,461

23. ábra: Sárganyakú erdei egér (*Apodemus flavicollis*) és mezei pocok (*Microtus arvalis*) a csapdákban fürj- és gyurmatojás csalikkal (Fotó: Purger Jenő).

5.1.3. Fürj-, gyurma- és gumival bevont gyurmatojások használatával kapott eredmények

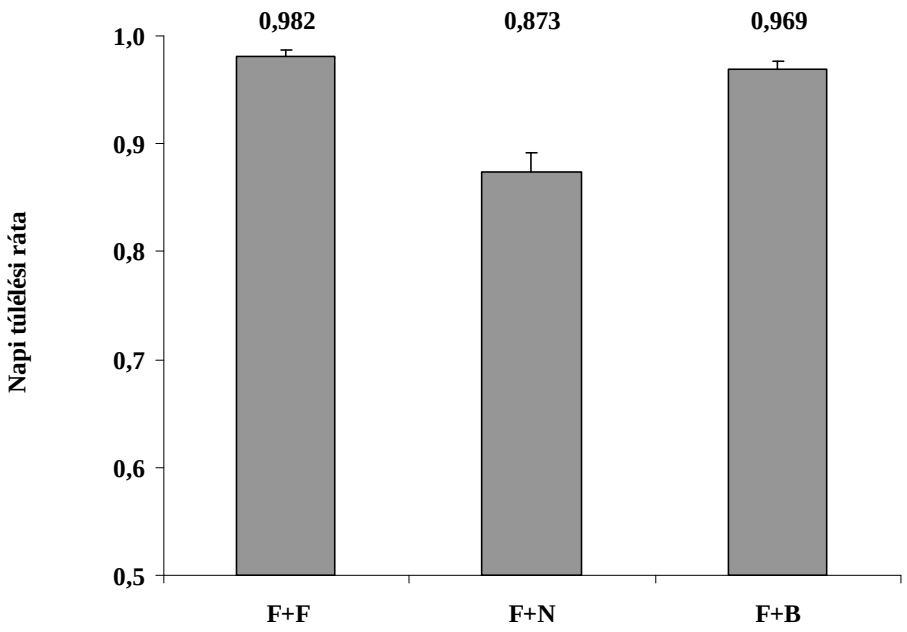
A 150 kihelyezett műfészek közül összesen 68 (45%) predálódott, a két fürjtojást tartalmazó fészkek közül 11, a fürj- és bevont gyurmatojás kombinációból 17, a fürj- és natúr gyurmatojás kombinációból pedig 40.

A három különböző tojáskombinációt (F+F, F+N, F+B) tartalmazó fészkek predációs rátáit, illetve Mayfield-féle napi túlélési rátáit (ennél a vizsgálatnál is) páronként összehasonlítottuk.

A két fürjtojást (F+F), illetve a fürj- és bevont gyurmatojásokat (F+B) tartalmazó fészkek esetében nem kaptunk szignifikáns különbséget. Viszont a fürj- és gyurmatojásokat (F+N) tartalmazó fészkeket szignifikánsan gyakrabban fedezték fel és fosztották ki a predátorok, mint a fürjtojásokat (F+F) vagy fürj- és bevont gyurmatojást (F+B) tartalmazó fészkeket (3. táblázat, 6. grafikon).

3. táblázat: A post hoc Tukey-teszt eredménye a különböző tojástípusokat tartalmazó mesterséges talajfészkek napi túlélési rátáit összehasonlító GLMM alapján.

Összehasonlítás	Becslés	Becslési hiba	z-érték	p
F+F - F+B	-0,60	0,40	-1,49	0,289
F+N - F+B	1,59	0,31	5,07	< 0,001
F+N - F+F	2,19	0,36	6,12	< 0,001



6. grafikon: A különböző tojás kombinációkat tartalmazó fészkek napi túlélési rátája hibahatárokkal (+1 SE).

A kihelyezett fürjtojások közül 14 (7%) eltűnt, 20 (10%) feltörve volt a fészkekben, négyen (2%) pedig madarak csőrnyomait (lyukak a tojáshéjon) találtuk (24. ábra). A többi sértetlenül a fészkekben maradt. A predált gyurmatojások (n = 39) 3%-a eltűnt, a fészkekben maradt gyurmák túlnyomó részén (87%) kisemlősök rágásnyomait, kisebb arányban nagyemlősök (5%) nyomait és madarak (5%) csőrnyomait azonosítottuk. A bevont gyurmatojások fő predátorai is a kisemlősök voltak (93%) (24. ábra), 7%-ot azonban elszállítottak a predátorok a fészkekből.

24. ábra: Madár csőrnyom fürjtojáson, valamint kisemlős rágásnyom gumiréteggel bevont gyurmatojáson (Fotó: Kurucz Kornélia).

5.2. A mindennapos fészekellenőrzés költéssikerre gyakorolt hatása

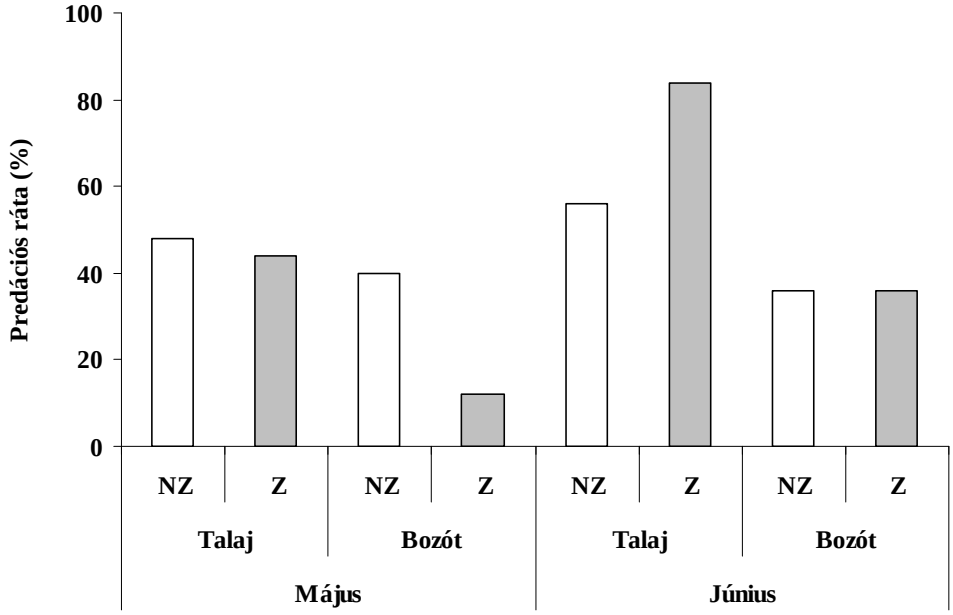
A bozótfészkek magasságában (t = 0,48, df = 96,3, p = 0,634), valamint a fészkek láthatóságában sem (χ^2 = 0,19, df = 2, p = 0,909) volt különbség a zavart, illetve nem zavart transzektek között.

A fészekaljpredáció nem függött a hónaptól, illetve a zavarástól sem, viszont azok együttes hatásától és a fészektípustól (talaj-, bozótfészek) igen (4. táblázat).

4. táblázat: Az általánosított lineáris kevert modell eredménye.

Változók	Becslés	Becslési hiba	z-érték	p
Hónap	0,09	0,42	0,21	0,834
Zavarás	-0,77	0,44	-1,73	0,084
Fészektípus	1,21	0,31	3,91	< 0,001
Hónap-Zavarás	1,39	0,62	2,25	< 0,05

Ez a hónap-zavarás szignifikáns interakció azt jelenti, hogy a két hónapban (május, június) a zavarás ellentétesen befolyásolta a fészekaljpredáció mértékét. Míg zavarás hatására májusban csökkent (talajfészkek: zavart 44%, nem zavart 48%; bozótfészekek: zavart 12%, nem zavart 40%), addig júniusban növekedett vagy azonos volt (talajfészkek: zavart 84%, nem zavart 56%; bozótfészekek: zavart 36%, nem zavart 36%) a predáció mértéke (7. grafikon).



7. grafikon: Predációs ráták változása talaj-, és bozótfészkek esetében májusban, illetve júniusban (NZ: nem zavart fészkek; Z: zavart - minden nap ellenőrzött - fészkek).

Májusban több csapadék esett, hosszabb ideig, valamint összességében kevesebbet sütött a nap júniushoz képest (5. táblázat). A fészekaljak napi túlélési rátája csak az össz napsugárzás mennyiségével mutatott szignifikáns korrelációt ($r = -0,61$, $p = 0,020$), az átlag hőmérséklettel ($r = -0,39$, $p = 0,157$) és az össz csapadék mennyiségével ($r = 0,27$, $p = 0,352$) nem. A negatív szignifikáns korreláció annyit jelent, hogy a napsugárzás növekedésével (naposabb időben) csökkent a fészekaljak túlélési valószínűsége. Ez egyúttal a predációs nyomás növekedését jelenti, ami tükrözi a predátorok aktivitását.

5. táblázat: Meteorológiai adatok (Forrás: Pécsi Tudományegyetem Meteorológiai Állomás).

	Május	Június
Átlaghőmérséklet (°C)	16,6	20,8
Csapadék (mm)	250,6	164,5
Esős napok száma	23	10
Globál sugárzás (W/m^2)	8362314	9692556

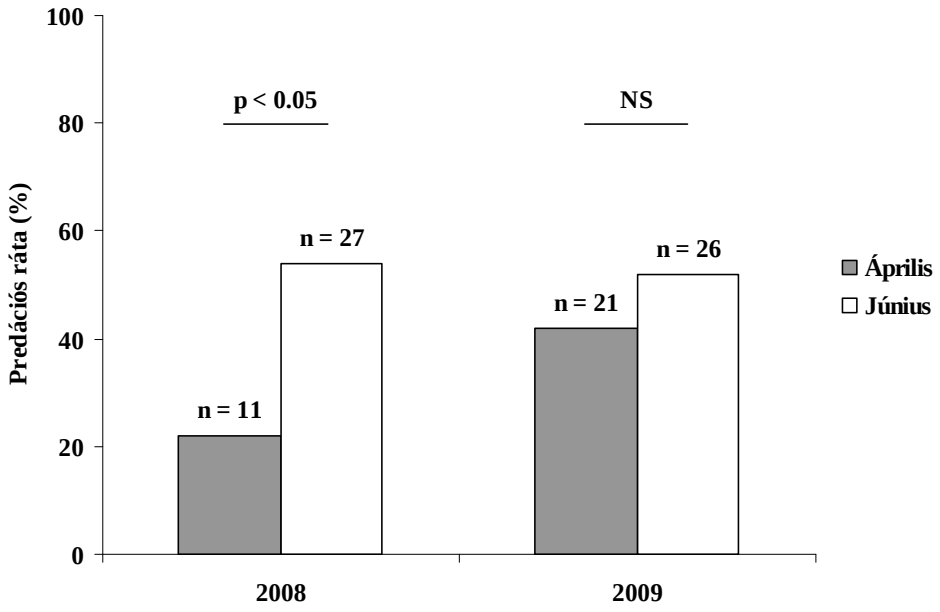
A fészkek túlélése típusuktól (talaj-, bozótfészek) is függött. Több talajfészek (58%) predálódott, mint bozótfészek (31%), és a két fészektípus predátorai is eltértek (χ^2 = 9,49, df = 3, p = 0,023). Azok eloszlása azonban nem változott zavarás hatására, sem a talajfészkek (χ^2 = 1,51, df = 2, p = 0,775), sem a bozótfészkek (χ^2 = 0,42, df = 2, p = 0,811) esetében.

A kísérlet során kihelyezett 200 műfészekből 88 (44%) predálódott, ezek közül mindössze 49 esetben sikerült a fészekaljpredátort a korábban leírt négy csoport valamelyikébe besorolnunk. A legtöbb esetben a tojások eltűnése miatt nem sikerült azokat azonosítani. A gyurmatojásokon maradt nyomok alapján a legtöbb esetben kisemlősök (55%) és kistestű madarak (31%) találták meg a fészkeket, de nagyemlősök (10%) és nagytestű madarak (4%) jelenlétére utaló nyomokat is találtunk.

5.3. Mesterséges bozótfészkek túlélése városi környezetben

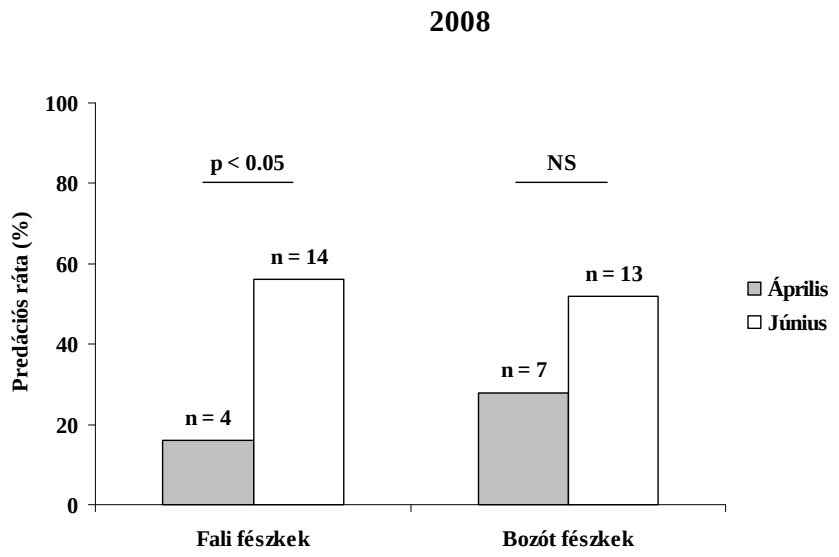
A Botanikus Kertben, 2008 áprilisában és júniusában 22 fészket (44%) egyáltalán nem találtak meg a predátorok, 18 fészket (36%) csak az egyik hónapban, 10 fészket (20%) pedig mindkét hónapban, azaz áprilisban és júniusban is kifosztottak. A következő évben (2009) hasonló értékeket kaptunk: 2009 áprilisában és júniusában 15 fészket (30%) egyáltalán nem találtak meg a predátorok, 23 fészket (46%) csak az egyik hónapban, 12 fészket (24%) pedig mindkét hónapban kifosztottak. Vagyis a fészkek sorsa hasonlóan alakult 2008-ban és 2009-ben ($\chi^2 = 2{,}12$, df = 2, p = 0,347). A két év két költési periódusában mindössze csak két fészket, azaz a fészkek 4%-át fosztották ki a predátorok mind a négy esetben. Hat fészket, vagyis a fészkek 12%-át egy esetben sem fedezték fel.

