



1949

# AZ URBANIZÁCIÓ HATÁSA A PREDÁCIÓS AKTIVITÁSRA

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

a szerző neve: Eötvös Csaba Béla  
témavezető neve: Dr. Magura Tibor

DEBRECENI EGYETEM  
Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács  
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola  
Debrecen, 2021.

*Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács **Juhász Nagy Pál Doktori Iskola Alkalmazott Ökológia** programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem környezettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából. Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.  
Debrecen, 2021. ....*

*Eötvös Csaba Béla*

*Tanúsítom, hogy Eötvös Csaba Béla doktorjelölt 2014- 2017. között a fent megnevezett Doktori Iskola Alkalmazott Ökológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.  
Az értekezés elfogadását javasolom.*

*Debrecen, 2021. ....*

*Dr. Magura Tibor*



# AZ URBANIZÁCIÓ HATÁSA A PREDÁCIÓS AKTIVITÁSRA

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében  
az Ökológia tudományágban

Írta: Eötvös Csaba Béla okleveles biológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál doktori iskolája  
(Alkalmazott Ökológia programja) keretében

Témavezető: Dr. Magura Tibor

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Szabó Szilárd .....  
tagok: Dr. Lengyel Szabolcs .....  
Dr. Molnár V. Attila .....

A doktori szigorlat időpontja: 2020. június 22.

Az értekezés bírálói:

Dr. ....  
Dr. ....  
Dr. ....

A bírálóbizottság:

elnök: Dr. ....  
tagok: Dr. ....  
Dr. ....  
Dr. ....  
Dr. ....

Az értekezés védésének időpontja: 2021. .... .



# Tartalomjegyzék

<b>1.</b>	<b>BEVEZETÉS</b>	<b>2</b>
1.1.	URBANIZÁCIÓ ÉS ÁLTALÁNOS HATÁSAI AZ ÉLŐVILÁGRA	2
1.2.	URBANIZÁCIÓ HATÁSA A RAGADOZÁSRA	6
1.3.	PREDÁCIÓS AKTIVITÁS VÁLTOZÁSA URBANIZÁCIÓS GRADIENS MENTÉN	9
1.4.	A RAGADOZÁS MÉRTÉKÉNEK KVANTIFIKÁLÁSA MŰHERNYÓS VIZSGÁLATI MÓDSZERREL	10
<b>2.</b>	<b>CÉLKITŰZÉSEK</b>	<b>13</b>
2.1.	PREDÁCIÓS AKTIVITÁS VÁLTOZÁSA URBANIZÁCIÓS GRADIENS MENTÉN	13
2.2.	A RAGADOZÁS MÉRTÉKÉNEK KVANTIFIKÁLÁSA MŰHERNYÓS VIZSGÁLATI MÓDSZERREL	13
<b>3.</b>	<b>ANYAG ÉS MÓDSZER</b>	<b>14</b>
3.1.	PREDÁCIÓS AKTIVITÁS VÁLTOZÁSA URBANIZÁCIÓS GRADIENS MENTÉN	14
3.1.1.	<i>Releváns szakirodalom keresése és az adatbázis összeállítása</i>	14
3.1.2.	<i>Adatelemzés</i>	15
3.2.	A RAGADOZÁS MÉRTÉKÉNEK KVANTIFIKÁLÁSA MŰHERNYÓS VIZSGÁLATI MÓDSZERREL	17
3.2.1.	<i>Vizsgálati helyszín</i>	17
3.2.2.	<i>Kísérleti elrendezés</i>	19
3.2.3.	<i>Adatelemzés</i>	21
<b>4.</b>	<b>EREDMÉNYEK</b>	<b>22</b>
4.1.	PREDÁCIÓS AKTIVITÁS VÁLTOZÁSA URBANIZÁCIÓS GRADIENS MENTÉN	22
4.2.	A RAGADOZÁS MÉRTÉKÉNEK KVANTIFIKÁLÁSA MŰHERNYÓS VIZSGÁLATI MÓDSZERREL	27
4.2.1.	<i>Predációs aktivitás az urbanizációs gradiens mentén</i>	27
4.2.2.	<i>Szezonális trendek</i>	29
<b>5.</b>	<b>MEGVITATÁS</b>	<b>31</b>
5.1.	PREDÁCIÓS AKTIVITÁS VÁLTOZÁSA URBANIZÁCIÓS GRADIENS MENTÉN	31
5.2.	A RAGADOZÁS MÉRTÉKÉNEK KVANTIFIKÁLÁSA MŰHERNYÓS VIZSGÁLATI MÓDSZERREL	33
<b>6.</b>	<b>KONKLÚZIÓ</b>	<b>36</b>
<b>7.</b>	<b>ÖSSZEGZÉS</b>	<b>37</b>
7.1.	BEVEZETÉS	37
7.2.	PREDÁCIÓS AKTIVITÁS VÁLTOZÁSA URBANIZÁCIÓS GRADIENS MENTÉN	38
7.3.	A RAGADOZÁS MÉRTÉKÉNEK KVANTIFIKÁLÁSA MŰHERNYÓS VIZSGÁLATI MÓDSZERREL	39
<b>7.</b>	<b>SUMMARY</b>	<b>41</b>
7.1.	INTRODUCTION	41
7.2.	CHANGE IN PREDATORY ACTIVITY ALONG URBANIZATION GRADIENT	42
7.3.	QUANTIFICATION OF THE DEGREE OF PREDATION PRESSURE WITH DUMMY CATERPILLARS	43
<b>8.</b>	<b>KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS</b>	<b>44</b>
<b>9.</b>	<b>IRODALOM</b>	<b>44</b>
<b>10.</b>	<b>FÜGGELÉK</b>	<b>64</b>



## 1. Bevezetés

### 1.1. Urbanizáció és általános hatásai az élővilágra

Az első városok megjelenését követően, hozzávetőlegesen 9800-10700 évvel ezelőtt a mezőgazdaság is fejlődésnek indult (*Riehl és mtsai.*, 2013), mely már jelentős környezeti átalakítást jelentett, így az urbanizáció előfutárának tekinthetjük. Ez rávilágít arra, hogy az urbanizáció folyamata nem csak a jelenkor problémája, végigkísérte az emberiség fejlődését. A városok közös jellemzője, hogy népességük a törzsi szerveződésben élő csoportokénál jelentősen nagyobb, központjukban nem-ideiglenes jellegű épületek találhatóak, melyekben olyan intézmények működnek, melyek összeszervezik a közösség munkáját és növelik a termelékenység hatékonyságát (*Elmqvist és mtsai.*, 2013). Fejlődésük során a városi elit által hozott döntések, a korlátozott tudás és a haszon maximalizálására való törekvés következtében nagymértékben rombolták a környező természetes élőhelyeket (*Redman*, 1999). Az urbanizáció mára az egyik leggyorsabb környezetformáló folyamattá vált, és ma már több ember él városokban, mint azon kívül (*United Nations*, 2018). Az előrejelzések szerint 2050-re 3,1 milliárd ember él majd falvakban vagy tanyákon, ami alig kevesebb, mint ma, míg a városi populáció elérheti a 6,7 milliárdot is (*United Nations*, 2018).

Az urbanizáció folyamata világszerte számos hasonlóságot mutat. A városon kívüli természetes területektől a városközpontok felé az eredeti élőhely egyre kisebb területet foglal el és egyre apróbb részekre fragmentálódik, az úthálózat sűrűsödik, egyre nagyobb területet borít mesterséges felület (beton, aszfalt stb.). Ezzel párhuzamosan a levegő- és a talajszennyezettség szintje is növekszik (*Medley és mtsai.*, 1995; *Pickett és mtsai.*, 2001), de növekvő emberi zavarás, megnövekedett zajszint, melegebb és szárazabb időjárás is megfigyelhető (*Grimmond*, 2015).

Az urbanizáció által érintett terület élővilága a fenti tényezők hatására jelentős mértékben megváltozik. A legtöbb, a területen eredetileg előforduló élőlény számára a városi környezet ritkán élhető (*McDonnell és mtsai.*, 1997; *Niemelä*, 1999), aminek következtében a közösségek újraszerveződését figyelhetjük meg (*Stracey és Robinson*, 2012; *Magura és mtsai.*, 2018). Amellett, hogy az élőhelyek mennyiségében, eloszlásában és minőségében változásokat tapasztalunk, a városok megmaradt élővilágát a mortalitás új forrásai is fenyegetik, úgy mint a xenobiotikumok, épületekkel és járművekkel való ütközés, áramütés és új ragadozók megjelenése (*Newton*, 1998). Az eredeti természetes élőhely egyes állatai és nö-

vényei ugyan jelen lehetnek a városi élőhelyen, de egyedszámuk rendszerint lecsökken, míg többségük eltűnik (*Marzluff és mtsai.*, 2001) és a helyüket gyakran idegenhonos fajok veszik át (*Francis és Chadwick*, 2015). A megváltozott városi környezet ezen idegenhonos fajok gyors evolúciójához vezethet, ami traitek olyan irányú megváltozását eredményezheti, mely növeli azok inváziós képességeiket (*Borden és Flory*, 2021). A környezeti változásokon túl az urbanizáció a városlakó élőlényekben okozhat morfológiai, fiziológiai és viselkedésbeli eltéréseket is, így a testméretben (*Weller és Ganzhorn*, 2004; *Evans*, 2010; *Magura és mtsai.*, 2020), a testméret-eloszlásban (*Magura és mtsai.*, 2006) és a vonulási szokásokban (*Partecke és Gwinner*, 2007), illetve csökkentheti reprodukciójuk sikerességét (*Seress és mtsai.*, 2012) és a túlélési rátájukat (*Riley és mtsai.*, 2003). Az urbanizáció fluktuáló aszimmetriára gyakorolt hatásai sem kizárhatóak (*Weller és Ganzhorn*, 2004; *Elek és mtsai.*, 2014). Ugyan az urbanizáció nem feltétlenül jár együtt a taxonómiai diverzitás vagy fajgazdagság csökkenésével (*Magura és mtsai.*, 2010), de az élőhely-specialisták a városi környezetből szinte minden esetben hiányoznak (*Lövei és mtsai.*, 2006; *Devictor és mtsai.*, 2007; *Liker és mtsai.*, 2008) és ennek következtében csökkenhet a funkcionális diverzitás (*Sacco és mtsai.*, 2015).