Mindkét vizsgálati évben, júniusban több mesterséges fészekaljat fedeztek fel és fosztottak ki a predátorok, mint áprilisban, szignifikáns eltérés azonban csak 2008-ban volt (Yates-korrigált $\chi^2 = 5{,}92$, df = 1, p = 0,015), 2009-ben nem (Yates-korrigált $\chi^2 = 0{,}34$, df = 1, p = 0,559) (8. grafikon).

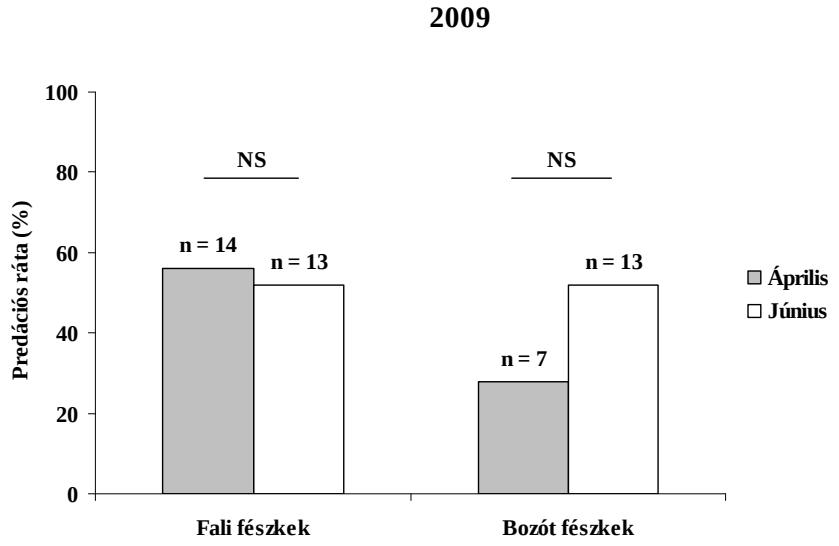


8. grafikon: A predációs ráták alakulása 2008 és 2009 áprilisában és júniusában.

Azért, hogy ennek az eltérésnek az okát kiderítsük, megvizsgáltuk a két hónap közti különbséget fészektípusokra bontva is. Míg bozótfészkek esetében teljesen hasonló értékeket kaptunk a két vizsgálati év során, addig a fali fészkek esetében 2009-ben, nem hogy több, hanem közel ugyanannyi fészekalj predálodótt júniusban, mint áprilisban (9., 10. grafikon).



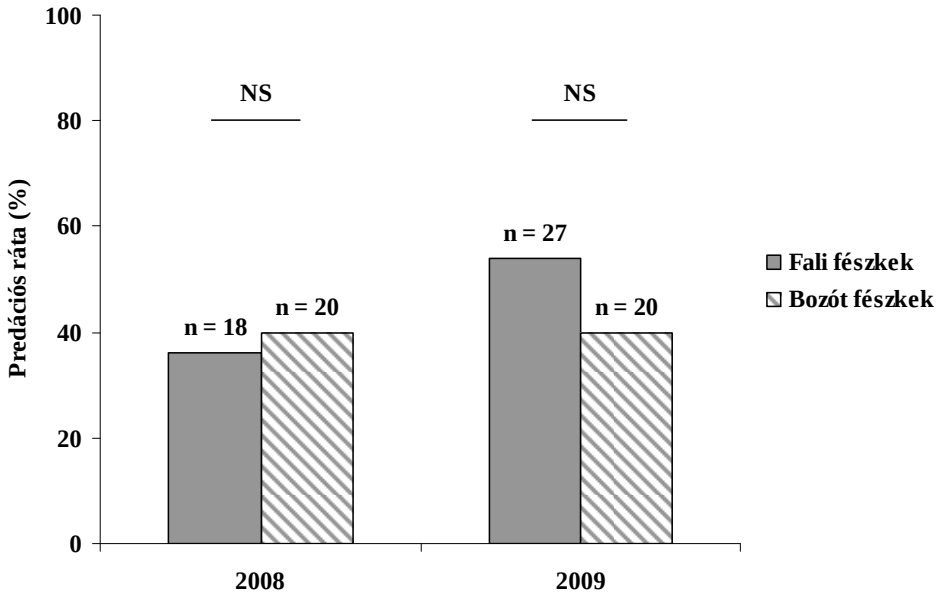
9. grafikon: A 2008. áprilisban és júniusban mért predációs ráták összevetése falra (Yates-korrigált χ^2 = 4,5, df = 1, p = 0,034), illetve bozótokra (Yates-korrigált χ^2 = 1,25, df = 1, p = 0,264) kihelyezett mesterséges fészkek esetében.



10. grafikon: A 2009. áprilisban és júniusban mért predációs ráták összevetése falra (Yates-korrigált χ^2 = 0,00, df = 1, p = 1,000), illetve bozótokra (Yates-korrigált χ^2 = 1,25, df = 1, p = 0,264) kihelyezett mesterséges fészkek esetében.

A fal mentén elhelyezett fészkek szignifikánsan magasabban voltak, mint a bozótfészkek (t = 4,17, df = 48, p = 0,0001). Ennek ellenére sem 2008-ban (Yates-korrigált χ^2 = 0,03, df = 1, p = 0,863), sem 2009-ben (Yates-korrigált χ^2 = 0,76, df = 1, p = 0,383) nem volt szignifikáns különbség a falon lévő borostyánba, illetve a bokrokra kihelyezett fészkek predációs rátáiban (11. grafikon.). Míg 2008-ban valamivel több bozótfészek károsodott, 2009-ben a borostyánba kihelyezett fészkeket érte nagyobb predáció. A borostyánban lévő fészkek predációja 2009-ben szignifikánsan magasabb volt, mint 2008-ban (Yates-korrigált χ^2 = 4,50, df = 1, p = 0,034).

A fal mentén kúszó borostyánba és a bokrokra kihelyezett fészkek predáltsága között sem 2008 áprilisában (Yates-korrigált χ^2 = 0,36, df = 1, p = 0,549) és júniusában (Yates-korrigált χ^2 = 0,00, df = 1, p = 1,000), sem 2009 áprilisában (Yates-korrigált χ^2 = 1,71, df = 1, p = 0,191) és júniusában (Yates-korrigált χ^2 = 0,04, df = 1, p = 0,842) nem volt szignifikáns különbség.

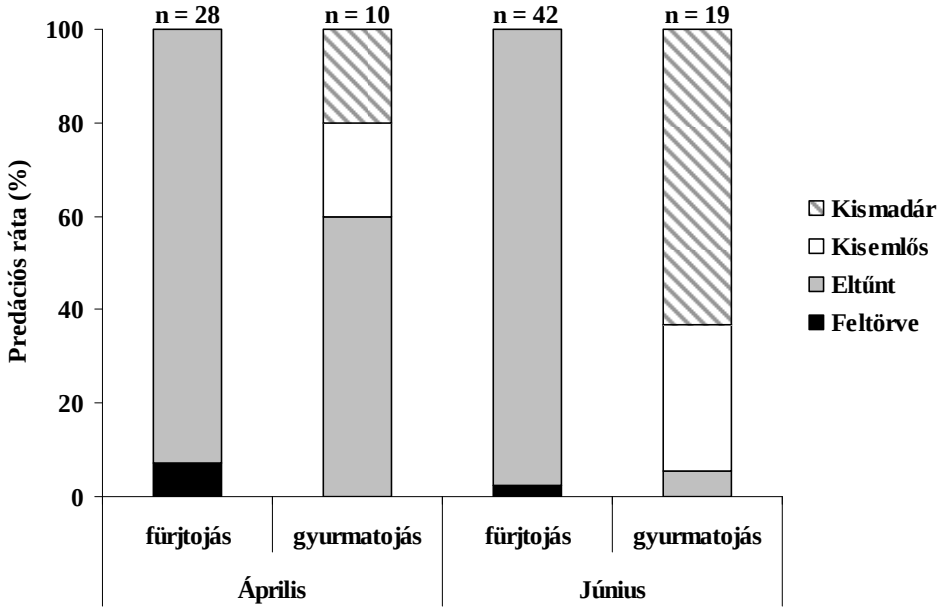


11. grafikon: A predációs ráták alakulása a falon lévő borostyánban lévő fészkek, valamint a bokorfészkek esetében.

A fészkekben lévő fürj - és gyurmatojások predációja között 2008-ban nem volt szignifikáns eltérés (Yates-korrigált χ^2 = 0,19, df = 1, p = 0,663). Ezzel szemben 2009-ben jelentősen több fürjtojás károsodott (többnyire eltűnt), mint gyurmatojás (Yates-korrigált χ^2 = 24,45, df = 1, p = 0,000001).

Mindkét év áprilisában az összes predált (28%) fürjtojás 7%-a maradt a fészkekben, 93%-a pedig eltűnt. Hasonlóan (Yates-korrigált χ^2 = 0,13, df = 1, p = 0,718), mint júniusban, amikor a predált (42%) fürjtojások 2%-át törték fel a predátorok, a többi 98%-át pedig elvitték (12. grafikon).

Mindkét év áprilisában az összes predált (10%) gyurmatojás közel 20%-át kisemlősök, ugyancsak 20%-át valamilyen kismadár fedezte fel (25. ábra), míg 60%-uk eltűnt. Júniusban (χ^2 = 10,98, df = 2, p = 0,004) a predált (19%) gyurmatojásoknak már csak 5%-a tűnt el, míg a kisemlősök (32%) és kismadarak (63%) általi predáció fokozódott (12. grafikon).



12. grafikon: A feltört és a fészekből eltűnt fürjtojások aránya, valamint a gyurmatojások predátorainak megoszlása (2008-2009) áprilisban és júniusban.

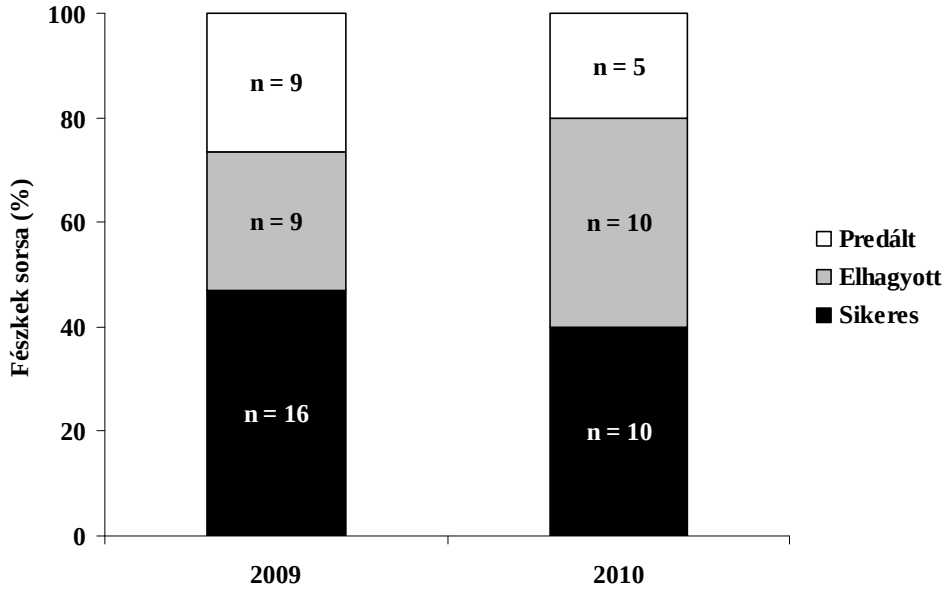
25. ábra: Madár csőrnyomok gyurmatojásokon (Fotó: Bertalan Lívia, Kurucz Kornélia).

5.4. Igazi és műfészkek összehasonlítása

A fekete rigók költési sikere

Pécs városában 2009 és 2010 során 59 aktív fekete rigó fészekalj sorsát követtük nyomon. Márciusban az aktív fészkek 10%-át találtuk meg, áprilisban pedig a fészek 63%-a került elő. A költési idő előrehaladtával májusban (14%), júniusban (12%), és júliusban (2%) csökkent a megtalált új fészkek száma.

A vizsgálat első évében (2009) a nyomon követett 34 valódi fészekből 16 (47%) sikeres volt, 9 (26,5%) predálódott, 9-et (26,5%) pedig elhagytak a madárszülők. A következő évben (2010) hasonló volt a helyzet ($\chi^2 = 1{,}24$, df = 2, p = 0,539), a nyomon követett 25 valódi fészekből 10 (40%) sikeres volt, 5 (20%) predálódott, 10-et (40%) elhagytak a madárszülők (13. grafikon).



13. grafikon: A fekete rigó fészekaljak sorsának alakulása Pécsett 2009 és 2010-ben.

A két vizsgálati év (2009-2010) során valamivel több fészek ment tönkre (56%), mint amennyi sértetlen maradt (44%). A tojások, illetve fiókák pusztulásáért kisebb arányban volt felelős a predáció (42%), mint az elhagyás (58%).

A fekete rigók által lerakott tojások (t = 0,22, df = 57, p = 0,827), a kikelt fiókák (t = 0,65 df = 57, p = 0,518) és a fészkeket sikeresen elhagyó fiókák (t = 0,69, df = 57, p = 0,493) átlagos száma hasonló volt a két év során (6. táblázat).

6. táblázat: A fekete rigó költési sikerének alakulása 2009. és 2010. során (átlag ± SD).