A városiasodás következményeit vizsgáló kutatások alapvetően három csoportba sorolják az egyes fajokat annak függvényében, hogy hogyan viszonyulnak a városi, megváltozott környezethez. A városkerülő fajok (urban avoiders, Blair, 1996) a természetes forrásoktól függenek, míg a városhasználó fajok (urban exploiters, Blair, 1996) teljes mértékben kihasználják a város adta lehetőségeket. A városhoz alkalmazkodó fajok (suburban adaptable, Blair, 1996; urban adapters, Blair, 2001) főként a természetes forrásokat használják, azonban ha szükséges, képesek a városi környezetben is megélni. Ezen kategóriák létét elsőként emlősöknél (*Nilon és VanDruff*, 1987) és madaraknál (*Goldstein és mtsai.*, 1986; *Maeda és Maruyama*, 1991), később más taxonoknál (lepkék: *Blair és Launer*, 1997; gyíkok: *Germaine és Wakeling*, 2001) is bizonyították. Az egyes populációk önfenntartó képességét figyelembe véve ezek a kategóriák tovább finomíthatók (*Fischer és mtsai.*, 2015). A városlakó fajok (urban dwellers, *Fischer és mtsai.*, 2015) városi jelenléte független a környező élőhelyektől, ott önálló populáció fenntartására képesek (pl. *Nephila plumipes*, *Lowe és mtsai.*, 2014). A városi hasznosítók (urban utilizers, *Fischer és mtsai.*, 2015) nem szaporodnak a városokban, ott csak táplálkozás vagy vonulás közben fordulnak elő, vagy ha szaporodnak is, a populációt a környező élőhelyekről történő bevándorlás tartja fent (pl. nagy bandikut (*Isoodon macrourus*), *FitzGibbon és mtsai.*, 2007), míg a városkerülő fajok (urban

avoiders, *Fischer és mtsai.*, 2015) épített környezetünkben csak ritkán fordulnak elő (pl. puma (*Puma concolor*), *Gehrt és mtsai.*, 2010). A kategorizálás nem stabil, mert az egyes fajoknak az urbanizációra adott populációs és evolúciós válaszai következtében folyamatos, lokális változásokat figyelhetünk meg (*Badyaev és mtsai.*, 2008). Például a korábban tipikusan városkerülő héja (*Accipiter gentilis*), az 1960-as évektől kezdődően számos európai városban megtelepedett (*Rutz*, 2008). Így kijelenthetjük, hogy a kérdést minden esetben, adott település szintjén kell vizsgálni, az ottani metaközösségeket figyelembe véve és minden esetben újra kell értékelni a korábbi eredményeket.

Az urbanizáció hatásainak vizsgálatai során a különböző mértékben városiasodott területeket egy gradiens menten csoportosíthatjuk. A gradiens két vége adott, az egyik a városiasodás által nem érintett természetes élőhely, avagy rurál terület, míg a másik az emberekkel sűrűn lakott, házak és utak uralta városközpont, a teljes mértékben urbanizálódott terület (*Forman és Gordon*, 1986). A két véglet közötti élőhelyeket további három kategóriára lehet felosztani: a természetes élőhelyhez közeli kezelt, őshonos és/vagy idegenhonos fajokból álló természetszerű környezet; a művelt táj mezőgazdasági területekkel és a szuburbán élőhelyek, melyeket kisebb lakóépületek, utak, kertek és parkok együttese alkot (*Forman és Gordon*, 1986). A területeket az egyes kategóriákba elsősorban a népsűrűség, a beépített terület aránya, a város határától való távolság és a lombborítás alapján lehet besorolni (*Short Gianotti és mtsai.*, 2016).

A városi környezet hatásai a természetes ökológiai folyamatokat széleskörűen befolyásolják. Ugyanakkor figyelembe kell venni, hogy míg a városi környezet világszerte nagyon hasonló, addig a körülöttük elterülő természetes élőhelyek változatosak, így az urbanizáció hatása különböző mértékű lehet (*Villarroel Walker és Beck*, 2012). A városi folyamatok megszakítják a természetes tápanyag körforgást, a táplálékfogyasztás és -termelés egyensúlya felborul a városlakók által termelt szerves hulladék körforgásból való kivonásával (*Nilsson*, 1995). Az urbanizált környezet vízellátása különösen függ az őket körülvevő természetes élőhelyektől és a klimatikus viszonyoktól (*Decker és mtsai.*, 2000). A vízkörforgás alapja a lehulló csapadék mennyisége. Ennek a víznek egy része elfolyik, míg a maradék elszivárogva a talajvízkészletet bővíti. Az emberi környezet a természetes hidrológiai körülményeket erősen befolyásolhatja, a vízkivételrel, a vízfolyások szabályozásával, tározók létrehozásával, vagy a felszín, víz számára áthatolhatatlan felszínborítás létrehozásával (*Kaye és mtsai.*, 2006). Ugyan a városi környezet gyakran nem szegényebb tápanyagokban, energiában és vízben, mint a rurál élőhelyek, azonban ezek a természetes

szervezeteknek nehezebben hozzáférhetőek és felhasználhatóak (Zhu és mtsai., 2017).

Az urbanizáció hatásai a fentebb tárgyalt, tágabb ökológiai folyamatok mellett a közösségdinamikai folyamatokat is befolyásolják. A legalapvetőbb hatás az, hogy egyes fajoknak megfelelő életteret nyújt a városi környezet, míg más fajok elkerülik a városi élőhelyeket, így megszűnik a két fajtípus közötti interakció. A farkasok (*Canis lupus*) és hiénák (*Hyena hyaena*) teljes mértékben elkerülik a városi környezetet, míg a borz (*Meles meles*), a mosómedve (*Procyon lotor*) vagy éppen a barnamedve (*Ursus arctos*) ugyan a külvárosi területeket gyakran látogatják, de a városközpontokba csak elvétve jutnak be (Bateman és Fleming, 2012), így az ott élő zsákmányaik nem találkoznak velük. A térbeli elkülönülés mellett időbeli elcsúszások is előfordulhatnak az egyes fajok fenológiájában. A klímaváltozáshoz köthető melegedést a városokban még inkább megfigyelhetjük ('urban heat island', Oke, 1973; Kim, 1992) és ez a melegedés együtt jár a hernyópopuláció maximumának korábbra tolódásával, és ezt az eltolódást a rovarevő madarak nem feltétlenül tudják kellő sebességgel lekövetni (Peñuelas és Filella, 2001; Visser és mtsai., 2006). Phoenix városában a megvizsgált virágos növények 24%-a korábban virágzik, míg 5%-a később, mint a rurál környezetben élők, így megporzóik nem a közös evolúciós fejlődés során megszokott időben találhatnak rájuk (Neil és mtsai., 2010). Ragadozó-zsákmány viszonyok esetében megváltozhatnak a táplálkozási szokások a városi környezetben, így hiába vannak térben és időben egy helyen a közösséget alkotó fajok, a köztük lévő interakció megszűnik. A madárfiókák túlélése rurál környezetben szoros összefüggésben van a ragadozók számával, míg ugyanez városi környezetben nem mutatható ki (Rodewald és mtsai., 2011). A vizekbe kerülő szennyező anyagok, mint az antibiotikumok, a baktérium közösségek átszerveződéséhez vezethetnek azáltal, hogy egyes fajok rezisztensé válnak ezen vegyi anyagokra, míg mások lassabban, vagy egyáltalán nem, ezzel megváltoztatva a természetes vizek detoxifikáló képességét (Peng és mtsai., 2020). Végül, de nem utolsósorban az emberekre, mint természeti élőlényekre is hatással van az urbanizáció, melynek során szorosabb kapcsolatba kerültek a háziállataikkal, közvetlenül egymás mellett élnek, mely lehetővé tette, hogy egyes betegségek gazdát váltva az emberek között is elterjedjenek (Hassell és mtsai., 2017).