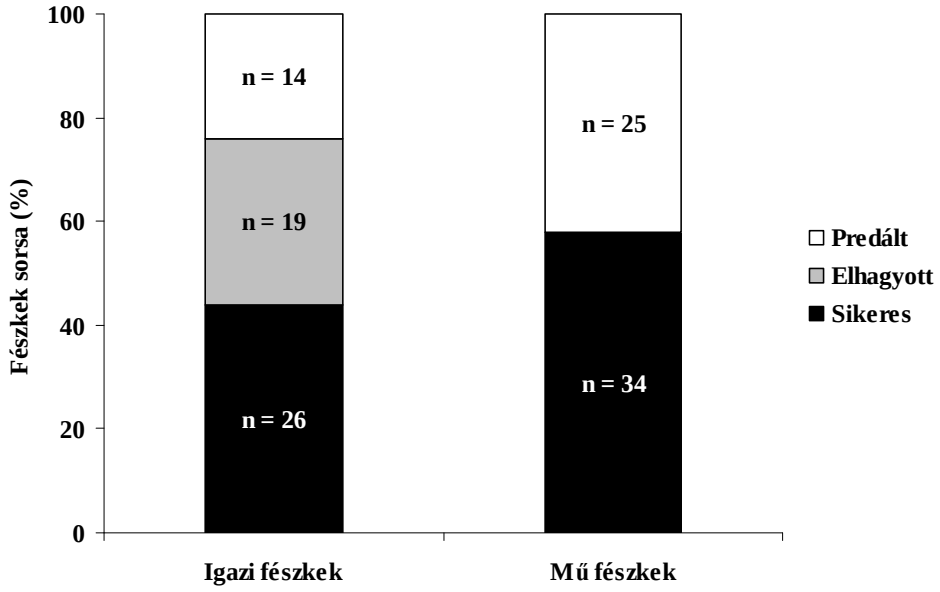
Vizsgált év	2009	2010	Összesen
Fészkek száma	34	25	59
Tojások száma	119	86	205
Átlag tojás/fészek	3,5±0,896	3,44±1,121	3,47±0,989
Kikelt fiókák száma	60	36	96
Átlag kikelt fióka/fészek	1,76±1,843	1,44±1,828	1,63±1,828
Kirepült fiókák száma	55	32	87
Átlag kirepült fióka/fészek	1,62±1,875	1,28±1,768	1,47±1,823

A megfigyelt fekete rigó fészkekben a lerakott tojások több mint fele (53%) nem kelt ki, ennek ellenére a kikelt fiókák 91%-a sikeresen elhagyta a fészkeket (6. táblázat).

A lerakott tojások 57%-a a fészkek elhagyása, 39%-a a predáció, 4%-a pedig ismeretlen okok miatt (pl.: sterilitás) nem kelt ki. A fiókák pusztulásának fő oka azonban a predáció (78%) volt és csak kisebb arányban a szülői elhagyás (22%).

Az igazi és mű fészkek túlélése

A fekete rigó fészkek (97%, 95% konfidencia intervallum: 96-99) és a műfészkek (99%, 95% konfidencia intervallum: 98-100) napi túlélési rátái nem mutattak szignifikáns eltérést ($z = 1,69$, $p = 0,091$). Valamint a sikeres igazi fészkek és mű fészkek aránya (44% vs. 58%) is hasonló volt (Yates-korrigált $\chi^2 = 0,82$, $df = 1$, $p = 0,365$) (14. grafikon).



14. grafikon: A Pécsett 2009-2010 költési szezon során megtalált igazi és a velük párhuzamosan kihelyezett műfészkek sorsának alakulása.

A predált műfészkekben a két év során összesen 15 fürjtojás károsodott. Kettő feltörve a fészkekben maradt, 13-at pedig elvittek a predátorok.

A predált 19 gyurmatojásból 14-en kis testű madarak csőrnyomai, egyen kisemlős fognyomok voltak, négy pedig eltűnt.

6. Eredmények megvitatása

6.1. Különböző tojástípusok használhatósága

Az első vizsgálat során (2005) a gyurmatojásokon maradt csőrnyomok és a feltört, illetve eltűnt tojások madár predátorok jelenlétére utaltak. A nyomok alapján nem lehetséges a madarak fajszintű azonosítása, de a vizsgálatok során gyakran észlelt barna rétihéják előszeretettel fogyasztják nagyobb földön fészkelő madarak tojásait Európa szerte (Cramp & Simmons 1980, Opermanis 2001). A műfészkek fő predátorai azonban emlősök voltak, elsősorban rókák, akik a kísérleti transzekt mentén haladva sorban tették tönkre a fészkeket mindkét élőhelyen. A fészkek egyenes transzekt mentén való elhelyezése kapcsán figyelembe kell venni, hogy a predátorok többnyire valamilyen útvonal mentén keresnek (Bider 1968, Larivière & Messier 1998). Az emlős predátorok célzottan keresnek a fészkelő helyeken, válaszul a magas fészekdenzitásra, illetve magas alternatív préda denzitásra (Larivière & Messier 1998). Fészekaljpredációs vizsgálatok során előfordulhat, hogy a predátor „rááll" a fészkek fosztogatására, ezáltal negatívan befolyásolják a kísérlet eredményeit (Báldi 1999), mint ahogy a mi esetünkben is történt (Purger et al. 2008). Ha a vizsgálati terület elég nagy, ezt a hibaforrást csökkenthetjük a műfészkek közti távolság növelésével (Báldi 1999). Saját vizsgálataink során azért kerültek a műfészkek egymástól mintegy 20 m távolságra, mivel a hasonló fészekaljpredációs vizsgálatoknál is ez a bevált gyakorlat (pl.: Bayne et al. 1997, Bayne & Hobson 1999, Báldi 2004). Többen jutottak olyan megállapítása, hogy a nagyobb foltban lévő fészkeknek jobbak a túlélési esélyeik, mint a kisebb foltban lévő fészkeknek, a táplálkozási effortnak (befektetésnek) megfelelően, feltételezve, hogy a keresési idő minden foltban egyenlő (Wilcove 1985, Small & Hunter 1988, Seymour et al. 2004). Így feltehetően, amennyiben a fészkek egymástól jóval nagyobb távolságra lennének, azok predációs rátája csökkenne. Azt elkerülni, hogy például egy róka követve a kísérletezőt, illetve annak szagnyomát végigmenjen a vizsgálati transzekten, igen nehéz. Például, ha nem transzekt mentén helyezzük ki a fészkeket, hanem random módon (figyelve a fészkek közti távolság megtartására), talán csökkenthető annak valószínűsége, hogy az útvonal mentén kereső predátorok rátaláljanak a fészkekre, ugyanakkor mi is nagyobb élőhely rombolást, taposást végezhetünk a területen. A kísérletező „szagának" csökkentésének több módja is

olvasható különböző kísérletek leírásakor, például gumicsizma használata, a tojások, műfészkek levegőztetése, vagy akár „kézmosás” a helyi avarban, talajban a műfészkek készítése, kezelése előtt (pl.: Fenske-Crawford & Niemi 1997, Jokimäki & Huhta 2000, Berry & Lill 2003, Noske et al. 2008).

A gyurmatojásokon talált kisemlősöktől származó fognyomok alapján arra következtethetünk, hogy a búzában több kisemlős van, mint az energiafűben. Ezt alátámasztják az élve fogó csapdázás eredményei is, ugyanis az energiafű parcellában egyetlen kisemlőst sem sikerül befogni, sem fürjtojás, sem gyurmatojás csalival. Ez természetesen csak az éjszakai órákra állíthatjuk, amikor a csapdáink aktívak voltak. Elképzelhető, hogy napközben a kisemlősök a magasabb energiafű parcellán tartózkodnak, ahol a sűrűbb, magasabb növényzet miatt nagyobb biztonságban vannak, könyebben rejtőzködnek a vizuálisan kereső madár predátorok elől. A már érésben lévő búzaparcellára pedig csak az éjszakai órákban mennek át táplálkozni. A fészekaljpredációs vizsgálatunkat követően, június és október között egy fogás-visszafogás vizsgálatot végeztek az általunk is vizsgált energiafű és a szomszédos búza parcellában (Horváth 2006). A területek domináns kisemlős faja, a mezei pocok a nyári hónapokban hasonló előfordulást mutatott mindkét élőhelyen (mind a búza-, mind az energiafű parcellákon) (Horváth 2006), ami ellentmond eredményeinknek. Ez a kisemlősök szezonális dinamikájának és szaporodásbiológiájának különbségei okozhatják.

Az energiafű ültetvények biodiverzitásáról, nagy területeken való termesztésének madarakra gyakorolt hatásairól keveset tudunk (Sage et al. 2006) és a predációs viszonyokat sem ismerjük. Lehetséges, hogy az ilyen ültetvények kedvezőbb életfeltételeket biztosítanak számos faj számára, mint az intenzíven művelt mezőgazdasági területek. Az energiafű parcellák fajgazdagságát mielőbb fel kell mérni, és mivel egy-egy parcellában több évig is ugyanazokat a növény fajtákat termesztik, a biodiverzitásuk monitorozása is szükséges. A talajfészkek denzitásának felmérése, valamint a madarak tényleges költési sikerének vizsgálata és összevetése, más intenzíven művelt területeken lévő fészkekkel szintén fontos információkkal szolgálhat.

Fürjtojás csalival mindössze öt kisemlőst sikerült fogni és a tojások minden esetben épek maradtak. A tojások mérete és héjának vastagsága a mesterséges talajfészkek tanulmányozásában befolyásolhatja a predáció gyakoriságát (alul-, vagy épp ellenkezőleg felül becsülhetjük a predáció mértékét) és akár a predátor fajok azonosítását is (Maier & DeGraaf 2000). A kisemlősök elsősorban a kisebb testű

madarak talajfészkeiben okozhatnak károkat, hiszen azok tojásainak feltörésére képesek lehetnek (Maxson & Oring 1978), míg a nagyobb, keményebb héjú tojások feltörésére képtelenek, azokban tényleges kárt nem tudnak tenni (Haskell 1995), de jelenlétükkel felhívhatják más nagyobb testű predátorok figyelmét a fészkekre.

Az eredmények arra utalnak, hogy több kisemlős van a búzában, továbbá hogy a gyurmatojások sokkal vonzóbbak számukra, mint az igazi tojások. A mesterséges fészkek, amennyiben gyurmatojást is tartalmaznak, jobban ki vannak téve a predátoroknak. A gyurmatojásokat tartalmazó fészkek predációja magasabb, mert azok természetellenes szaga hatással lehet a predátorok viselkedésére (Major & Kendal 1996, Bayne & Hobson 1999, Maier & DeGraaf 2001), a fészkekhez vonzhatja a kisemlősöket (Rangen et al. 2000). Ahol sok a kisemlős, ott nagyobb a valószínűsége annak, hogy azok predátorai is felfedezik a talajfészkeket (Ackerman 2002, Šálek et al. 2004). Elképzelhető, hogy a kisemlősök vonzzák a későbbiek folyamán a nagyobb testű predátorokat a tojásokhoz, hiszen azok ürülékükkel, vizeletükkel megjelölik a területet, ami vonzhatja például a rókákat. A részlegesen vagy teljesen elpusztított fészkek pedig akár a dögevőket és a másodlagos predátorokat is vonzhatják (Larivière 1999).

A második vizsgálat során (2006) a gyurmatojást is tartalmazó műfészkek nagyobb arányban predálódtak, mint a csak fürjtojásokat tartalmazó fészkek, de a különbség nem volt számottevő (nem szignifikáns). Feltételezésünk, miszerint a gyurmatojások mész réteggel történő bevonása hasonlóvá teszi azokat az igazi tojásokhoz (szag szempontjából), nem igazolódott, ugyanis jelentősen magasabb predációs rátát mértünk azoknál a műfészkeknél, melyekben ilyen mésszel bevont gyurmatojások is voltak, mint a csak igazi tojásokat tartalmazó fészkeknél. A kisemlős fogásszámban ez nem nyilvánul meg ilyen egyértelműen, de a trend megmaradt a fehér gyurmánál, vagyis a mésszel bevont gyurma vagy a szaga miatt, vagy a fehér színe miatt még vonzóbb lehet a predátorok számára, mint a natúr gyurma. Saját vizsgálati eredményeink nincsenek arra vonatkozóan, hogy az eltérő színű tojások túlélési esélyei különböznek-e, de Götmark (1992) fehérre és kékre festett fürjtojásokat tartalmazó fészkek túlélési esélyeit összehasonlítva nem talált különbséget azok predációs rátáiban. Weidinger (2001) szintén fehér és kék tojásokat tesztelve hasonló megállapításra jutott. Major és Kendal (1996) pedig egy review-ban összegzi, hogy a tojás színe nincs hatással a predációs rátára.

A fészkeknél lévő, illetve gyurmákon maradt nyomok alapján a vizsgált területen kihelyezett minden predált fészket emlősök fedeztek fel. Ez összhangban van más kutatók megállapításaival, miszerint a talajfészkek leggyakoribb kifosztói az emlősök (Yahner & Wright 1985, Nour et al. 1993, Hannon & Cotterill 1998), valamint ugyanezen a területen történt saját korábbi megfigyeléseinkkel is (Purger et al. 2008). A fészkek kifosztásának mintázata pedig arra utal, hogy először a kisebb emlősök fedezték fel a kihelyezett tojásokat, de fizikai adottságaikból adódóan kárt nem tudtak tenni az igazi tojásokban, vagyis nem tényleges fészek predátorok nagy testű talajon költő madarak esetében. A nagyobb testű emlősök csak a későbbiek során találták meg a fészkeket és csak kis arányban károsították a fészekaljakat.

A harmadik vizsgálat során (2010) a natúr gyurmatojást is tartalmazó műfészkeket lényegesen gyakrabban fedezték fel és fosztották ki a predátorok, mint a csak fürjtojásokat, vagy gumi réteggel bevont gyurmatojást is tartalmazó fészkeket. Ez utóbbi fészekaljak túlélése hasonló volt a csak igazi tojásokat tartalmazó fészekaljakéhoz. Tehát a feltevésünknek megfelelően, a gumi bevonat csökkentette a gyurma természetellenes szagát, ugyanakkor elég puha maradt ahhoz, hogy a predátárok nyomait rögzítse.

A kihelyezett fürjtojások jelentős része sértetlenül a fészkekben maradt, valamint a gyurmatojásoknak is csak kis százalékát vitték el a predátorok a fészkekből. Így a fészkekben maradt gyurmatojásokon lévő nyomok alapján elmondható, hogy a fészkeket elsősorban kisemlősök fedezték fel. A madár és nagyobb testű predátorok előfordulása csak ritka volt. Hasonlóan a korábbi kísérletekhez, a nagyobb testű emlősök a kisemlősöket követve juthattak el a mesterséges fészekaljakhoz.

A fészekaljpredációs vizsgálatok, különösen a mesterséges fészkekkel történő kísérletek eredményeit jelentősen befolyásolhatja az alkalmazott tojás típusa (Lindell 2000). Éppen ezért a mesterséges tojásokat használó modellek alkalmazhatóságának megítélésekor fontos szempont tudni, hogy a használt tojástípusok milyen mértékben és módon befolyásolják a kísérlet eredményeit. Nem mindegy, hogy egy-egy vizsgálat során milyen valódi és milyen mesterséges tojást vagy tojásokat alkalmazunk. Korábbi tanulmányok szerint az egyes fészkek predációs rátája függ a tojás típusától (Svagelj et al. 2003), és a mi kísérleti eredményeink is ezt a feltevést igazolják.

A gyurmatojások alkalmazását mesterséges talajfészkek esetében felül kell vizsgálni, illetve magát a műfészkes módszert tovább kell gondolni, mert az irodalomból ismert eredmények azt mutatják, hogy az eljárások közti kisebb eltérések (pl.: alkalmazott tojás mérete, típusa, gyurmatojás használata) is jelentősen befolyásolhatják a fészekaljpredációs vizsgálatok eredményeit (pl.: Bayne et al. 1997, Lindell 2000). Ugyanakkor a gyurmatojások használata elengedhetetlen egyes fészekaljpredációs vizsgálat során, hiszen az igazi tojásokkal ellentétben elég puhák ahhoz, hogy a kisebb predátorok is „megjelöljék", nyomokat hagyjanak rajta és ezért eredményesen használhatók a fajok (faj csoportok) azonosítására (Møller 1989). Számításba kell azonban venni, hogy bár a gyurmatojás jelezheti bizonyos fajok jelenlétét, de nem feltétlenül a képességet, hogy predálják a madarak tojásait (Maier & DeGraaf 2001).

Az általunk végzett vizsgálatsorozat során a négy tojástípus (fürjtojás, natúr-, mésszel bevont-, és gumi réteggel bevont gyurmatojás) alkalmazása eltérő predációs rátákat eredményezett. Talajfészkek esetében sem a natúr, sem a fehérre festett gyurmatojások nem alkalmazhatóak, mivel lényegesen nagyobb volt a predációjuk, mint a fürjtojásoké. A gyurma szagából eredő hibák kiküszöbölésére, a további fészakaljpredációs kutatásokban a gyurmatojások és azok festése helyett is inkább azok bevonását javasoljuk, mivel a gumi réteggel bevont tojások túlélése nem tért el az igazi tojások túlélésétől.

A különböző tojástípusok predáltságát fontos lehet összehasonlítani bozótfészkek esetében is, mert más predátor típusok fosztogathatják, nagyobb mértékű a vizuálisan kereső madarak általi predáció aránya, illetve korábbi vizsgálatok alapján (Purger et al. 2004a) a gyurmatojás nem befolyásolja a mesterséges bozótfészkek túlélését.

Korábbi kutatások (Butler & Rotella 1998, Gottfried & Thompson 1978) megállapításai és saját megfigyeléseink alapján a műfészkek használhatóak a talajon költő madarak fészekpredációját befolyásoló tényezők vizsgálatára. Nem károsítják a környezetet, sem a megfigyelt fajokat.

6.2. A zavarás költéssikerre gyakorolt hatása

Vizsgálatunkban a fészekaljpredáció nem függött a zavarástól, azonban a zavarás és a hónap együttes hatását sikerült kimutatnunk. Májusban zavarás hatására csökkent, míg júniusban fokozódott, vagy nem változott a predáció mértéke. Ez abból adódhat, hogy májusban többet esett az eső és kevesebbet sütött a nap, mint júniusban. Számos vizsgálat kimutatta a költési siker csökkenését emberi zavarás, illetve a kísérletező gyakori jelenlétének hatására (pl.: Robert & Ralph 1975, Westmoreland & Best 1985, White & Thurow 1985, Ahlund & Götmark 1989, Rodway et al. 1996, Tryjanowski & Kuźniak 1999, Bolduc & Guillemette 2003, Beale & Monaghan 2004, Medeiros et al. 2007). A gyakori ellenőrzések a fészkekre irányíthatják a predátorok figyelmét (Vacca & Handel 1988, Beale & Monaghan 2004, Medeiros et al. 2007), ezáltal növelve a fészkek predációját, vagy éppen ellenkezőleg, a kísérletező gyakori jelenlétével elriaszthatja a predátorokat (Götmark 1992a, Zanette 2002), ami viszont a fészkelési sikernek kedvez. Egyes esetekben azonban semmilyen összefüggést nem találtak az emberi zavarás és a madarak költési sikere között (pl.: Sedinger 1990, Ortega et al. 1997, Fletcher et al. 2005).

Saját eredményeink alapján azt mondhatjuk, hogy a fészekaljak túlélése függ a fészek típusától, ugyanis a talajfészkek nagyobb arányban predálódtak, mint a bozótfészkek. Korábbi vizsgálatok ellentmondásos eredményeket kaptak a talaj-, illetve bozótfészkek túlélését illetően. Volt, aki hozzánk hasonlóan a talajfészkek esetében mért nagyobb predációs rátát (Bayne et al. 1997, Burke et al. 2004), volt aki a bozótfészkek esetében (Söderström et al. 1998), illetve olyan is előfordult, hogy nem találtak különbséget a két fészektípus túlélésében (Fazekas & Báldi 2000).

A két fészektípus között nem csak a mért predációs rátákban találtunk eltérést, azok predátor közösségei is különböztek. A leírt különbségek tehát adódhatnak abból, hogy a talaj- és bozótfészkeket eltérő predátorok látogatják, amelyek eltérő módon reagálnak az ember jelenlétére (Vacca & Handel 1988). A predátor közösség eltérő összetétele ellenére a fészkekben maradt gyurmatojásokon lévő nyomok alapján mindkét fészektípus fő predátorai a kisemlősök voltak, ahogy egy korábbi vizsgálatban is ugyanezen a területen (Purger et al. 2004b). A tojások nagyszámú eltűnése ugyanakkor arra utal, hogy a bozótfészkeket varjúfélék fosztották ki, ugyanis rájuk jellemző, hogy a tojásokat egyesével elszállítják a fészekből (Vigallon & Marzluff

2005, Ludwig 2010). A bozótfészkeket főleg madarak – leggyakrabban varjúfélék (Purger et al. 2004b, Wysocki 2005, Weidinger 2009) –, a talajfészkeket pedig elsősorban emlősök zsákmányolják (Nour et al. 1993, Bayne & Hobson 1997, Hannon & Cotterill 1998), akikre az emberi szagnak vonzó hatása lehet. Így a kísérletező szagát követve könnyebben megtalálják a mesterséges fészkeket (Rangen et al. 2000, Colombelli-Négrel & Kleindorfer 2009). A madarak pedig vizuálisan követve a helyszínen dolgozó kísérletezőt találnak rá a fészkekre, tojásokra (Thompson & Burhans 2004, Yasué & Dearden 2006). Azonban az is előfordulhat, hogy a predátorok a mesterséges fészkeket azok fizikai jellemzői, megjelenése miatt elkerülik (Whelan et al. 1994, Thorington & Bowman 2003).

Vizsgálatainkat nagymértékben befolyásolta a szélsőséges időjárás, amelynek hatásait nem ismerjük pontosan. A predációs ráta fokozódása korrelációt mutatott a napsütés mennyiségével, azaz napos időben aktívabbak voltak a predátorok. Mivel az emlősök többnyire szaglás után keresik táplálékukat (Whelan et al 1994, Rangen et al. 2000, Colombelli-Négrel & Kleindorfer 2009), feltehetően a sok eső elmosva a szagnyomokat csökkentheti az emlősök okozta predációt. Kevesebb csapadék esetén (júniusban) fokozódott a kisemlősök általi fészekaljpredáció, valamint nagyemlősök jelenlétét is sikerült kimutatni. Madarak általi predációra utaló nyomokat csak kevés esetben találtunk, de feltehetően az időjárás befolyásolta a madarak viselkedését, akik rossz időjárási körülmények között kevésbé keresgélnek, így kevesebb predációs eseményért tehetők felelőssé (Báldi 2000).

Bár számos viselkedés ökológiai és populáció ökológiai kutatásban szükséges lehet a valódi fészkek napi ellenőrzése, az ezzel járó zavarásokat lehetőség szerint kerülni kell, mert a fészkek túlélési esélyére hatással van, akár növeli akár csökkenti azt.

6.3. Igazi és műfészkek összehasonlítása

A Pécsi Tudományegyetem Botanikus Kertjében végzett vizsgálat során az áprilisi és júniusi műfészkek helye mindkét évben megegyezett, valamint a fészekaljak túlélési esélyei hasonlóak voltak 2008-ban és 2009-ben. A két vizsgálati év két költési periódusában mindössze a fészkek 4%-át fosztották ki a predátorok mind a négy esetben, a fészkek 12%-át pedig egy esetben sem fedezték fel. Azok az újrahasznált fészkek, amelyek a predátorok számára nehezen elérhető helyen vannak, jobb védelmet nyújtanak, és nagyobb költési sikert biztosítanak, mint az új fészkek (Wysocki 2004). A városokban, parkokban a fekete rigók korábban kezdenek költeni, mint az erdei (nem városi) környezetben élők (Partecke et al. 2005). A Botanikus Kertben is már áprilisban megépülnek az első fészkek, emiatt kezdtük mi is ekkor vizsgálatainkat. Eredményeink azt mutatják, hogy az áprilisi mesterséges fészekaljak túlélési esélye nagyobb, mint a júniusi fészekaljaké. A korai fészkek nagyobb túlélési esélye azzal magyarázható, hogy a predátorok még nem állnak rá a fészekaljak fosztogatására (Ludvig et al. 1995).

A bokrokra kihelyezett műfészkek mindkét évben hasonló mértékben predálódtak, a fali fészkeket ért predáció azonban 2009-ben fokozódott. Esetünkben az élőhelyben bekövetkezett változások (emberi zavarás hatására) idézhették elő a fészekaljakra háruló nagyobb predációs nyomást, ugyanis 2009 tavaszán a kerti munkák során keletkezett növényi aprítékot a fal mellé halmozták fel, így az itt elhelyezett fészkek a predátorok számára könnyebben hozzáférhetővé váltak. Urbán környezetben a zavarás mértékét azonban nehéz megítélni, mivel nemcsak a fészekaljakra, hanem ebben a környezetben élő predátorokra is hatással van (Jokimäki & Huhta 2000, Liebezeit et al. 2009).

Egyik évben sem volt szignifikáns különbség a falon lévő borostyánba, illetve a bokrokra kihelyezett fészkek predációs rátájában, annak ellenére, hogy a fészkek magassága eltért. Van Heezik et al. (2008) is azt tapasztalta műfészkekkel végzett vizsgálata során, hogy a fészkek predációja egyáltalán nem függött azok helyzetétől, és Wysocki (2004) sem talált összefüggést a fészkek túlélése és magassága között fekete rigók esetében. Ugyanakkor Møller (1988) és Ludvig et al. (1995) vizsgálatai alapján a magasabbra épített fekete rigó fészekaljak túlélési esélyei jobbak.

A fészekaljakban lévő gyurma- és a fürjtojások hasonló számban károsodtak, ami összhangban van más bozótfészkeket alkalmazó tanulmányok eredményeivel (pl.: Cresswell 1997, Purger et al. 2004a). A fészkekben maradt gyurmatojásokon megőrzött nyomok kisemlősöktől és kisebb testű madaraktól származtak, akik képtelenek elszállítani a fürjtojásokat, vagy azokban esetleg kárt tenni (Nour et al. 1993, Rangen et al. 2000). A jelentős számú fürj- és gyurmatojás eltűnéséért nagy valószínűséggel a Botanikus Kert területén költő szajkók felelősek, melyek sűrűsége a Kertben 0,4 pár/ha volt a vizsgált években (Inhoff 2009, saját megfigyelések). Annak ellenére, hogy nem használnak speciális keresési stratégiát a fészkek megtalálására (Vigallon & Marzluff 2005), fontos predátoroknak számítanak és relatív abundanciájuk korrelál a műfészkek predációjával (Luginbuhl et al. 2001). Vizsgálataink rámutattak, hogy városi környezetben a fekete rigók első költése sikeresebb, függetlenül a fészkek elhelyezkedésétől, de a zavarások ezt jelentősen befolyásolhatják.

Havonként közel azonos időt töltöttünk a fekete rigó fészkek keresésével, ennek ellenére a legtöbb aktív fészket áprilisban találtuk, ezután számuk a költési idő előrehaladtával fokozatosan csökkent. A fekete rigó hímek februárban foglalják el a költőhelyeket és a párok egy része már a tél végén kialakul (Ludvig et al. 1995). Költési periódusuk egészen addig tart, amíg az időjárás és a korlátozott (csökkent) táplálék források együttes hatásai jelentősen meg nem nehezítik a madarak táplálékhoz jutását, ezáltal a fiókák felnevelését is (Snow 1958). Így városokban márciustól akár júliusig, augusztus elejéig is eltolódhat a költési periódus (Haraszthy 1984, Ludvig et al. 1995). A fekete rigók költési sikerének változását e hónapok során már korán megfigyelték. Például Dyrcz (1969) azt találta, hogy a korai fészkek sikeresek, majd a költési siker csökken, ezt követően egy második maximum elérése után pedig ismét csökken, egészen a költési szezon végéig. Hasonló eredményeket kapott később Ludvig et al. (1995) is egy magyarországi megfigyelés során. Az általunk megfigyelt szezonális mintázat (március elején még kevés, áprilisban a legtöbb, majd május, június, július során csökken) ettől némileg eltér (csak egy korai maximum figyelhető meg), bár Snow (1969) is hasonló mintázatot talált városi környezetben költő fekete rigók fészkeinél. Szintén eltér Koródi-Gál (1967) megfigyelése, aki csak a második maximumot és az azt követő csökkenést figyelte meg. Végül Baum (1969) egyenletes költési sikert talált az egész szezon folyamán.