A városok körüli táj a világ minden szegletében hasonló mintázatot alkot (McDonnell és mtsai., 1997). A hasonlóságok ellenére a kutatókban felmerült, hogy az ökológiai folyamatokban különbségek lehetnek, melyek inkább a helyi környezeti viszonyoktól, mint a városiasodás általános hatásaitól függenek (Samways, 1992; Niemelä és mtsai., 2000). Az 1950-

es évek végére és az 1960-as évek elejére már mindenki számára egyértelművé vált a Földön, hogy az ember nagy léptékben befolyásolja a földi ökoszisztémákat (Thomas, 1956; Turner és mtsai., 2004). Ez a felismerés számos kutatót indított el a városiasodás élővilágra gyakorolt hatásainak vizsgálatára, azonban ezek a korai eredmények, fontosságuk ellenére a különböző vizsgálati módszerek miatt nem összehasonlíthatóak. Ezen a problémán egységesített protokollok kidolgozása segíthet, és a GLOBE-NET projekt, melyet 1998-ban Jari Niemelä és munkatársai által tartott munkaértekezleten kezdeményeztek (Niemelä és mtsai., 2000) pontosan ezt tűzte ki célul. A kidolgozott protokoll segítségével a világ különböző pontjain végzett kutatásokat egységes módszerrel (talajcsapda), ugyan azon a taxonómiai csoporton (futóbogarak (Coleoptera: Carabidae)) és vizuálisan hasonló tájképi mozaikokban (rurál, szuburbán, urbán) hajtották végre, így az eredmények összehasonlíthatóvá váltak (Niemelä és mtsai., 2000). A futóbogarak széles körben vizsgált csoport, urbanizált környezetben való monitorozásukra a taxonómiai és ökológiai változatosságuk, relatív gyakoriságuk és az emberi zavarásokra való érzékenységük miatt esett a választás (Niemelä, 1996). A különböző helyeken végzett kutatások eredményei meglepően hasonlóak, mind az egyedszám, mind a diverzitás csökkenését tapasztalták a városokban a környező rurál élőhelyekhez képest (Ishitani és mtsai., 2003; Niemelä és Kotze, 2009). Mindazonáltal, alapvető különbségek lehetnek a fejlett nyugati civilizáció városai körül hosszabb idő alatt lejátszódott környezetváltoztatások és a fejlődő országok városainak szinte villámcsapásszerű megjelenése között (Nagendra és mtsai., 2018). A GLOBENET projekt az urbanizáció biodiverzitásra gyakorolt hatásaira koncentrált, amiből szerkezeti, strukturális változásokra lehet egyértelmű következtetéseket levonni, míg a működésre, funkciók változására csak közvetetten lehet információt szerezni. Ezért a különböző ökológiai funkciók direkt vizsgálata hasznos kiegészítő információkkal szolgál az urbanizációs vizsgálatokban.

## 1.2. Urbanizáció hatása a ragadozásra

A ragadozás definiálását megközelíthetjük mint viselkedési forma vagy mint ökológiai folyamat (Taylor, 1984). Általános viselkedés alapú definíciója szerint ha egy élőlény elpusztít egy másikat táplálkozás céljából, akkor az ragadozásnak (predációnak) tekintendő (Taylor, 1984). Ez a definíció azonban nem zárja ki a legelés bizonyos eseteit, a magevőket és parazitoidokat, azonban a parazitizmustól világosan elkülöníthető. Ha a ragadozást úgy definiáljuk, hogy egy faj egy egyede elfogyasztja egy másik faj másik egyedét, azzal a parazitoidokat is ki tudjuk zárni a körből, hiszen a kifejlett nőstény parazitoid csak petét rak áldozatába, azt pedig az

utódjai fogyasztják el (Taylor, 1984). Ökológiai folyamatként úgy definiálhatjuk a ragadozást, mint egy folyamat, mely során egy populáció a másik rovására előnyökhöz jut (Taylor, 1984). Azonban ezzel újra egy túlzottan leegyszerűsített megfogalmazáshoz jutunk, mely nem zár ki sok folyamatot, ami nem ragadozáshoz köthető, sőt ritka esetekben a ragadozást populáció szinten vizsgálva a zsákmány előnyökhöz is juthat. Tovább finomítva a definíciót megfogalmazhatjuk a ragadozást úgy, mint anyag és energiaáramlás egyik fajtából a másikba (Taylor, 1984). Ez a definíció azonban nem zárja többek között a heterotróf élőlényeket sem. Talán érdemes figyelembe venni a nem tudományos közvélemény definícióját is, mely talán így foglalható össze: ha egy állat elpusztít egy másik állatot és elfogyasztja azt, az ragadozásnak tekinthető. A ragadozást mindenképpen el kell különíteni a dögevéstől, mely során egy már elpusztult zsákmány elfogyasztásáról beszélünk. Azonban megjegyzendő, hogy egyazon élőlény lehet ragadozó, dögevő, parazita/parazitoid és természetesen zsákmány is (Bengtson, 2002).

Földön már a Kambrium kezdetén 542 millió évvel ezelőtt fejlett, aktív ragadozó életmódot folytató állatok éltek (Sperling és mtsai., 2013). Korábbi létezésükre csak indirekt bizonyítékokat találhatunk, de egyértelmű, hogy a ragadozás nagy hatással volt a mai komplex trofikus hálózatok kialakulására (Bengtson, 2002), mivel a ragadozás evolúciós szempontból egy erős szelekciós faktor (Gould, 2002).

Általánosságban elmondható, hogy hűvösebb klímán nagyobb testű állatok és adott fajnak nagyobb példányai élnek mint melegebb élőhelyeken (Bergmann, 1847; Blackburn és Hawkins, 2004). A városokban mérhető átlagosan magasabb hőmérsékletek következtében (‘urban heat island’, Oke, 1973; Kim, 1992) így az egyik legfontosabb trait, ami a ragadozók városi túlélését befolyásolja az a testméret. A kisebb testű ízeltlábúak kevésbé érzékenyek a megemelkedett hőmérsékletekre (Tseng és mtsai., 2018), azonban a futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) közül csak az élőhely specialisták testméret csökkenését figyelhetjük meg (Magura és mtsai., 2020). A futóbogarak kis testméretével gyakran a jó kolonizációs képesség is együtt jár (Sadler és mtsai., 2006). Azonban a kisebb testméret következtében csökken a nőstények fekunditása és a hímek párzási sikeressége (Honěk, 1993; Okuzaki és Sota, 2017). Emlősöknél megfigyelhetjük, hogy ha egy faj számára a város jobb forrásokat kínál, az ellensúlyozhatja a testméret csökkenést (McNab, 2010; Hantak és mtsai., 2021). Madarak esetében a testméretnél egyes viselkedés traitek fontosabbnak bizonyulnak, az odúban vagy épületben fészkelők szaporodási rátája városi környezetben növekszik, a bokrokon fészkelőké nem változik, míg a talajon fészkelőké csökken a természetes élőhelyekhez képest (Jokimäki és

*mtsai.*, 2016; *Paton és mtsai.*, 2019). Ezen túl a mindenevők, közülük is különösen a nem vonulók jobb feltételeket találnak városi környezetben a túléléshez mint, a rurál környezetben, a specializált táplálkozású és vonuló fajok pedig kevésbé képesek adaptálódni az urbanizált környezethez (*Jokimäki és mtsai.*, 2016; *Paton és mtsai.*, 2019). Egy másik értelmezési lehetősége a tapasztalt mintázatnak madarak és emlősök esetén, hogy városi környezetben a nagy méretű fajok testmérete csökken, a kisméretűeké növekszik, míg az adaptálódni nem képes fajok nem élnek túl a városi környezetben a sziget hatás szabályainak megfelelően (*Schmidt és Jensen*, 2005).

A ragadozó-zsákmány viszony már a korai ökológusok, mint Lotka, Volterra és Gause figyelmét is felkeltette (*Taylor*, 1984). A ragadozás a közösségszervező és -stabilizáló hatásai miatt az egyik legfontosabb ökológiai folyamat (*MacArthur*, 1955; *Paine*, 1966). A ragadozó hatása két tényezőtől tevődik össze, az első, hogy a ragadozó megtámadja és megöli a zsákmányt, míg a második a ragadozó jelenléte a közösségben, melynek következtében a préda megváltoztatja a viselkedését (*Lima*, 1998; *Avilés és Bednekoff*, 2007). A potenciális zsákmányállatoknál az energiabevitelnek és a ragadozás általi korai halál kockázatának egyensúlyba kell kerülnie (*Lima*, 1998). Ilyen adaptív döntéshozatali példákat gerinctelen és gerinces állatoknál is kimutattak (*Sih*, 1987; *Lima és Dill*, 1990). A kockázat mértéke nagyban függ az adott élőhely karakterisztikájától (láthatóság, búvóhelyek) és a ragadozó térbeli és időbeli jelenlététől (*Moll és mtsai.*, 2017). A zsákmányul eséstől való félelem megváltoztatja a zsákmány táplálkozási szokásait (*Laundre és mtsai.*, 2010). Pókok (*Araneae*) jelenlétében a kabócák (*Auchenorrhyncha*) ritkábban táplálkoznak és sokkal elővigyázatosabban viselkednek (*Beleznai és mtsai.*, 2015). A városi környezetben élő vaddisznók (*Sus scrofa*) nagyobb toleranciát mutatnak a diszturbanciával szemben, mely abban mutatkozik meg, hogy a zavaró hatásokat, így az embert is közelebb engedik magukhoz, mielőtt menekülésbe kezdenének, illetve a befogásukra szolgáló csapdák körüli területeket gyakrabban és gyorsabban használják újra a csapdába esés után (*Stillfried és mtsai.*, 2017). A fényszennyezés befolyásolja a predációs kockázatot, azonban a fehér lábú egér (*Peromyscus leucopus*) táplálkozási szokásaira ez nincs hatással (*Persons és Eason*, 2017) és dalmát faligyík (*Podarcis melisellensis*) viselkedésében sem találtak különbséget rurál és a városi élőhelyek között (*De Meester és mtsai.*, 2018). Ugyanakkor a pókhálós kecskerágómoly (*Yponomeuta cagnagella*) egyedei a tartósan fényszennyezésnek kitett élőhelyeken kisebb arányban repülnek mesterséges fényforrások irányába (*Altermatt és Ebert*, 2016), így közvetve elkerülhetik a lámpatestek körüli zsákmányra specializálódott városi ragadozókat

is. Az egyes lokális populációkon végzett kutatások ugyan nem adnak lehetőséget az általános következtetések levonására, azonban lehetőséget adnak általánosnak vélt hatások árnyaltabb megközelítésére.