Vizsgálataink során valamivel több fészek ment tönkre, mint amennyi sértetlen maradt. A fekete rigó fészekaljak pusztulásának leggyakoribb okozója a predáció, a kedvezőtlen időjárás hatásai, a zavarás és végül a szülők fészek elhagyása (dezertálás) (Kentish et al. 1995, Cresswell 1997, Van Heezik et al. 2008). A tojások, illetve fiókák pusztulásáért kisebb arányban volt felelős a predáció, mint az elhagyás. Ez némileg ellentmond a fent leírt tendenciának. A fészek elhagyását akár a madárszülő pusztulása is okozhatja és sok esetben ezért is a predáció tehető felelőssé (Van Heezik et al. 2008). Erre vonatkozóan saját megfigyelésünk nem volt, felnőtt fekete rigó tetemet ugyan találtunk, de nem fészek közelében, így nem tudhatjuk, hogy szülő madárról lehetett-e szó, illetve hogyan pusztult el. Az általunk megfigyelt fekete rigó fészkekben a lerakott tojások több, mint fele nem kelt ki, ez az arány hasonlít Ebenman & Karlsson (1984) által közölt értékekre. A ki nem kelt tojások magas aránya ellenére a kikelt fiókák jelentős többsége sikeresen elhagyta a fészkeket, ami összhangban van a kertekben fészkelő fekete rigók fiókáinak korábban megfigyelt kirepülési arányával (Snow 1958). A tojások többsége a szülők fészek elhagyása miatt nem kelt ki, a predáció, vagy sterilitás csak kisebb arányban játszott szerepet. A fiókák pusztulásának fő oka azonban a predáció volt és csak kisebb arányban a szülői elhagyás, ami gyakoribb a kotlási idő alatt, mint a fiókák kikelését követően (Snow 1955).

Az általunk vizsgált fekete rigó fészekaljak és mesterséges bozótfészkek predációs rátái nem különböztek szignifikánsan. Hasonló megállapításra jutott Grégoire et al. (2003) is fekete rigók fészkeinek és műfészkek párhuzamos vizsgálatával, ugyanis az általa mért predációs ráták nem különböztek szignifikánsan sem a két vizsgálati év között, sem az igazi- és műfészkek között, hasonlóan, mint a mi vizsgálatunk esetében. A műfészkek többnyire magasabb predációnak vannak kitéve, mint a valódi fészkek (pl.: Wilson et al. 1998, King et al. 1999, Davison & Bollinger 2000, Berry & Lill 2003, Boulton & Clarke 2003, Batáry & Báldi 2004, Lindell et al. 2004). Vannak azonban olyan tanulmányok, melyekben ennek az ellenkezőjét mutatták ki (pl.: Ortega et al. 1998, Robel et al. 2003, Colombelli-Négrel & Kleindorfer 2009), illetve egyáltalán nem mutattak ki különbséget a két fészektípus predációs rátái között (pl.: Gottfried & Thompson 1978, Møller 1988, Cresswell 1997, Guyn & Clark 1997, Butler & Rotella 1998, Grégoire et al. 2003). Pärt és Wretenberg (2002) szerint a műfészkek csak akkor mutatnak a valódi fészkekével megegyező túlélést (predációs rátát), ha a két fészektípus (valódi, mesterséges) predátor fajai hasonlóak, nagyban megegyeznek. Ugyanakkor

Ortega et al. (1998) szerint a predátorok eltérően reagálnak a természetes és mesterséges fészkekre, ebből eredően azok predációs rátái mindenképp eltérnek.

A műfészkekben lévő igazi tojások (fürjtojások) esetében a predátorok nagy valószínűséggel a tojásokat elszállítani képes madarak voltak. Ahogy azt korábban már említettem, ez főként varjúfélékre jellemző (Vigallon & Marzluff 2005, Ludwig 2010). Ezt a fészkekben maradt gyurmatojásokon megőrzött nyomok nem igazolják, ugyanis azok kisebb testű madaraktól és kisemlősöktől származtak, akik képtelenek elszállítani a fürjtojásokat, vagy azokban esetleg kárt tenni (Nour et al. 1993, Rangen et al. 2000).

Vizsgálatunk fontos eredménye, hogy a műfészkek segítségével kapott értékek hűen tükrözik a valódi fekete rigó fészekaljak túlélési esélyeit, tehát a mesterséges bozótfészkek használható eszközei lehetnek a fészekaljpredációs vizsgálatoknak. Nem szabad azonban elfelejteni, hogy a műfészkek csak predációs ráta mérésére alkalmasak, költési sikert azonban nem mutatnak.

A fészekaljpredációs tanulmányok egyik fő problémája, hogy a vizsgálatok jelentős része csak lokális skálán értelmezhető, hiszen a vizsgálati terület gyakran csupán egy-két predátor vadászterületére esik. Az egyes területeken pedig igen különböző madár-, illetve predátor közösségek találhatók, amelyek eltérően reagálnak egyes hatásokra (Vacca & Handel 1988, Cresswell 1997, Burke et al. 2004, Ludwig 2010). Feltehető, hogy a szakirodalomban talált sokféle ellentmondó vélemény is a lokális hatások dominanciájának az eredménye (Bayne et al 1997, Weidinger 2009).

7. Összefoglalás

A madarak szaporodási sikerét a legnagyobb mértékben a fészekaljpredáció befolyásolja (Ricklefs 1969). A predációs ráta megállapítására és a potenciális predátorok azonosítására a mesterséges fészkekkel végzett kísérletek előnyösek (Bayne & Hobson 1999), mert sem a valódi fészkeket sem a kotló madarakat nem zavarjuk (Báldi 1999, Moore & Robinson 2004). Ugyanakkor a műfészkek és műtojások alkalmazhatóságát a mai napig vitatják, mivel azok nem olyan tapintási, vizuális és szagingereket váltanak ki a predátorokból, mint egy valódi fészek, vagy a valódi tojások. Így felmerül a kérdés, mennyire egyezik a predációs rátájuk a valódi fészkekével? A vizsgált fajok, élőhelyek, vagy akár a tanulmányok, módszerek között is jelentős eltérések lehetnek (Báldi 1999), ezért a fészkek túlélési esélyén túl az azt befolyásoló tényezőket (pl.: zavarás) is érdemes vizsgálni (Belthoff 2005).

Mesterséges talajfészkekkel már 2005 óta foglalkozunk, de mesterséges bozótfészkek alkalmazását és igazi fészkek megfigyelését is bevontuk a kísérletsorozatba. Elsődleges célunk volt kideríteni, hogy melyik tojástípus alkalmazható legjobban a fészekaljpredációs vizsgálatok során. Ennek érdekében egy olyan vizsgálatsorozatot végeztünk, melyben az igazi fürjtojások mellett különféle gyurmatojásokat is teszteltünk mesterséges talajfészkekben. Eredményeink alapján a natúr gyurmatojásokat is tartalmazó talajfészkek nagyobb predációs nyomásnak vannak kitéve, mint a csak igazi tojásokat tartalmazók. A gyurmatojások és igazi tojások túlélése közti eltérést elevenfogó kisemlős csapdák használatával is kimutattuk, ugyanis gyurmával jelentősen több kisemlőst fogtunk, mint fürjtojással (Purger et al. 2008). Feltételezzük, hogy ezért a gyurma szaga a felelős, ezért a következő évben (2006) a valódi tojások meszes héját utánozva mésztartalmú festékbe mártottuk a gyurmatojásokat. De ezek a tojások, nem hogy kevésbé, hanem jobban vonzották a kisemlősöket, mind a talajfészkekhez, mind a csapdákba. Végül (2010) gumi réteggel bevont gyurmatojásokat teszteltünk. Az ilyen tojást is tartalmazó fészekaljak túlélése hasonló volt a csak igazi tojásokat tartalmazó fészekaljakéhoz, tehát a feltevésünknek megfelelően, a gumi bevonat csökkentette a gyurma természetellenes szagát, így a további fészakaljpredációs kutatásokban mind a natúr, mind a festett gyurmatojások helyett inkább azok gumi réteggel történő bevonását javasoljuk.

A műfészkek túlélését azonban nem csak az alkalmazott tojástípus befolyásolhatja, hanem az emberi zavarás is, aminek a költési sikerre gyakorolt hatásáról igen ellentmondásos véleménnyel vannak a kutatók (Major 1990), akár talaj-, akár bozótfészekről legyen szó. Ezért 2010. májusában és júniusában mesterséges talaj- és bozótfészkek alkalmazásával vizsgáltuk, hogy a fészkek gyakori látogatásából adódó emberi zavarás hogyan befolyásolja a fészekaljak túlélését? A fészekaljpredáció mértéke nem függött a hónaptól (május, illetve június), sem a zavarástól (naponta ellenőrzött, illetve csak a kísérlet utolsó napján ellenőrzött fészkek), de azok együttes hatásától, valamint a fészkek típusától (talaj-, illetve bozótfészkek) igen. A hónap és a zavarás közt adódott szignifikáns interakció azt jelenti, hogy a két hónapban zavarás hatására ellentétesen változott a fészekaljpredáció mértéke: májusban csökkent, júniusban pedig nőtt vagy nem változott. A talajfészkek jelentősen nagyobb arányban predálódtak, mint a bozótfészkek, valamint eltérő predátorok fedezték fel azokat. A predátor közösségek összetétele nem változott zavarás hatására, azonban aktivitásukra kihatott az időjárás, ugyanis napos időben magasabb volt a fészekaljpredáció mértéke. A valódi fészkek napi ellenőrzését lehetőség szerint kerülni kell, mert az ezzel járó zavarások befolyásolják a fészkek túlélési esélyeit, akár negatívan, akár pozitívan.

Az emberi zavarás hatásának vizsgálata azért is fontos, mert a növekvő urbanizáció következtében egyre több madárfaj költözik be a városokba, ahol sokkal nagyobb zavarásnak vannak kitéve, mint természetes élőhelyükön. Ezért városi környezetben folytattuk vizsgálatainkat. 2008 és 2009 áprilisában és júniusában az európai városok egyik leggyakoribb fészkelői, a fekete rigók (*Turdus merula*) potenciális költési sikerét vizsgáltuk mesterséges bozótfészekek segítségével, melyeket a kertet körülzáró, borostyánnal benőtt falra, valamint bokrokra helyeztük. A műfészkek túlélési esélye áprilisban mindkét évben nagyobb volt, mint júniusban, de szignifikáns eltérés csak 2008-ban volt. A falon lévő borostyánba (*Hedera helix*) kihelyezett fészkek magasabban voltak, mint a bokrokon lévők, ennek ellenére hasonló mértékben predálódtak, tehát a fészkek elhelyezkedése nem befolyásolta azok sikerességét. Míg 2008-ban nem volt szignifikáns eltérés a fürj- és gyurmatojások predációja között, addig 2009-ben jelentősen több fürjtojás károsodott (többnyire eltűnt), mint gyurmatojás (Kurucz et al. 2010).

Annak érdekében, hogy kiderítsük vajon a műfészkekkel kapott eredményeink mennyire tükrözik a valódi fészkek sikerességét, egy összehasonlító vizsgálatot végeztünk szintén városi környezetben, ahol a potenciális fészkelő területeket (parkok,

terek, házak közti zöld területek) végignézve kerestünk fekete rigó fészkeket és mind ezek, mind pedig a közelükbe épített mesterséges bozótfészkek sorsát is nyomon követtük. Több fekete rigó fészek ment tönkre, mint amennyi sértetlen maradt. A megfigyelt fekete rigó fészkekben a lerakott tojások több, mint fele nem kelt ki, ennek ellenére a kikelt fiókák csaknem mindegyike sikeresen elhagyta a fészkeket. A lerakott tojások túlnyomó része a madárszülők fészekelhagyása miatt, kisebb részük pedig predáció, vagy sterilitás miatt nem kelt ki. A fiókák pusztulásának fő oka pedig a predáció volt és csak kisebb arányban a szülői elhagyás, ami gyakoribb a kotlási idő alatt, mint a fiókák kikelését követően (Snow 1955). Az általunk vizsgált fekete rigó fészekaljak és a kihelyezett mesterséges bozótfészkek túlélési esélye megegyezett. Azonban szem előtt kell tartani, hogy a műfészkek predációs ráta mérésére alkalmasak, költési sikert azonban nem mutatnak.

A fészekaljpredációs tanulmányok sokféle ellentmondó eredménye feltehetően lokális hatások következménye (Bayne et al 1997, Weidinger 2009), mivel a vizsgálati terület gyakran csupán egy-két predátor vadászterületére esik. Az egyes területek különböző fészkelő madár-, és predátor közösségei pedig eltérően reagálnak egyes hatásokra (Vacca & Handel 1988, Cresswell 1997, Burke et al. 2004, Ludwig 2010).

8. Summary

The reproductive success of birds is mostly influenced by nest predation (Ricklefs 1969). Artifical nests are useful tools to investigate predation rates and to identify predators (Bayne & Hobson 1999, Purger et al. 2004), because we do not disturb the real nests or the sitting birds (Báldi 1999, Moore & Robinson 2004). Nevertheless, the reliability of artificial nests and eggs is questioned nowadays too, because they do not simulate the same tactile-, visual- and olfactory cues to predators, as the real nests or real eggs. Thus, the question is whether their predation rate is the same as the real nests'? There can be important differences between species, habitats and even between studies (Báldi 1999), moreover, factors (e.g.: disturbance) affecting nest survival also need to be considered (Belthoff 2005).

We have used artificial ground nests since 2005 and, in addition artificial shrub nests and real nests were also included in this study. The primary aim of our study was to investigate, which type of egg is the most useful in nest predation studies. We tested quail eggs and different types of plasticine eggs in artificial ground nests. Based on our results, those ground nests which contained natural plasticine eggs suffered greater predation rate than those nests which contained only real eggs. We demonstrated the difference in survival rate between plasticine and real eggs with small mammal traps too, because the traps with plasticine eggs captured more small mammals than did traps with quail eggs. We suppose that this difference was caused by the smell of the plasticine eggs, so in the next year (in 2006) we covered the plasticine eggs with white lime containing paint to imitate the real eggshell and to reduce the smell of the plasticine. However these eggs attracted not fewer, but more small mammals to the ground nests and to the traps too. Finally (in 2010), we tested rubber-coated eggs. The survival of the nests baited with rubber-coated plasticine eggs was similar to the nests baited with only real eggs, thus, the results supported our expectations that the rubber coating of the plasticine reduces its unnatural smell. This is the reason why we suggest the usage of rubber coated plasticine eggs for nest predation studies in the future rather than natural or painted plasticine eggs.

Nevertheless, not only the type of the applied egg can influence the survival of artificial nests, human disturbance can also be important, and the effect of which has long been debated in the literature (Major 1990), not only for ground nests, but shrub

nests as well. Thus, in May and June 2010 we used artificial ground and shrub nests to study how daily nest monitoring, i.e., human disturbance affects the nest survival rates? Nest predation rate was independent of month (in May or June) or disturbance (controlled daily or only on the last exposure day nests), but it did depend on the interaction between them and on nest type (ground or shrub nests). The significant interaction between month and disturbance means that disturbance affected nest predation inversely: disturbance decreased nest predation in May, but increased or did not modify it in June. Significantly more ground nests were depredated than shrub nests, and different predators have discovered them. The composition of predator communities did not change due to disturbance, but their activity was affected by weather: in sunshine the predation rate was higher. If possible, we should avoid the daily visits and controls of the real nests, because disturbance affects survival rate, or increases even decreases it.

The examination of the effects of human disturbance is also important because more and more bird species breed in urbanized environments due to increasing urbanization, where they suffer greater disturbance than in their natural habitats. Therefore, we continued our studies in an urban environment by studying the breeding success of blackbirds (*Turdus merula*), one of the most common birds nesting in European cities, using artificial shrub nests placed in ivy (*Hedera helix*) covering the wall of the university botanical garden and in deciduous and evergreen shrubs in April and June in 2008 and 2009. In both years, the survival rate of artificial nests was higher in April than in June, but this difference was significant only in 2008. Nests along the garden wall were positioned significantly higher up than those placed in bushes, yet there was no significant difference in predation rate between the two, thus the success of artificial nests did not depend on the position of nests. There was no significant difference in predation rate between quail and plasticine eggs in 2008, but in 2009 the number of quail eggs damaged (mostly removed) was much higher than that of plasticine eggs.

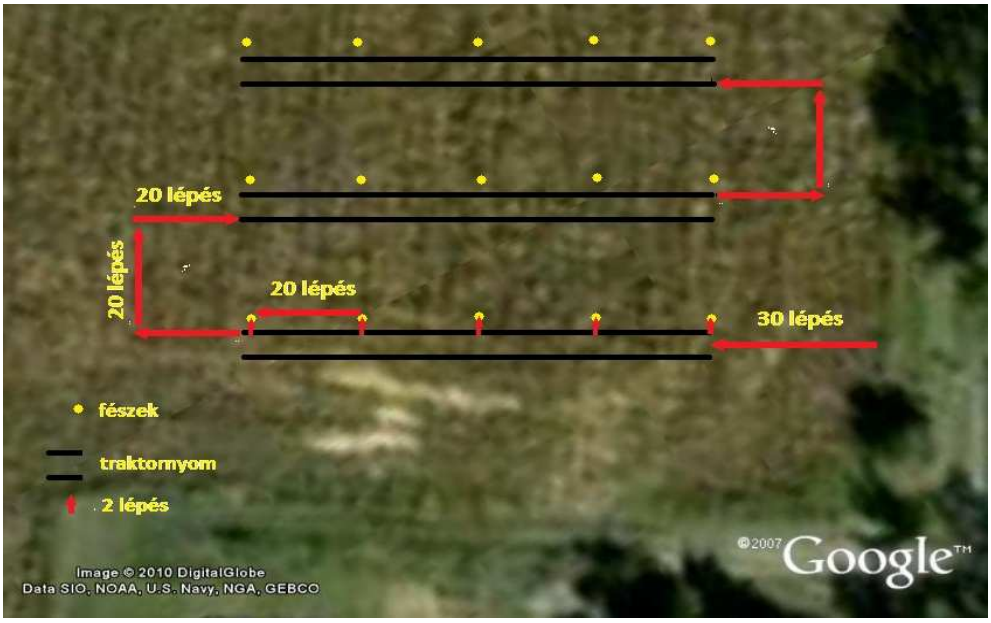
To discover how the results obtained from artificial nest experiments represent the survival probabilities of real nests we also conducted a comparative study in the urban environment, where we searched potential nesting sites (parks, squares, areas of greenery in between houses in residential areas) for blackbird nests and set up an artificial nest near every real nest discovered. The already existing nests were checked until it was possible to determine the fate of the nest. Most blackbird nests failed. More than half of the eggs laid in the observed blackbird nests did not hatch, however, almost

all nestlings successfully fledged. The main cause for egg failure was the abandonment of the nest by the parents. Only a small proportion of the eggs failed due to predation or sterility. The death of nestlings, however, was caused mainly by predation and only to a lesser degree by abandonment by the parents which occurs more frequently during incubation than after hatching (Snow 1955). The survival rate of real and artificial shrub nests was similar. However, it must be noted that artificial nests are suitable for measuring predation rates only, but will not adequately measure breeding success.

Probably, the many opposing result of nest predation studies are the consequence of local effects (Bayne et al 1997, Weidinger 2009), because the study area usually is a hunting field of only one or two predators. At different areas there are different bird and predator communities, which react to different effects in different ways (Vacca & Handel 1988, Cresswell 1997, Burke et al. 2004, Ludwig 2010).

9. Melléklet

1. melléklet: A kihelyezés menete egy elrendezésen belül (Forrás: Google Maps: http://maps.google.com).



2. melléklet: A Pécs Belvárosban lévő fekete rigó fészkek elhelyezkedése GPS koordináták alapján: a piros pontok a 2009-ben, a zöld pontok a 2010-ben megtalált fészkeket jelölik (Forrás: Google Maps: http://maps.google.com).

10. Irodalomjegyzék

Ackerman J. T. 2002. Of mice and mallards: positiveindirect effects of coexisting prey on waterfowl nest succes. *Oikos* 99 (3): 469-480.

Ahlund M., Götmark F. 1989. Gull predation on Eider ducklings *Somateria mollissima*: Effects of human disturbance. *Biological Conservation* 48 (2): 115-127.

Andrén H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73 (3): 794-804.

Balser D. S., Dill H. H., Nelson H. K. 1968. Effect of predator reduction on waterfowl nesting success. *Journal of Wildlife Management* 32 (4): 669-682.

Batáry P., Báldi A. 2004. Evidence of an edge effect on avian nest success: a meta-analysis. *Conservation Biology* 18 (2): 389-400.

Batáry P., Winkler H., Báldi A. 2004. Experiments with artificial nests on predatin in reed habitats. *Journal of Ornithology* 145 (1):59-63.

Bates D., Maechler M. 2010. lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.999375-35.
URL: http://cran.r-project.org/src/contrib/Descriptions/lme4.html

Baum H. 1969. Zur Biologie und Ökologie der Amsel - *Turdus merula. Emberiza* 2 (1): 10-23.

Bayne E. M., Hobson K. A. 1997. Comparing the effects of landscape fragmentetion by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conservation Biology* 11 (6): 1418-1429.

Bayne E. M., Hobson K. A., Fargey P. 1997. Predation on artificial nests in relation to forest type: Contrasting the use of quail and plasticine eggs. *Ecography* 20 (3): 233-239.

Bayne E. M., Hobson K. A. 1999. Do clay eggs attract predators to artificial nests? *Journal of Field Ornithology* 70 (1): 1-7.

Balogh A. L., Ryder T. B., Marra P. P. 2011. Population demography of gray catbirds in the suburban matrix: sources, sinks and domestic cats. *Journal of Ornithology* 152: 717-726.

Báldi A. 1999. A fészekaljpredáció jelentősége, valamint kísérletes vizsgálatának előnyei, hátrányai és módszertana. (The use of artificial nests for estimating rates of nest survival) *Ornis Hungarica* 8-9: 39-55.

Báldi A. 2000. Different depredation rates between daylight and twilight placed artificial nests. *Folia Zoologica* 49 (2):157-159.

Beale C. M., Monaghan P. 2004. Human disturbance: people as predation-free predators? *Journal of Applied Ecology* 41 (2): 335-343.

Belthoff J. R. 2005. Using artificial nests to study nest predation in birds. *American Biology Teacher* 67 (2): 105-110.

Benson T. J., Brown J. D., Bednarz J. C. 2010. Identifying predators clarifies prediction of nest success in a temperate passerine. *Journal of Animal Ecology* 79 (1): 225-234.

Berg A. 1996. Predation on artificial, solitary and aggregated wader nests on farmland. *Oecologia* 107 (3): 343-346.

Berry L., Lill A. 2003. Do predation rates on artificial nests accurately predict predation rates on natural nests? The effects of nest type, egg type and nest-site characteristics. *Emu* 103 (3): 207-214.

Bider J. R. 1968. Animal activity in uncontrolled terrestrial communities as determined by a sand transect technique. *Ecological Monographs* 38: 269-308.

BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. *BirdLife Conservation* Series No. 12, Cambridge, UK.

Blair R. 2004. The effects of urban sprawl on birds at multiple levels of biological organization. Ecology and Society 9 (5): 2.

Bolduc F., Guillemette M. 2003. Human disturbance and nesting success of Common Eiders: interaction between visitors and gulls. *Biological Conservation* 110 (1): 77-83.

Bombi P., Salvi D., Luiselli L., Bologna M. A. 2009. Modelling correlaters of microhabitat use of two sympatric lizards: a model selection approach. *Animal Biology* 59 (1): 109-126.

Boulton R. L., Cassey P. 2006. An inexpensive method for identifying predators of passerine nests using tethered artificial eggs. *New Zealand Journal of Ecology* 30 (3): 377-385.

Boulton R. L., Clarke M. F. 2003. Do yellow-faced honeyeater (*Lichenostomus chrysops*) nests experience higher predation at forest edges? *Wildlife Research* 30 (2): 119-125.

Burke D. M., Elliott K., Moore L., Dunford W., Nol E., Phillips J., Holmes S., Freemark K. 2004. Patterns of nest predation on artificial and natural nests in forests. *Conservation Biology* 18 (2): 381-388.

Butler M. A., Rotella J. J. 1998. Validity of using artificial nests to assess duck-nest success. *Journal of Wildlife Management* 62 (1): 163-171.

Chapa-Vargas L., Robinson S. K. 2006. Nesting success of a songbird in a complex floodplain forest landscape in Illinois, USA: local fragmentation vs. vegetation structure. *Landscape Ecology* 21 (4): 525-537.

Chesness R. A., Nelson M. M., Longley W. H. 1968. The effect of predator removal on pheasant reproductive success. *Journal of Wildlife Management* 32 (4): 683-697.

Colombelli-Négrel D., Kleindorfer S. 2009. Nest height, nest concealment, and predator type predict nest predation in superb fairy-wrens (*Malurus cyaneus*). *Ecological Research* 24 (4): 921-928.

Cramp S. 1998. The Complete Birds of the Western Palearctic. *Oxford University Press* (CD-Rom edition).

Cramp S., Simmons K. E. L. (eds) 1980. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa, Vol. 2. *Oxford University Press*, Oxford.

Cresswell W. 1997. Nest predation rates and nest detectability in different stages of breeding in Blackbirds *Turdus merula*. *Journal of Avian Biology* 28 (4): 296-302.

Csörgő T., Gyurácz J. 2009. Fekete rigó. In: Csörgő T., Karcza Zs., Halmos G., Magyar G., Gyurácz J., Szép T., Bankovics A., Schmidt A., Schmidt E. (szerk.). Magyar madárvonulási atlasz. *Kossuth kiadó*, Budapest, pp. 672.

Darrow R. W. 1938. Possibilities of recognizing the evidence of predation and the species involved int he remains of grouse and grouse nests found destroyed. *Transactions of the North American Wildlife Conference* 3: 834-838.

Davis J. R. 1959. A preliminary progress report on nest predation as a limiting factor in wild turkey populations. *Proceedings Firs National Wild Turkey Symposium*. Memphis, Tennessee, pp. 138-145.

Davison B. D., Bollinger E. 2000. Predation rates on real and artificial nests of grassland birds. *Auk* 117 (1): 147-153.

Dyrcz A. 1969. The ecology of the song trush and blackbird during the breeding season in an area of their joint occurence. *Ekologia Polska Seria A* 17: 735-793.

Ebenman B., Karlsson J. 1984. Urban blackbirds (*Turdus merula*): from egg to independence. *Annales Zoologici Fennici* 21 (3): 249-251.

Esler D., Grand J. B. 1993. Factors influencing depredation of artificial duck nests. *Journal of Wildlife Management* 57 (2): 244-248.

Faivre B., Préault M., Théry M., Secondi J., Patris B., Cézilly F. 2001. Breeding strategy and morphological characters in an urban population of blackbirds, *Turdus merula*. *Animal Behaviour* 61: 969-974.

Faragó S. 2009a. Fürj. In: Csörgő T., Karcza Zs., Halmos G., Magyar G., Gyurácz J., Szép T., Bankovics A., Schmidt A., Schmidt E. (szerk.). Magyar madárvonulási atlasz. *Kossuth kiadó*, Budapest, pp. 672.

Faragó S. 2009b. Fácán. In: Csörgő T., Karcza Zs., Halmos G., Magyar G., Gyurácz J., Szép T., Bankovics A., Schmidt A., Schmidt E. (szerk.). Magyar madárvonulási atlasz. *Kossuth kiadó*, Budapest, pp. 672.

Fazekas A., Báldi A. 2000. A szegélyhatás és az énekesmadarak fészekaljpredációjának kísérletes vizgálata a Tököli Parkerdőben. *Ornis Hungarica* 10: 41-48.

Fletcher K., Warren P., Baines D. 2005. Impact of nest visits by human observers on hatching success in Lapwings *Vanellus vanellus*: a field experiment. *Bird Study* 52: 221-223.

Forbes S. 2010. Family structure and variation in reproductive success in blackbirds. *Behaviour Ecology and Sociobiology* 64 (3): 475-483.

Forshaw J. M. 2005. Madarak. Tudományos Kiskönyvtár-sorozat. *Kossuth Kiadó*, Budapest, pp. 319.

Fenske-Crawford T. J., Niemi G. J. 1997. Predation of artificial ground nests at two types of edges in a forest-dominated landscape. *Condor* 99 (1): 14-24.

Gates J. E., Gysel L. W. 1978. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59 (5): 871-883.

Gottfried B. M., Thompson C. F. 1978. Experimental-analysis of nest predation in an old-field habitat. *Auk* 95 (2): 304-312.

Götmark F. 1992. The effects of investigator disturbance on nesting birds. *Current Ornithology* 9: 63-104.

Götmark F. 1992. Blue eggs do not reduce nest predation int he song thrush, *Turdus philomelos. Behavioral Ecology and Sociobiology* 30 (3-4): 245-252.

Grégoire A., Garnier S., Dréano N., Faivre B. 2003. Nest predation in Blackbirds (*Turdus merula*) and the influence of nest characteristics. *Ornis Fennica* 80 (1): 1-10.

Guyn K. L., Clark R. G. 1997. Cover characteristics and success of natural and artificial duck nests. *Journal of Field Ornithology* 68 (1): 33-41.

Hadarics T. 2008. Turdidae – Rigófélék. In: Hadarics T., Zalai T. (szerk.). Nomenclator avium Hungariae. Magyarország madarainak névjegyzéke. *Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület*, Budapest, pp. 278.