A városiasodás a ragadozó-zsákmány kapcsolatrendszeret is erősen befolyásolhatja (*Shochat és mtsai.*, 2006). A városok ragadozó együtteseinek különböznek a természetes és természetközeli élőhelyekéitől (*Haskell és mtsai.*, 2001) azáltal, hogy egyes ragadozók, legalábbis napközben, a városi környezetet kerülik (*Tigas és mtsai.*, 2002), míg a szinantrop ragadozók (pl. macskák) gyakorivá válnak (*Haskell és mtsai.*, 2001). A városiasodással olyan faktorok járnak együtt, mint a fokozott világítás (*Gaston és mtsai.*, 2013) vagy a madáretetők (*Clergeau és mtsai.*, 1998), melyek a zsákmányt vonzzák, így a ragadozó populáció méretét lokálisan fokozhatják (*Scanlon és Petit*, 2008) és a predációs nyomást növelhetik (*Gering és Blair*, 1999). Összefoglalva, a városiasodás ragadozásra gyakorolt hatásait nehéz előre jelezni, melyet alátámaszt az a tény, hogy a korábbi vizsgálatok a rurál élőhelyekről a városi élőhelyekénél alacsonyabb (*Jokimäki és Huhta*, 2000; *Thorington és Bowman*, 2003), magasabb (*Gering és Blair*, 1999) vagy hasonló mértékű (*Haskell és mtsai.*, 2001) predációs nyomást is jelentettek. Egyes esetekben megfigyelhető a városi környezetben, hogy a ragadozók abundanciája ugyan magas, azonban a ragadozási nyomás alacsony ('predation paradox' *Shochat*, 2004; *Fischer és mtsai.*, 2012).

### 1.3. Predációs aktivitás változása urbanizációs gradiens mentén

Az urbanizáció ragadozókra gyakorolt hatásait illetően számos hipotézis látott napvilágot. A városi ragadozókhöz köthető két fő hipotézis a 'predator relaxation' vagy 'safe habitat' hipotézis (*Noske*, 1998) és a 'predation proliferation' hipotézis (*Sorace*, 2002). A 'predator relaxation'/'safe habitat' szerint a városokban az alacsonyabb ragadozó abundancia következtében kisebb mortalitás várható (*Gering és Blair*, 1999). A ragadozók alacsonyabb száma a városban élő zsákmányállatoktól kevesebb éberséget követel, több időt tudnak olyan alternatív tevékenységekre fordítani, mint a jobb minőségű táplálék keresése vagy eredményesebb utódgondozás (*Valcarcel és Fernández-Juricic*, 2009). Madarak esetében a legfontosabb fészek-predátorok hiánya, a városi ragadozók táplálékváltása vagy az eredményes védekezés a ragadozók ellen a 'predator relaxation' fő okai, (*Stracey*, 2011). Megjegyzendő, hogy Gray növekvő zavarás hipotézise ('increasing disturbance hypothesis', *Gray*, 1989) szerint a rurál-urbán gradiens mentén fajszámcsökkenés várható és ezen hiányzó

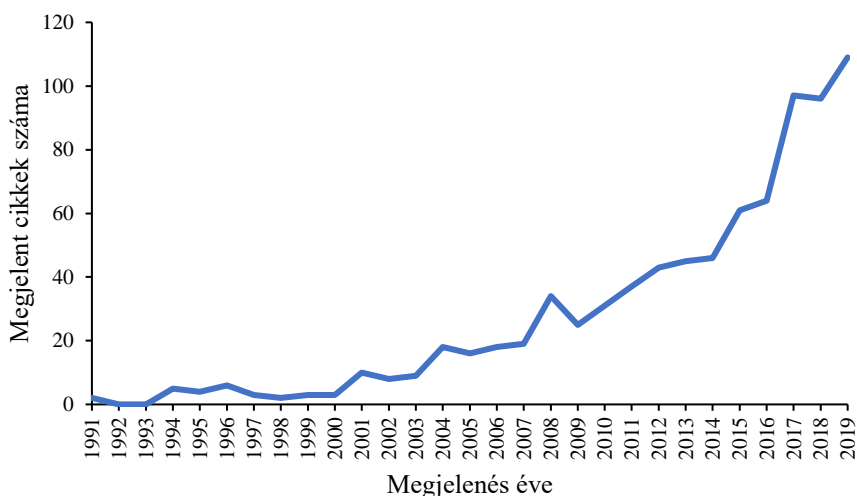
fajok némelyike ragadozó lesz. Így végeredményben a városi környezetben a növekvő zavarás hipotézis szerint is csökkent ragadozási rátákat fogunk találni, hasonlóan a 'predator relaxation' hipotézis előrejelzéséhez.

A második fő hipotézis a 'predation proliferation' hipotézis, ami szerint egyes ragadozók képesek adaptálódni a városi környezethez és így növelik egyedsűrűségüket (Sorace, 2002). Ennek következtében a predációs nyomás a városi környezetben a rurál élőhelyekhez képest megnő (Fischer és mtsai., 2012). A megnövekedett predációs nyomás opportunista ragadozók jelenlétéből adódik, melyek táplálkozási szokásaik miatt a zsákmány denzitásának fluktuációjától nem függenek (pl. vörös róka (*Vulpes vulpes*) Contesse és mtsai., 2004). Ezek a ragadozók a városi területeken magas egyedsűrűséget tudnak elérni és zsákmányukat folyamatosan magas predációs nyomás alá helyezik.

Ahhoz, hogy megállapíthassam, hogy a szakirodalom a 'predator relaxation' vagy a 'predator proliferation' hipotézist támogatja, meta-analízis módszerével elemeztem, hogy a ragadozás általános mintázata a rurál és a városi élőhelyek között különbözik-e. Habár a keresés során főként madarakra vonatkozó irodalmat találtam, tanulmányom támogatta ezen csoport esetén a 'predator relaxation' hipotézist, viszont a 'predator proliferation' hipotézist nem: a madarakra gyakorolt predációs nyomás szignifikánsan magasabb volt a rurál élőhelyeken, mint a városi környezetben.

#### *1.4. A ragadozás mértékének kvantifikálása műhernyós vizsgálati módszerrel*

A kutatók az urbanizáció ragadozásra gyakorolt hatásait az utóbbi néhány évtizedben folyamatosan növekvő intenzitással vizsgálják (1. ábra). Ragadozóként vagy zsákmányként az ezen idő alatt megjelent tanulmányok 43%-a madarakkal, 12%-a emlősökkel és 5%-a ízeltlábúakkal foglalkozik. Utóbbiaknál csupán a kétéltűek (3%) és a hüllők (2%) kapnak kisebb figyelmet. A fenti adatok megerősítik, hogy az ízeltlábúak által gyakorolt vagy az ízeltlábúakra nehezedő predációs nyomás kísérletes vizsgálata rendkívül időszerű és hiánypótló.



**1. ábra** Adott években megjelent, a városok ragadozásra gyakorolt hatásait vizsgáló cikkek száma 1991-2019 között (Forrás: Web of Science, TOPIC: (urbanis\*) OR TOPIC: (urbaniz\*), Refined by: TOPIC: (predat\*)).

A gerinctelen zsákmányállatokra gyakorolt predációs nyomás kvantifikálása bonyolult, mivel a támadások gyakran rejtettek és nehéz bizonyítékot találni. A vizuális vagy kamerás megfigyelés összetett és drága, illetve a megfigyelő vagy a felszerelés jelenléte befolyásolhatja a ragadozó viselkedését (Kistner és mtsai., 2017). Fészekpredáció vizsgálatokor különösen figyelni kell arra, hogy az eszközt megfelelő óvatossággal helyezzék ki, illetve a megfigyelő a megfigyelés során kellő távolságot tartson, a fészekelhagyás megelőzése érdekében (Thompson és Burhans, 1999). A gyomortartalom elemzés vagy a zsákmány jelölése változó felbontású eredményeket produkál, a másodlagos predáció nem nyomon követhető és alkalmanként a jelölő terjedése nem ragadozási eseményéhez köthető (Kidd és Jervis, 2005). Ezen vizsgálatoknál különösen ügyelni kell a mintavétel során a keresztzennyezés megelőzésére, azonban ez nagyméretű minta esetén nem gazdaságos (Greenstone és mtsai., 2011).

A mesterségesen kihelyezett zsákmányt széles körben használják a ragadozás intenzitásának mérésére (Lövei és Ferrante, 2017). A zsákmány az ízeltlábúak különböző immobilizált stádiumai lehet, mint peték (Wilson és mtsai., 2004), bábok (Rowe és mtsai., 2013), vagy mozgásképtelenné tett ízeltlábúak (pl. felragasztott levéltetvek (Aphidoidea), Östman, 2004). A mesterségesen kihelyezett "valós" zsákmány használata tagadhatatlanul nagyobb realitást hoz a vizsgálatokba, azonban a ragadozó azonosítása általában nem lehetséges (Lövei és Ferrante, 2017). Ezzel ellentétben, a mesterséges anyagból készült zsákmány a támadás során nem tűnik el és a

hátrahagyott nyomok révén azonosíthatjuk a ragadozókat (*Howe és mtsai.*, 2009). Ez a módszer kiválóan alkalmas különböző élőhelyek predációs nyomásának összehasonlítására (*Howe és mtsai.*, 2009).

Kísérletes vizsgálataimban a predációs aktivitás karakterizálására egy szegedi urbanizációs gradiens mentén a műhernyós vizsgálati módszert használtam. A helyszín specialitása, hogy a világ 50 legnagyobb városához (*Demographia world urban areas 14th annual edition*, 2018) hasonlóan (kivéve Mexico City) vízpart mellett épült fel. Ennek ellenére, a városok ökológiáját vizsgáló kutatások általában ezzel a fontos faktorról nem foglalkoznak. A "természetes áramlási rendszerek" (natural flow regime) paradigmája alapján (*Richter és mtsai.*, 1996; *Poff és mtsai.*, 1997), az extrém események (pl. árvizek) az artéri élőlényekre erős szűrő hatást gyakorolnak. A nagy mértékű rendszeres árvizek olyan erős környezeti filterek, melyeket a városiasodás különböző hatásai nem feltétlenül képesek felülírni. Az árvizek által érintett területeken egyes fajoknak alkalmazkodniuk kellett az akár több hónapos extrém környezet (vízborítás) átvészeléséhez, míg más fajok életmódja nagyban hasonlít a városi hasznosítókéra (urban utilizers, *Fischer és mtsai.*, 2015), hiszen csak az árvizek levonulása után, a terület újrakolonizálásával képesek az adott helyen a populáció fenttartására.

Egyes ragadozó csoportok általános táplálkozási szezonalitást mutatnak. A match/mismatch hipotézis (*Cushing*, 1990) szerint a madarak reprodukív sikeressége akkor a legnagyobb, ha a szaporodásukat az elérhető táplálék-csúccsal szinkronizálják (*Durant és mtsai.*, 2007), ami Magyarországon május közepe körül alakul (*Bereczki és mtsai.*, 2014). A kismemlősök közül Tisza árterében a pirókegér (*Apodemus agrarius*), az erdei egér (*Apodemus sylvaticus*), a vöröshátú erdeipocok (*Clethrionomys glareolus*) a mezei pocok (*Microtus arvalis*) és az erdei cickány (*Sorex araneus*) előfordulása várható (*Mrkes és Habijan-Mrkes*, 1985). Reprodukív ciklusuk Európában, az erdei egéréhez hasonló, télen minimális, és nyáron maximális, ennek következtében az aktívan táplálkozó populáció abundanciája ősszel lesz a legnagyobb (*Montgomery*, 1980). A cickányok, elsősorban szaglásuk alapján azonosítják gerinctelen táplálékukat, így nem várható, hogy a műhernyót potenciális tápláléknak tekintsék, azonban a többi felsorolt kismemlős mindenevő, így a kihelyezett műhernyót akár csak próbaképpen is megtámadhatják.

A talajon élő ízeltlábúak kivételével a legnagyobb predációs nyomást a rurál élőhelyeken találtam, ezzel megcáfolva a H1-et, míg a H2-t részben támogatva: az urbanizáció hatásai képesek felülírni a rendszeres

árvizek hatásait. A madarak és az ízeltlábúak legnagyobb predációs aktivitása tavasszal és nyáron (H3 támogatott), míg a kisemlősöké nyáron volt, ezzel a H4-et megcáfolva.

## 2. Célkitűzések

### 2.1. *Predációs aktivitás változása urbanizációs gradiens mentén*

Mivel az elérhető szakirodalom mind a 'predator relaxation', mind a 'predation proliferation' hipotézist igazolja, így fontos kutatási célkitűzés a ragadozás mintázatának rurál és városi élőhelyek közötti változásának tanulmányozása. Céлом az volt, hogy kimutassam: van-e általános mintázat a ragadozás változásában a rurál és városi élőhelyek között és ha igen, akkor az egyik, vagy a másik fő hipotézis nyert támogatást.

### 2.2. *A ragadozás mértékének kvantifikálása műhernyós vizsgálati módszerrel*

Vizsgálataimat rendszeresen árvizeknek kitett élőhelyen végeztem, ezt is szem előtt tartva a következő hipotéziseket állítottam fel:

- H1 – Az árvizek által érintett, urbán, szuburbán és rurál területeken élő, rendszeres nagymértékű zavarásokhoz adaptálódott ragadozó együttesek predációs aktivitásában nem várok különbséget.
- H2 – Az urbanizáltabb élőhelyeken alacsonyabb predációs aktivitást várok, mint a rurál élőhelyeken a növekvő zavarás hipotézisnek megfelelően.
- H3 – A madarak predációs aktivitása a fészkelési időben maximalizálódik a match/mismatch hipotézisnek megfelelően.
- H4 – A kisemlősök a vegetációs időszak végén fogják elérni a maximális predációs aktivitásukat, amikor egyedsűrűségük eléri az éves maximumot.

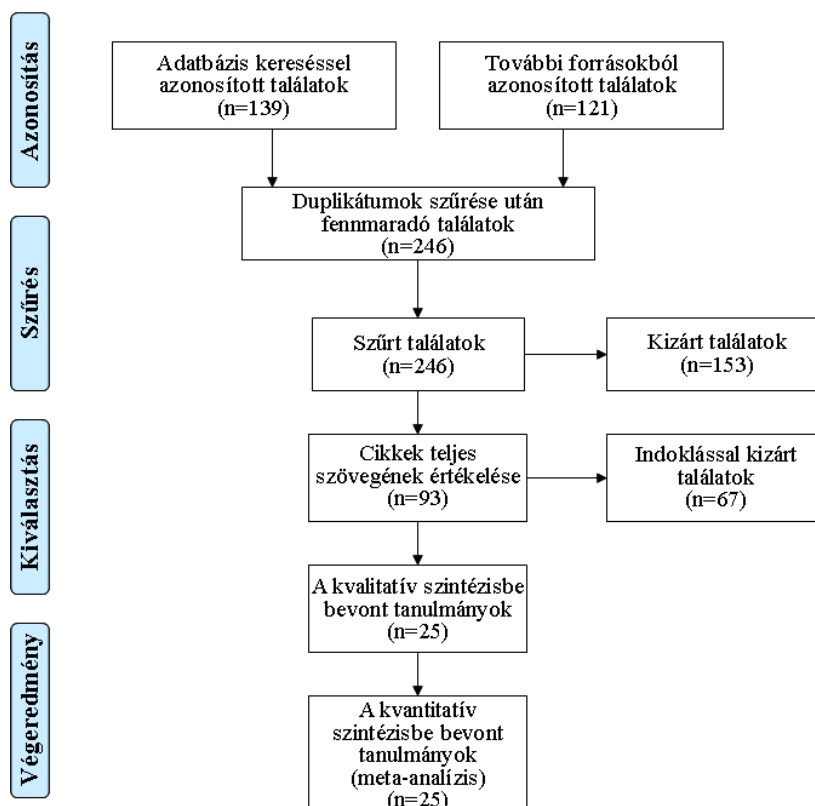
Céлом az volt, hogy a kutatásaim során a fent említett hipotéziseket igazoljam vagy cáfoljam, megmutatva, hogy az urbanizáció általános hatásai érvényesülnek-e egy másik erős, természetes stresszhatáshoz adaptálódott meta-közösség esetén is.

### 3. Anyag és módszer

#### 3.1. Predációs aktivitás változása urbanizációs gradiens mentén

##### 3.1.1. Releváns szakirodalom keresése és az adatbázis összeállítása

A tanulmányok szelekciója során a PRISMA iránymutatásokat követtem (Moher és mtsai., 2009). A keresést a teljes Web of Knowledge adatbázisban végeztem, ami most már számos nagy adatbázist magába foglal, mint a Web of Science, BIOSIS és CABI. Az alábbi keresőszavakat használtam: TOPIC: (urbanis\*) OR TOPIC: (urbaniz\*) (32,158 találat) ami után a keresés eredményét tovább szűrtem a REFINE (predat\*) AND (rural) paranccsal. Ez a szűrési folyamat 139 tanulmányt azonosított (2. ábra). Ezek után ennek a 139 publikációnak az irodalomjegyzékét átvizsgálva további 121 publikációt találtam, mely összességében, a duplikációk kiszűrése után 246 szócikket eredményezett. Ezen publikációk mindegyikét megvizsgáltam és a vizsgálataimhoz felhasználtam, ha 1) a vizsgálataikat egyértelműen meghatározott rurál és városi élőhelyen végezték és 2) a ragadozási ráták átlagos értékeit megadták.



2. ábra PRISMA flow diagramm. A tanulmányok szelekciós folyamata, azaz az azonosított, kizárt és megtartott publikációk száma.