Hannon S. J., Cotterill S. E. 1998. Nest predation in aspen woodlots in an agricultural area in Alberta: The enemy from within. *Auk* 115 (1): 16-25.

Haraszthy L. 1984. Magyarország fészkelő madarai. *Natura*, Budapest, pp. 246.

Haraszthy L. 1990. Magyarország madarainak határozója. *Natura*, Budapest, pp. 243.

Haraszthy L. 1998. Magyarország madarai. *Mezőgazda kiadó*, Budapest, pp. 441.

Hartley M. J., Hunter M. L. 1998. A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. *Conservation Biology* 12 (2): 465-469.

Haskell D. G. 1995. Forest fragmentation and nest predation: Are experiments with Japanese quail eggs misleading? *Auk* 112 (3): 767-770.

Haskell D. G. 1999. The effect of predation on begging-call evolution in nestling wood warblers. *Animal Behaviour* 57 (4): 893-901.

Heinzel H., Fitter R., Parslaw J. 1995. Európa madarai: Collins képes madárhatározó. *Panem Könyvkiadó*, Budapest, pp. 384.

Hindwood K. A. 1947. Australian raven as a straggler. *New Zealand Bird Notes* 2: 122.

Horváth Gy. 2006. Population dynamics and spatial distribution of small mammals in energy grass fields. *7th Congress of Hungarian Ecologists*, Budapest, Hungary, Abstract book, pp. 88.

Hothorn T., Bretz F., Westfall P. 2008. Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal* 50: 346-363.

Huhta E., Mappes T., Jokimäki J. 1996. Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat strukture. *Ecography* 19 (1): 85-91.

Inhoff E. 2009. A PTE Botanikus Kert madárvilágának fenológiai és térbeli mintázata. *Diplomamunka*, Pécsi Tudományegyetem, Pécs, pp. 51.

Johnson D. H. 1979. Estimating nest success – the Mayfield method and an alternative. *Auk* 96 (4): 651-661.

Jokimäki J., Huhta E. 2000. Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *Condor* 102 (4): 838-847.

Kálmán Z., Soós N., Csete S., Pál R., Horváth Gy. 2006. Tall wheatgrass field as source habitat or ecological corridor? *1st European Congress of Conservation Biology*, Eger, Hungary, Abstract book, pp. 519.

Kentish B. J., Dann P., Lowe K. W. 1995. Breeding biology of the Common Blackbird *Turdus merula* in Australia. *Emu* 95: 233-244.

Keyser A. J., Hill G. E., Soehren E. C. 1998. Effects of forest fragment size, nest density, and proximity to edge on the risk of predation to ground-nesting passerine birds. *Conservation Biology* 12 (5): 986-994.

King D. I., DeGraaf R. M., Griffen C. R., Maier T. J. 1999. Do predation rates on artificial nests accurately reflect predation rates on natural bird nests? *Journal of Field Ornithology* 70 (2): 257-262.

Kis J., Liker A., Székely T. 2000. Nest defence by lapwings: Observations on natural behaviour and an experiment. *Ardea* 88 (2): 155-163.

Koródi-Gál J. 1967. Beitrage zur Kenntnis der Brutbiologie der Amsel und zur Ernahrungsdynamik ihrer Jungen. *Zoologische Abhandlungen* 29: 25-53.

Kosinski Z. 2001. Effects of urbanization on nest site selection and nesting success of the Greenfinch *Carduelis chloris* in Krotoszyn, Poland. *Ornis Fennica* 78 (4): 175-183.

Kurucz K., Kallenberger H., Szigeti Cs., Purger J. J. 2010. Survival probabilities of first and second clutches of the blackbird (*Turdus merula*) in an urban environment. *Archives of Biological Science* 62 (2): 489-493.

Lahti D. C. 2001. The „edge effect on nest predation" hypothesis after twenty years. *Biological Conservation* 99 (3): 365-374.

Larivière S. 1999. Reasons why predators cannot be inferred from nest remains. *Condor* 101 (3): 718-721.

Larivière S., Messier F. 1998. Effect of density and nearest neighbours on simulated waterfowl nests, can predators recognise highdensity nesting patches? *Oikos* 83 (1): 12-20.

Lewis K. P. 2004. How important is the statistical approach for analyzing categorical data? A critique using artificial nests. *Oikos* 104 (2): 305-315.

Lewis K. P., Montevecchi W. A. 1999. Predation on different-size quail eggs in an artificial-nest study in western Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology* 77 (7): 1170-1173.

Liebezeit J. R., Kendall S. J., Brown S., Johnson C. B., Martin P., McDonald T. L., Payer D. C., Rea C. L., Streever B., Wildman A. M., Zack S. 2009. Influence of human development and predators on nest survival of tundra birds, Arctic Coastal Plain, Alaska. *Ecological Applications* 19 (6): 1628-1644.

Liker A., Papp Z., Bókony V., Lendvai Á. Z. 2008. Lean birds in the city: body size and condition of house sparrow along the urbanization gradient. *Journal of Animal Ecology* 77 (4): 789-795.

Lindell C. 2000. Egg type influences predation rates in artificial nest experiments. *Journal of Field Ornithology* 71 (1): 16-21.

Lindell C. A., Cohen E. B., Fritz J. S. 2004. Are Daily mortality rates for real and artificial clutches comparable? *Ornitologia Neotropical* 15 (2): 201-208.

López-Flores V., MacGregor-Fors I., Schondube J. E. 2009. Artificial nest predation along a Neotropical urban gradient. *Landscape and Urban Planning* 92 (2): 90-95.

Ludvig É., Török J., Vanicsek L., Csörgő T. 1994. Territoriality and population regulation in urban Blackbirds (*Turdus merula L.*). *Ornis Hungarica* 4: 1-8.

Ludvig É., Vanicsek L., Török J., Csörgő T. 1995. The effect of nest-height on the seasonal pattern of breeding success in Blackbirds *Turdus merula. Ardea* 83 (2): 411-418.

Ludwig M. 2010. Nest predation on artificial nests in hedges and forest edges. *Diplomamunka*, Georg-August-Universität, Göttingen, pp. 58.

Luginbuhl J. M., Marzluff J. M., Bradley J. E., Raphael M. G., Varland D. E. 2001. Corvid survey techniques and the relationship between corvid relative abundance and nest predation. *Journal of Field Ornithology* 72 (4): 556-572.

MacIvor L. H., Melvin S. M., Griffin C. R. 1990. Effects of research activity on piping plover nest predation. *Journal of Wildlife Management* 54 (3): 443-447.

Maier T. J., DeGraaf R. M. 2000. Predation on Japanese Quail vs. House Sparrow eggs in artificial nests: small eggs reveal small predators. *Condor* 102 (2): 325-33.

Maier T. J., DeGraaf R. M. 2001. Differences in depredation by small predators limit the use of plasticine and zebra finch eggs in artificial-nest studies. *Condor* 103 (1): 180-183.

Major R. E. 1990. The effect of human observers on the intensity of nest predation. *Ibis* 132 (4): 608-611.

Major R. E. 1991. Identification of nest predators by photography, dummy eggs, and adhesive tape. *Auk* 108 (1): 190-196.

Major R. E., Kendal C. E. 1996. The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. *Ibis* 138 (2): 298-307.

Major R. E., Christie F. J., Gowing G., Ivison T. J. 1999. Elevated rates of predation on artificial nests in linear strips of habitat. *Journal of Field Ornithology* 70 (3): 351-364.

Marini M. A., Robinson S. K., Heske E. J. 1995. Edge effects on nest predation in the Shawnee-National-Forest, Southern Illinois. *Biological Conservation* 74 (3): 203-213.

Martin T. E. 1987. Artificial nest experiments: effects of nest appearance and type of predator. *Condor* 89 (4): 925-928.

Martin T. E. 1988. Habitat and area effects on forest bird assemblages – is nest predation an influence. *Ecology* 69 (1): 74-84.

Martin T. E. 1993. Nest predation and nest sites: New perspectives on old patterns. *BioScience* 43 (8): 523-532.

Matschke G. H. 1965. Predation by european wild hogs on dummy nests of ground-dwelling birds. *Proceedings Annual Conference Southeastern Association Game and Fish Commission* 19:154-156.

Matthews A., Dickman C. R., Major R. E. 1999. The influence of fragment size and edge on nest predation in urban bushland. *Ecography* 22 (4): 349-356.

Mauersberger G. 1978. Uránia Állatvilág – Madarak. *Gondolat Kiadó*, Budapest, pp. 501.

Maxson S. J., Oring L. W. 1978. Mice as source of egg loss among ground nesting birds. *Auk* 95 (3): 582-584

Maxson S. J., Riggs M. R. 1996. Habitat use and nest success of overwater nesting ducks in westcentral Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 60 (1): 108-119.

Mayfield H. F. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87 (4): 456-466.

Medeiros R., Ramos J. A., Paiva V. H., Almeida A., Pedro P., Antunes S. 2007. Signage reduces the impact of human disturbance on little tern nesting success in Portugal. *Biological Conservation* 135 (1): 99-106.

Melampy M. N., Kershner E. L., Jones M. A. 1999. Nest predation in suburban and rural woodlots of Northern Ohio. *American Midland Naturalist* 141 (2): 284-292.

Mezquida E. T., Marone L. 2003. Are results of artificial nest experiments a valid indicator of success of natural nests? *Wilson Bulletin* 115 (3): 270-276.

MME 2011. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, www.mme.hu/component/content/article/10-napi-madarvedelem/734-fiokat-talaltam.html

MME-MK 2011a. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület – Monitoring Központ, http://www.mme-monitoring.hu/birds.php?huring=COTCOT

MME-MK 2011b. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület – Monitoring Központ, http://www.mme-monitoring.hu/birds.php?huring=PHACOL

MME-MK 2011c. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület – Monitoring Központ, http://www.mme-monitoring.hu/birds.php?huring=TURMER

Møller A. P. 1988. Nest predation and nest site choice in passerine birds in habitat patches of different size: a study of magpies and blackbirds. *Oikos* 53 (2): 215-221.

Møller A. P. 1989. Nest site selection across field-woodland ecotones - The effect of nest predation. *Oikos* 56 (2): 240-246.

Møller A. P. 2009. Successful city dwellers: a comparative study of the ecological characteristics of urban birds in the Western Palearctic. *Oecologia* 159 (4): 849-858.

Montgomerie R. D., Weatherhead P. J. 1988. Risks and rewards of nest defense by parent birds. *Quarterly Review of Biology* 63 (2): 167-187.

Moore R. P., Robinson W. D. 2004. Artificial bird nests, external validity, and bias in ecological field studies. *Ecology* 85 (6): 1562-1567.

Moorman C. E., Guynn D. C., Kilgo J. C. 2002. Hooded warbler nesting success adjacent to group-selection and clearcut edges in a southeastern bottomland forest. *Condor* 104 (2): 366-377.

Mödlinger P., Kapocsy Gy. 1980. Madarak világa. *Natura*, Budapest, pp. 230.

Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10 (2): 58-62.

Nelson A. L., Handley C. O. 1938. Behavior of gray foxes in raiding quail nests. *Journal of Wildlife Management* 2 (3): 73-78.

Nguyen L. P., Nol E., Abraham K. F. 2003. Nest success and habitat selection of the semipalmated plover on Akimiski Island, Nunavut. *Wilson Bulletin* 115 (3): 285-291.

Niehaus A. C., Heard S. B., Hendrix S. D., Hillis S. L. 2003. Measuring edge effects on nest predtion in forest fragments: Do finch or quail eggs tell different stories? *American Midland Naturalist* 149 (2): 335-343.

Noske R. A., Fischer S., Brook B. W. 2008. Artificial nest predation rates vary among habitats in the Australian monsoon tropics. *Ecological Research* 23: 519-527.

Nour N., Mathysen E., Dhondt A. A. 1993. Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal preadators. *Ecography* 16 (2): 111-116.

Opermanis O. 2001. Marsh Harrier *Circus aeruginosus* predation on artificial duck nests: a field experiment. *Ornis Fennica* 78 (4): 198-203.

Opermanis O. 2004. Appearance and vulnerability of artificial duck nests to avian predators. *Journal of Avian Biology* 35 (5): 410-415.

Ortega C. P., Ortega J. C., Rapp C. A., Backensto S. A. 1998. Validating the use of artificial nests in predation experiments. *Journal of Wildlife Management* 62 (3): 925-932.

Ortega C. P., Ortega J. C., Rapp C. A., Vorisek S., Backensto S. A., Palmer D. W. 1997. Effect of research activity on the success of American robin nests. *Journal of Wildlife Management* 61 (3): 948-952.

Parker J. W. 1972. A mirror and pole device for examining high nests. *Bird-Banding* 43 (3): 216-218.

Partecke J., Van’t Hof J., Gwinner E. 2005. Underlying physiological control of reproduction in urban and forest-dwelling European blackbirds *Turdus merula*. *Journal of Avian Biology* 36 (4): 295-305.

Partecke J., Schwabl I., Gwinner E. 2006. Stress and the city: Urbanization and its effects on the stress physiology in european blackbirds. *Ecology* 87 (8): 1945-1952.

Pasitschniak-Arts M., Messier F. 1995. Risk of predation on waterfowl nests in the canadian prairies: effects of habitat edges and agricultural practices. *Oikos* 73 (3): 347-355.

Paton P. W. C. 1994. The Effect of Edge on Avian Nest Success: How Strong Is the Evidence? *Conservation Biology* 8 (1): 17-26.

Pál R., Csete S. 2008. Comparative analysis of the weed composition of a new energy crop (*Elymus elongatus* [Host] Runemark subsp. *Ponticus* [Podp.] Melderis cv. Szarvasi-I) in Hungary. *Journal of Plant Diseases and Protection Special Issue* 21: 215-220.

Pärt T., Wretenberg J. 2002. Do artificial nests reveal relative nest predation risk for real nests? *Journal of Avian Biology* 33 (1): 39-46.

Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D., the R Core team 2009. The nlme package: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-96. URL: http://cran.r-project.org/src/contrib/Descriptions/nlme.html

Purger J. J., Mészáros L. A., Purger D. 2004a. Predation on artificial nests in post-mining recultivated area and forest edge: contrasting the use of plasticine and quail eggs. *Ecological Engineering* 22 (3): 209-212.

Purger J. J., Mészáros L. A., Purger D. 2004b. Ground nesting in recultivated forest habitats - a study with artificial nests. *Acta Ornithologica* 39 (2): 141-145.