25 tanulmányt találtam, mely a kritériumaimnak megfelelt (F1). A többéves vizsgálatok eredményeit egy adatsornak tekintettem (16 tanulmány). Egy publikáció, ha több fajra, fészkek elhelyezkedésre, zsákmány korcsoportra, vagy mintaterületre tartalmaz információt, több adatsorra bontható. Ilyen többszörös információt hat tanulmányban találtam (*Tella és mtsai.*, 1996; *Gering és Blair*, 1999; *Matthews és mtsai.*, 1999; *Jokimäki és mtsai.*, 2005; *Rodewald és mtsai.*, 2011; *Stracey és Robinson*, 2012).

Az urbanizációs fok meghatározásában minden esetben a szerzők megítélésére hagyatkoztunk. A legtöbb esetben a rurál és városi élőhelyek egymáshoz közel voltak, azonban *Tella és mtsai.* (1996) tanulmányában ez a távolság nagyjából 750 km volt. Ezen publikáció adatait felhasználtam, mivel a szerzők egyazon fajt ugyanabban a klimatikus zónában vizsgálták. Számos, de nem mindegyik kutatás a szuburbán területeket is vizsgálta, azonban ezeket az adatokat nem használtam fel, annak érdekében, hogy a az urbanizációs gradiens két végén tapasztalható maximális különbséget vizsgálhassam. Továbbá azért, mert az urbanizációs gradiens két végpontja (rurál és városi terület) egyértelműen azonosítható, viszont a szuburbán területek gradiens menti elhelyezkedése különbözhet. Egy tanulmány, (*Roth és mtsai.*, 2005) nem talált predációt sem a rurál, sem a városi élőhelyeken, így a számításaimhoz eredményeit nem használtam fel.

A 25 tanulmányból, ami a szűrési feltételeknek megfelelt, az alábbi adatokat gyűjtöttem ki: a mintavétel helyszíne és időtartama, a zsákmány típusa (természetes vagy mesterséges), a préda kora (tojás, lárva, fióka, fiatal felnőtt, felnőtt), az azonosított ragadozók (a legmagasabb megadott felbontásig) és a ragadozó azonosításának módja (zsákmányon hagyott nyomok, videó megfigyelés, személyes megfigyelés, potenciális ragadozók listája). A fő kigyűjtött változó a predációs ráta volt. A túlélési rátákat átszámítottam predációs rátákká úgy, hogy a mért értéket a 100% túlélésből kivontam. Az átlagos predációs rátákat, azok varianciáját és a mintaszámot a szövegből gyűjtöttem ki, vagy az ábrák alapján számítottam, amennyiben lehetséges volt.

### 3.1.2. Adatelemzés

Az urbanizáció predációs rátára gyakorolt hatásnagyságának (effect size) kiszámításához két különböző módszert, a standardizált átlagos különbséget (standardized mean difference (SMD), *Borenstein és mtsai.*, 2009) és a nem standardizált átlagos különbséget (unstandardized mean difference (UMD), *Armas és mtsai.*, 2004) használtam. Az UMD azért került kiszámításra, mert a 35 kinyert átlagértékből szórás és mintaszám csupán 22-höz tartozott, ami a SMD számításához szükséges, míg az UMD-

hez önmagában az átlag elegendő, így több adatsort tarthattam meg vizsgálataimban.

Először az UMD-t számítottam ki a relatív interakció intenzitás mutató (relative interaction intensity, *RII*) használatával (*Armas és mtsai.*, 2004) az alábbi képlet szerint:

$$RII = \frac{X_R - X_U}{X_R + X_U},$$

ahol  $X_R$  az átlagos predációs ráta a rurál élőhelyeken és  $X_U$  az átlagos predációs ráta a városi élőhelyeken. A *RII* pozitív értékei a rurál élőhelyeken a városi környezethez képest magasabb predációs rátát mutatnak, míg a negatívak az ellenkezőjét. A *RII* akkor is használható, ha vagy az  $X_R$  vagy az  $X_U$  értéke nulla. Ilyen esetből kettőt találtam.

Az UMD (mint a 'log response ratio' vagy a 'relative interaction intensity') egy hasznos index abban az esetben, ha a mérés skálája vizsgálatról vizsgálatra nem különbözik (*Borenstein és mtsai.*, 2009). Ha a vizsgálati módszerek különbözőek, a SMD használata megfelelőbb. A Cohen's *d* a SMD értékének egyik becslése. Kis minta esetén a Cohen's *d* értékének kis mértékű torzítása van, így a hatásnagyság paraméter ( $\delta$ ) abszolút értékét túlbecsüli (*Borenstein és mtsai.*, 2009). Ez a torzítás egy korrekcióval távolítható el, ami a Hedges' *g*-t eredményezi (*Hedges*, 1981). A Hedges' *g* pozitív értékei a rurál élőhelyeken a városiakhoz viszonyítva magasabb predációs rátát jeleznek, a negatív értékek pedig az ellenkezőjét.

$$g = J \frac{\overline{X_R} - \overline{X_U}}{S_{within}},$$

$$S_{within} = \sqrt{\frac{(n_R - 1)S_R^2 + (n_U - 1)S_U^2}{n_R + n_U - 2}}$$

és

$$J = 1 - \frac{3}{4(n_R + n_U - 2) - 1}$$

ahol  $\overline{X_R}$  és  $\overline{X_U}$  az átlagos predációs ráta a rurál, illetve a városi élőhelyeken,  $n_R$  and  $n_U$  a mintaszámok a rurál, illetve a városi élőhelyeken, míg  $S_R$  és  $S_U$  az átlagértékekhez tartozó szórás (SD) értékek.

Az összegzett hatásnagyság értékeket random-hatás modellel számítottam, mivel az elemzett tanulmányoktól nem vártam, hogy a hatásnagyságuk a régiók, helyek, körülmények és kísérleti elrendezések közti különbségek miatt közös legyen (*Borenstein és mtsai.*, 2009). A random-hatás modellben a valós hatásnagyság a tanulmányok között különbözhet

(*Andow és mtsai.*, 2009). Az összegzett hatásnagyság számításakor minden átlagértéket a varianciája inverzével súlyoztam. Ez a variancia az eredeti varianciát és a tanulmányok közti varianciát is tartalmazza (*Borenstein és mtsai.*, 2009).

A meta-analízisnek a publikációs torzítást figyelembe kell vennie, ami a tölcsergrafikonon (funnel plot) tapasztalt aszimmetriával deríthető fel (*Borenstein és mtsai.*, 2009). A publikációs torzítást numerikus (Rosenthal féle 'fail-safe' szám, *Rosenthal*, 1991) és statisztikai (Egger-féle regressziós teszt és 'trim and fill' eljárás *Borenstein és mtsai.*, 2009) módszerekkel is vizsgáltam. A Rosenthal féle 'fail-safe' szám a nem publikált, nem szignifikáns tanulmányok számát adja meg, amit az elemzéshez hozzá kéne adni, hogy az eredményt szignifikánsról nem szignifikánssá változtassa. Ha a 'fail-safe' szám értéke nagyobb, mint  $5n + 10$ , ahol  $n$  az eredeti tanulmányok száma, akkor az eredmény robusztus (*Rosenthal*, 1991). A torzítás valódiságának tesztelésére Egger-féle regressziós tesztet végeztem vegyes-hatású metaregressziós (mixed-effects meta-regression) modellel. Ha szignifikáns aszimmetriát találtam, a 'trim and fill' módszert (*Duval és Tweedie*, 2000a, 2000b) használtam. Ez a módszer a hiányzó adatpontok számát azonosítja, majd ezeket az elemzés adatsorához hozzáadja és az összegzett hatásnagyságot újra számolja. Megvizsgáltam, hogy a hatásnagyság értékekben a tanulmányok között volt-e különbség (vagyis, hogy volt-e heterogenitás) a  $Q$  érték (súlyozott négyzetösszeg az adatso-rokon belül) számításával (*Borenstein és mtsai.*, 2009).

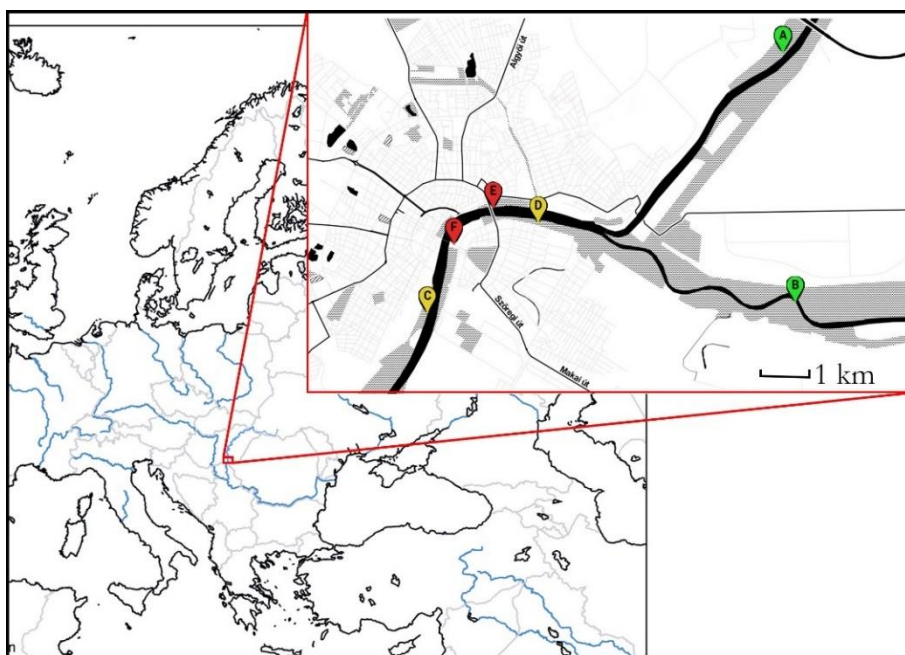
Minden számítást az R 3.5.1 verziójú programban végeztem (*R Core Team*, 2019). A  $RII$ -t a bootstrappelt konfidencia intervallummal (999 ismétléssel) a *boot* csomag (*Davison és Hinkley*, 1997; *Canty és Ripley*, 2015) segítségével számítottam ki. A SMD (Hedges'  $g$ ) értékeket, az összegzett hatásnagyságot, a heterogenitás méréseket és a publikációs torzítás tesztjét a *MAd* (*Del Re és Hoyt*, 2014), a *metafor* (*Viechtbauer*, 2010) és a *ggplot2* (*Wickham*, 2009) csomagok segítségével számítottam. Abban az esetben amikor a konfidencia intervallumok nem metszettek a nullát, a különbséget szignifikánsnak tekintettem.