Purger J. J., Mészáros L. A. 2006. Possible effects of nest predation on the breeding success of Ferruginous Duck *Aythya nyroca*. *Bird Conservation International* 16 (4): 309-316.

Purger J. J., Csuka Sz., Kurucz K. 2008. Predation survival of ground nesting birds in grass and wheat fields: Experiment with plasticine eggs and artificial nests. *Polish Journal of Ecology* 56 (3): 481-486.

R Development Core Team 2010. R: a language and environment for statistical computing. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: http://www.R-project.org

Rangen S. A., Clark R. G., Hobson K. A. 2000. Visual and olfactory attributes of artificial nests. *Auk* 117 (1): 136-146.

Rearden J. D. 1951. Identification of water-fowl nest predators. *Journal of Wildlife Management* 15 (4): 386-395.

Ricklefs R. E. 1969. An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology* 9: 1-48.

Robel R. J., Hughes J. P., Keane T. D., Kemp K. E. 2003. Do artificial nests reveal meaningful patterns of predation in Kansas grasslands? *Southwestern Naturalist* 48 (3): 460-464.

Robert H. C., Ralph C. J. 1975. Effects of human disturbance on the breeding success of gulls. *Condor* 77 (4): 495-499.

Rodway M. S., Montevecchi W. A., Chardine J. W. 1996. Effects of investigator disturbance on breeding success of Atlantic Puffins *Fratercula arctica*. *Biological Conservation* 76 (3): 311-319.

Sage R., Cunningham M., Boatman N. 2006. Bird in willow short-rotation coppice compared to other arable crops in central England and a review of bird census data from energy crops in the UK. *Ibis* 148: 184-197.

Salamon-Albert É., Pál R. 2007. Zöld Sziget: 55 éves a Pécsi Tudományegyetem Botanikus Kertje. *PTE, TTK, Biológiai Intézet, Növényrendszertani-Geobotanikai Tanszék és Botanikus Kert*, Pécs, pp. 87.

Sasvári L., Csörgő T., Hahn I. 1995. Bird nest predation and breeding density in primordial and man-made habitats. Folia Zoologica 44 (4): 305-314.

Sauer F. 1995. Természetkalauz: Szárazföldi madarak. *Magyar könyvklub*, Budapest, pp. 287.

Šálek M., Svobodová J., Bejček V., Albrecht T. 2004. Predation on artificial nests in relation to the numbers of small mammals in the Krušné hry Mts, the Czech Republic. *Folia Zoologica* 53 (3): 312-318.

Schmidt E. 2001. Madárlexikon. *Anno Kiadó*, Budapest, pp. 371.

Schmidt K. A., Whelan C. J. 2005. Quantifying male Wood Thrush nest-attendance and its relationship to nest success. *Condor* 107 (1): 138-144.

Sedinger J. S. 1990. Effects of visiting black brant nests on egg and nest survival. *Journal of Wildlife Management* 54 (3): 437-443

Semere T., Slater F. M. 2007. Ground flora, small mammal and bird species diversity in miscanthus (*Miscanthus* × *giganteus*) and reed canary-grass (*Phalaris arundinacea*) fields. *Biomass & Bioenergy* 31 (1): 20-29.

Seymour A. S., Harris S., White P. C. L. 2004. Potential effects of reserve size on incidental nest predation by red foxes *Vulpes vulpes. Ecological Modelling* 175 (1): 101-114.

Skutch A. F. 1949. Do tropical birds rear as many young as they can nourish? *Ibis* 91 (3): 430-455.

Small M. F., Hunter M. L. 1988. Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia* 76 (1): 62-64.

Snow D. W. 1955. The breeding of blackbird, song thrush and mistle thrush in Great Britain, Part III. Nesting success. *Bird Study* 2 (4): 169-178.

Snow D. W. 1958. The breeding of the blackbird *Turdus merula* at Oxford. *Ibis* 100 (1): 1-30.

Snow D. W. 1969. An analysis of breeding success in the blackbird, *Turdus merula*. *Ardea* 57 (3-4): 163-171.

Sooter C. A. 1946. Habits of coyotes in destroying nests and eggs of waterfowl. *Journal of Wildlife Management* 10 (1): 33-38.

Söderström B., Pärt T., Rydén J. 1998. Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. *Oecologia* 117 (1-2): 108-118.

Stanton F. W. 1944. Douglas ground squirrel as a predator on nests of upland game birds in Oregon. *Journal of Wildlife Management* 8 (2): 153-160.

Stoate C., Báldi A., Beja P., Boatman N. D., Herzon I., van Doorn A., de Snoo G. R., Rakosy L., Ramwell C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. *Journal of Environmental Management* 91 (1): 22-46.

Stoddard H. L. 1932. The bobwhite quail: its habits, preservation and increase. *Charles Scribner's Sons*, New York, pp. 559.

Svagelj W. S., Mermoz M. E., Fernandez G. J. 2003. Effect of egg type on the estimation of nest predation in passerines. *Journal of Field Ornithology* 74 (3): 243-249.

Svensson L., Grant P. J. 2002. Madárhatározó. Európa és Magyarország legátfogóbb terepi határozója. *Park Könyvkiadó*, Budapest, pp. 400.

Székely T. 1992. Reproduction of Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*) in grasslands and fishponds: the habitat mal-assessment hypothesis. *Aquila* 99: 59-68.

Thompson III. F. R., Burhans D. R. 2004. Differences in predators of artificial and real songbird nests: Evidence of bias in artificial nest studies. *Conservation Biology* 18 (2): 373-380.

Thorington K. K., Bowman R. 2003. Predation rate on artificial nests increases with human housing density in suburban habitats. *Ecography* 26 (2): 188-196.

Török J. 1981. Food composition of nestling blackbirds in an oak forest bordering on an orchard. *Opuscula Zoologica* 17-18: 145-156.

Trnka A., Prokop P., Batáry P. 2008. Dummy birds in artificial nest studies: an experiment with red-backed shrike *Lanius collurio*. *Bird Study* 55 (3): 329-331.

Tryjanowski P., Kuźniak S. 1999. Effect of research activity on the success of Red-backed Shrike *Lanius collurio* nests. *Ornis Fennica* 76 (1): 41-43.

Vacca M. M., Handel C. M. 1988. Factors influencing predation associated with visits to artificial goose nests. *Journal of Field Ornithology* 59 (3): 215-223.

Van Heezik Y., Ludwig K., Whitwell S., McLean I. G. 2008. Nest survival of birds in an urban environment in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 32 (2): 155-165.

Venables W. N., Ripley B. D. 2002. Modern Applied Statistics with S. 4th edition, *Springer*, New York, USA.

Vigallon S. M., Marzluff J. M. 2005. Is nest predation by steller's jays (*Cyanocitta stelleri*) incidental or the result of a specialized search strategy? *Auk* 122 (1): 36-49.

Weatherhead P. J., Blouin-Demers G. 2004. Understanding avian nest predation: why ornithologist should study snakes. *Journal of Avian Biology* 35 (3): 185-190.

Weidinger K. 2001. Does egg colour affect predation rate on open passerine nests? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 49 (6): 456-464.

Weidinger K. 2002. Interactive effects of concealment, parental behaviour and predators on the survival of open passerine nests. *Journal of Animal Ecology* 71 (3): 424-437.

Weidinger K. 2009. Nest predators of woodland open-nesting songbirds in central Europe. *Ibis* 151 (2): 352-360.

Westmoreland D., Best L. B. 1985. The effect of disturbance on Mourning Dove nesting success. *Auk* 102 (4): 774-780.

Whelan C. J., Dilger M. L., Robson D., Hallyn N., Dilger S. 1994. Effects of olfactory cues on artificial-nest experiments. *Auk* 111 (4): 945-952.

White C. M., Thurow T. L. 1985. Reproduction of Ferruginous Hawks exposed to controlled disturbance. *Condor* 87 (1): 14-22.

Wikipedia 2010. http://hu.wikipedia.org/wiki/Pécs

Wilcove D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66 (4): 1211-1214.

Willson M. F., Morrison J. L., Sieving K. E., De Santo T. L., Santisteban L., Díaz I. 2001. Patterns of predation risk and survival of bird nests in a Chilean agricultural landscape. *Conservation Biology* 15 (2): 447-456.

Wilson G. R., Brittingham M. C., Goodrich L. J. 1998. How well do artificial nests estimate success of real nests? *Condor* 100 (2): 357-364.

Wysocki D. 2004. Nest re-use by blackbirds – the way for safe breeding? *Acta Ornithologica* 39 (2): 164-168.

Wysocki D. 2005. Nest site selection in the urban population of Blackbirds *Turdus merula* in Szczecin (NW Poland). *Acta Ornithologica* 40 (1): 61-69.

Wysocki D., Walasz K. 2004. Nest sharing by two blackbird *Turdus merula* females. *Acta Ornithologica* 39 (1): 79-81.

Yahner R. H., Voytko R. A. 1989. Effects of nest-site selection on depredation of artificial nests. *Journal of Wildlife Management* 53(1):21-25.

Yahner R. H., Scott D. P. 1988. Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. *Journal of Wildlife Management* 52 (1): 158-161.

Yahner R. H., Wright A. L. 1985. Depredation on artificial ground nests: effects of edge and pest age. *Journal of Wildlife Management* 49 (2): 508-513.

Yasué M., Dearden P. 2006. The effect of heat stress, predation risk and parental investment on Malaysian plover nest return times following human disturbance. *Biological Conservation* 132 (4): 472-480.

Zanette L. 2002. What do artificial nests tells us about nest predation? *Biological Conservation* 103 (3): 323-329.

Zar J. H. 1999. Biostatistical analysis. 4th, *Prentice Hall*, London, pp. 663.

11. Publikációs lista

1. A disszertáció alapjául szolgáló tudományos közlemények

Purger J. J., Csuka Sz., **Kurucz K.** 2008. Predation survival of ground nesting birds in grass and wheat fields: experiment with plasticine eggs and artificial nests. *Polish Journal of Ecology* 56 (3): 473-478. **IF: 0,443**

Független hivatkozás: 5.

Kurucz K., Kallenberger H., Szigeti Cs., Purger J. J. 2010. Survival probabilities of first and second clutches of the blackbird (*Turdus merula*) in an urban environment. *Archives of Biological Science* 62 (2): 489-493. **IF: 0,356**

Összesített impakt faktor: 0.799
Független hivatkozások száma: 5

2. A disszertáció témakörében készült konferencia előadások és poszterek

Purger J. J., Csuka Sz., **Kurucz K.** 2006.Befolyásolják-e a gyurmatojások a mesterséges talajfészkek túlélési esélyeit? *7. Magyar Ökológus Kongresszus,* Budapest, 2006. szeptember 4-6. (poszter, absztrakt kötet, p. 176.)

Kurucz K., Purger J. J. 2008. Befolyásolják-e a mesterséges talajfészkekbe helyezett gyurmatojások a fészekaljak túlélési esélyeit? *V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia*, Nyíregyháza, 2008. november 6-9. (poszter, absztrakt kötet, p. 129.)

Kurucz K., Kallenberger H., Szigeti Cs., Purger J. J. 2009. A feketerigó áprilisi és júniusi fészekaljainak túlélési esélyei - egy fészekaljpredációs vizsgálat tanulságai. *8. Magyar Ökológus Kongresszus,* Szeged, 2009. augusztus 26-28. (előadás, absztrakt kötet, p. 128.)

Kurucz K., Bertalan L., Purger J. J. 2010. Műfészkekkel, műtojásokkal végzett kísérletek módszertanának kritikai áttekintése. *4. Szünzoológiai Szimpózium,* Budapest, 2010. április 9. (előadás, absztrakt kötet, p. 18.)

Kurucz K. 2010. Városlakó feketerigók (*Turdus merula*) fészekaljpredációjának nyomonkövetése műfészkek segítségével. *TUDOC-2010, Kárpát-medencei Doktoranduszok Nemzetközi Konferenciája,* Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Gödöllő, 2010. május 27-28. (előadás, absztrakt kötet, p. 41.)

Kurucz K., Bertalan L., Purger J. J. 2010. A feketerigó (*Turdus merula*) költési sikere Pécsett: igazi és mesterséges fészkek megfigyeléseinek tapasztalatai. *A Magyar Biológiai Társaság Pécsi Csoportjának szakülése*, Pécs, 2010. november 18. (előadás)

Kurucz K., Batáry P., Frank K., Purger J. J. 2011. A mindennapos fészekellenőrzések befolyásolják-e a talaj- és bozótfészkek túlélési esélyeit? *A Magyar Biológiai Társaság Pécsi Csoportjának szakülése*, Pécs, 2011. február 24. (előadás)

Purger J. J., **Kurucz K.**, Tóth Á., Batáry P. 2011. Befolyásolják-e a különböző tojástípusok a mesterséges talajfészkek túlélési esélyeit? *A Magyar Biológiai Társaság Pécsi Csoportjának szakülése*, Pécs, 2011. február 24. (előadás)

Kurucz K., Batary P., Frank K., Purger J. J. 2011. How does daily nest monitoring influence the survival of artificial nests? *7th Ecology & Behaviour meeting*, Rennes, Franciaország, 2011. május 2-6. (poszter, absztrakt kötet, p. 112.)

Kurucz K., Purger J. J., Tóth Á., Batáry P. 2011. How do plasticine vs. coated plasticine egg use influence the survival of artificial ground nests? *8th Conference of the European Ornithologists' Union*, Riga, Lettország, 2011. augusztus 27-30. (poszter, absztrakt kötet, p. 214.)

12. Köszönetnyilvánítás

Munkámat mind szakdolgozóként, mind doktoranduszként a Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Karának Biológiai Intézetében, az Állatökológia Tanszékén végeztem.

Mindenekelőtt köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. Purger Jenőnek, hogy munkámat a kezdetektől szakértő figyelemmel kísérte, támogatta és számomra maximális szabadságot biztosítva irányította.

Köszönöm Dr. Batáry Péternek a szakmai tanácsokat, valamint a statisztikai értékelésekben nyújtott segítségét.

Köszönöm az Állatökológia Tanszék hallgatóinak a terepi munkákban való segítséget: Csuka Szilviának, Békésiné Kallenberger Helénának, Szigeti Csillának, Bertalan Líviának, Tóth Ádámnak, valamint Frank Krisztiánnak.

Végül, de nem utolsó sorban köszönöm családomnak, hogy támogattak és lehetővé tették, hogy ezt a pályát válasszam.