### 3.2. A ragadozás mértékének kvantifikálása műhernyós vizsgálati módszerrel

#### 3.2.1. Vizsgálati helyszín

Vizsgálataimat a Dél-Alföldön, Szeged ( $46^{\circ}15'N$ ;  $20^{\circ}8'E$ ) környezetében végeztem. A város a Tisza alsó folyásánál, annak két partján terül el. Szeged felett, de még a város határain belül található a Maros torkolata,

ami a Tisza legnagyobb mellékfolyója. A vizét mindkét folyó a Kárpátokból gyűjti és az árterület rendszeresen elöntik (habár a vizsgálati időszak alatt ilyen esemény nem történt) (F1. táblázat). A Maros árvizei ugyan ritkábbak és gyorsabb lefolyásúak, mint a Tiszán érkező áradások, azonban a torkolathoz közeli szakaszon jellemzően a Tisza vízjárása az uralkodó, hiszen árhulláma a Maros vizét visszaduzzasztja. Az árvizek kordában tartására a folyókat a 19. században gátak közé szorították. 1973-ban a Tiszató megépülésével a Tisza vízszintje még inkább szabályozhatóvá vált, mely a szegedi szakaszra is kihat, azonban a terepi viszonyoknak köszönhetően ez a hatás egységes Szegeden belül és a környező ártéri területeken is (Dunka és mtsai., 1996). Az ártéri erdő a bal parton szinte folyamatos sávot alkot, míg a jobb parton fragmentáltabb, de a GLOBENET protokollnak megfelelően két urbanizációs gradienst tudtam kiválasztani (Elek, 2005) (3. ábra).



**3. ábra** A vizsgálati terület térképe. A és B: rurál, C és D szuburbán, illetve E és F városi területek.

A terület növényzete fűz-nyár ligeterdőből (*Saliceto-Populetum*) eredeztethető, melyek domináns fafajai a fehér fűz (*Salix alba*) és a fehér nyár (*Populus alba*). Ez a növényzeti kép ma már csak nyomokban lelhető fel, mivel az utóbbi néhány évtizedben két invazív fafaj (*Balogh és mtsai.*, 2004), a zöld juhar (*Acer negundo*) és az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*) árasztotta el az ártéri területeket. A fásszárú aljnövényzetet

idegenhonos fajok dominálják, az őshonos fajoknak csak néhány egyével lehet találkozni (1. táblázat).

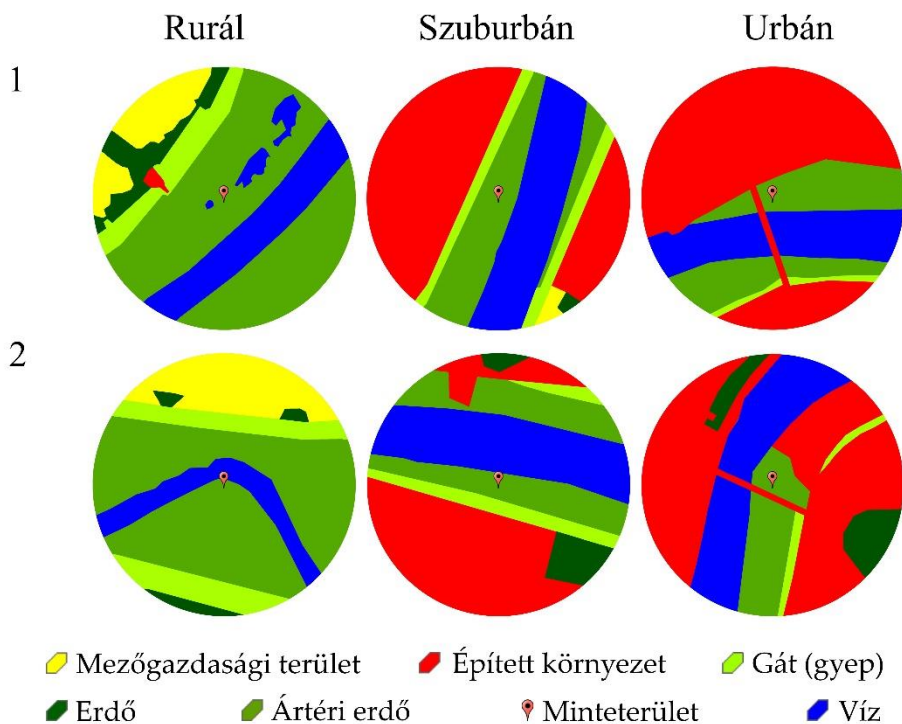
**1. táblázat** Fásszárú növényzet fajainak jelenléte és a törzsükre kihelyezett műhernyók száma egy mintavételi alkalomkor a vizsgált területeken. R – rurál, S – szuburbán, U – urbán, J – jobb part, B – bal part, + – a faj jelen van a területen, - – a faj hiányzik a területről.

Tudományos név	Magyar név	Műhernyók mennyisége						Jelenlét az					
		fafajonként						aljnövényzetben					
		R		S		U		R		S		U	
J	B	J	B	J	B	J	B	J	B	J	B		
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	amerikai kőris*	24	1	30	16	7	4	-	+	-	+	+	-
<i>Populus x canescens</i>	szürkenyár	8	11	2	1	37	5	-	-	-	+	+	-
<i>Salix alba</i>	fehér fűz	15	3	8	6	-	32	-	-	-	-	-	-
<i>Acer negundo</i>	zöld juhar*	-	25	7	7	2	4	-	-	+	+	-	+
<i>Ulmus laevis</i>	vénicszil	1	6	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Populus nigra</i>	fekete nyár	-	1	-	5	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Morus alba</i>	fehér eperfa	-	1	-	3	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Acer saccharinum</i>	ezüst juhar	-	-	-	9	-	3	-	-	-	+	-	-
<i>Acer campestre</i>	mezei juhar	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Amorpha fruticosa</i>	gyalogakác*	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+
<i>Vitis riparia</i>	vadszőlő*	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-

\*A faj invazív Magyarországon (Balogh és mtsai., 2004).

### 3.2.2. Kísérleti elrendezés

Az adatokat 2014 és 2016 között a vegetációs időszakban (április vége-október vége) gyűjtöttem. A kiválasztott mintahelyek a folyó mindkét partján rurál, szuburbán és városi területeket foglaltak magukba. A mintaterületek 500 méteres körzetében az épített környezet, mely az elsődleges változó a területek osztályozására, átlagosan 0,3%-ot (rurál), 41,3%-ot (szuburbán) és 54,8%-ot (urbán) tett ki (4. ábra). A rurál élőhelyeken a gátakon kívüli területet mezőgazdasági földek dominálták (12,5%) (4. ábra). Az aljnövényzet a rurál területeken nem volt kezelve, míg a városi élőhelyeken évi kétszer kaszálták. A szuburbán területeken ilyen aljnövényzet-gyérítés utoljára a vizsgálatot 2 évvel megelőzően történt. Megfigyelhető volt a zavarás mértékének növekedése is: a városon belüli és ahhoz közeli területeket a városiak gyakran látogatták, elsősorban sportolási és kikapcsolódási célból.



**4. ábra** Élőhelytípusok a mintaterület 500 méteres körzetében.

A két urbanizációs gradiens mentén a mintahelyek közti átlagos távolság 5 km volt (tartomány: 1-10 km). Minden mintahelyen 4, egymástól minimum 10 méterre lévő mintavételi területet jelöltem ki. Ezek mindegyikén 12 fát választottam ki pseudo-random módon, a fafajok arányát és törzsátmérők eloszlását figyelembe véve. A kiválasztott fák a mintavételi területen belül átlagosan 4,4 m távolságra helyezkedtek el (tartomány: 0,5-23 m). Minden fa törzsére egy műhernyót helyeztem ki mellmagasságba, illetve a fától random irányba és távolságba (0-4 m) a talajra. A műhernyók (20 mm hosszúságú, 3 mm vastagságú) zöld művészgyurmából (Smeedi plus, V. nr. 776609, Viborg, Denmark) egy módosított fokhagymanyomóval készültek (Howe és mtsai., 2009). A műhernyó színe, alakja és mérete egy általános prédát imitál (Lövei és Ferrante, 2017). Ezt a mesterséges zsákmányt pillanatragasztóval (Pentack Super Glue, Pentacolor, Budapest, Magyarország) a fa törzsén a kéregre, illetve a talajfelszínen egy arra alkalmas felületre (lehullott levél, ágdarab) rögzítettem. A ragadozók számára a zsákmány 24 órán keresztül volt elérhető, ezután egy kézi nagyítóval (10 ×) kerestem a hátrahagyott nyomokat. A műhernyók

kihelyezési sűrűsége, száma és az expozíciós idő együttesen minden vizsgált ragadozó csoport számára elégséges volt, hogy a mesterséges zsákmányt felfedezzék és nyomaikat hátrahagyják. A ragadozó csoportok azonosítását a jellegzetes nyomaik alapján általában egyszerűen megtehettem (5. ábra). Kétes esetben a műhernyót befotóztam és a nyomot hagyó ragadozó csoportot számítógép képernyőjén határoztam meg. Egy műhernyón több különböző ragadozó csoport nyomát külön ragadozási eseménynek, míg egyazon ragadozó többszörös nyomait egy támadásnak tekintettem. A kutatás 3 éve alatt összesen 12672 műhernyót helyeztem ki, melyből 448 mesterséges zsákmányt nem sikerült begyűjteni.



5. ábra A különböző ragadozók "támadás" nyomai a kihelyezett műhernyókon. A – kis-emplős, B – ízeltlábú, C – madár.

### 3.2.3. Adatelemzés

A talajra és a fatörzsre kihelyezett műhernyókon észlelt ragadozási adatokat külön kezeltem.

Annak megállapítására, hogy az egyes műhernyók függetlenek tekinthetők-e egymástól, az adatelemzés megkezdése előtt térbeli autokorreláció vizsgálatot (Moran's I) (Moran, 1950) végeztem.

Az adatok elemzésére általánosított lineáris vegyes modellt (GLMM) (Bolker és mtsai., 2009; Bates, 2010) használtam. A modellben függő változó a napi pradációs ráta volt. A modellbe az urbanizációs stádiumot és az évszakot magyarázó változóként, míg a mintaterületet random tényezőként vontam be. A ragadozás mértékében nem találtam szignifikáns különbséget a két, térben különböző gradiens, illetve a vizsgálati évek között, így ezeket a hatásokat a végső modellben nem vettem figyelembe.

A QQ ábra alapján az adataimra a lognormális eloszlás illett legjobban (F1. és F2. ábra), így a penalized quasi-likelihood (PQL) módszert alkalmazhattam. A PQL egy rugalmas módszer, mely képes kezelni a nem normális adateloszlást, a kiegyensúlyozatlan számú mintákat és a keresz-

tezett random hatásokat (*Breslow és Clayton, 1993*). A csoportok számának növelésével a PQL becslése konzisztens marad (*Vonesh és mtsai., 2002*). Az átlagok többszörös összehasonlítására Tukey tesztet használtam.

Minden számítást az R (ver. 3.5.1) programmal végeztem (*R Core Team, 2019*). Az autokorreláció vizsgálatához az nfc (*Bjornstad és Cai, 2019*) és az lme4 (*Bates és mtsai., 2015*) csomagokat használtam. A car (*Fox és Weisberg, 2018*), MASS (*Venables és Ripley, 2002*) és nlme (*Pinheiro és mtsai., 2019*) csomagokat a GLMM számításokhoz vettem igénybe. Az időbeli elemzésekhez április végét, májust és júniust tavasznak, július-augusztust nyárnak, illetve szeptembert és októbert őszenek tekintettem.

Néhány esetben, nedvesebb időjárás esetén olyan nyomokat találtam, melyek nem köthetők ragadozóhoz. Ezeket a nyomokat csigák hagyták hátra (rágás és nyálkacsík), mely esetben a műheryót hiányzóként kezeltem. Szignifikáns különbségnek a  $p < 0,05$  értéket tekintettem.

## 4. Eredmények

### 4.1. Predációs aktivitás változása urbanizációs gradiens mentén

A 246 potenciális publikációból 25 tanulmány 35 adatsorát tudtam figyelembe venni (2. ábra, F1. lista). Egy adatsor (*Brahmia és mtsai., 2013*) Afrikából, kettő (*Matthews és mtsai., 1999*) Ausztráliából, 11 Európából és 21 Észak-Amerikából származott. Minden kutatást (kivéve: *Matthews és mtsai., 1999*) az északi féltekén végeztek, ezek közül 19-et a mérsékelt égövben. Négy tanulmány (*Tella és mtsai., 1996; Jokimäki és mtsai., 2005; Ibáñez-Álamo és Soler, 2010; Brahmia és mtsai., 2013*) mediterrán élőhelyekről, kettő (*Jokimäki és mtsai., 2005; Kaisanlahti-Jokimäki és mtsai., 2012*) a boreális zónából és egy (*López-Flores és mtsai., 2009*) a trópusokról közölt adatokat.

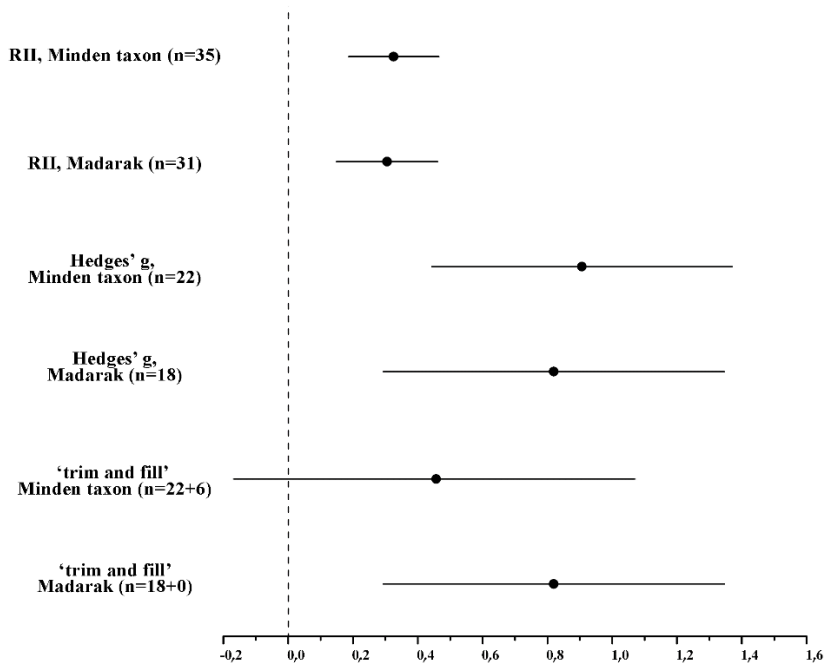
A 35 adatsoron belül 31 a madarakra, kettő az emlősökre (*Gosselink és mtsai., 2007; McCleery és mtsai., 2008*), egy a hullőkre (*Foley és mtsai., 2012*) és egy a gerinctelenekre (*Ferrante és mtsai., 2014*) vonatkozó ragadozó nyomást vizsgálta. Tizenöt tanulmány 22 adatsora közölte a szórást és a mintaszámot (F2. táblázat), míg a maradék 13 adatsor csak a predációs ráta átlagát tartalmazta. A kísérletek időtartamának mediánja 2 év volt (tartomány: 1-7 év). A vizsgálatok átlagos száma a rurál (átlag=93,1, SD=309,4, n=34) és a városi élőhelyek között (átlag=85,8, SD=332,9, n=34) nem különbözött szignifikánsan ( $z=0,009$ ,  $df=1$ ,  $p=0,93$ ).

A szokásos vizsgált változó a zsákmány mortalitása volt (bár számos módon fejezték ki). Az általam azonosított tanulmányok 19 esetben fészekmonitorozást valódi tojásokkal, 7 esetben műfészkeket valódi tojásokkal, 3 esetben műfészkeket agyagtojásokkal (*Matthews és mtsai.*, 1999; *Borgmann és Rodewald*, 2004) használtak. Az egyetlen gerinctelenekre vonatkozó vizsgálatban Ferrante és mtsai (2014) műheryőket használtak. Csak két tanulmány alkalmazott több módszert a predációs nyomás mérésére: *Borgmann és Rodewald* (2004) fészekmonitorozást és agyagtojásokat tartalmazó műfészkeket használt, míg *Ryder és mtsai.* (2010) műfészkeket használt valódi és agyagtojásokkal.

A ragadozók azonosítására három módszert használtak: a zsákmányon hagyott nyomok (n=9), videó-megfigyelés (n=8) és vizuális megfigyelés (n=7). Ugyanakkor kilenc tanulmány a ragadozók azonosításáról nem közölt információkat és további hat csak a mintaterületük potenciális ragadozóinak listáját közölte (F2. táblázat). Öt publikációban magasabb rendszertani csoportok voltak elérhetőek és 9 publikált fajlistát (F2. táblázat). López-Flores és mtsai (2009) a potenciális ragadozók listáját, míg Tella és mtsai (1996) mind a potenciális, mind az azonosított ragadozók listáját közölte a rurál és városi élőhelyeken (F2. táblázat), de ezek egyike sem tett közzé információt az abundanciájukról. A tanulmányok összesen 79 ragadozó fajt azonosítottak, 25 emlőst, 45 madarat és 9 egyéb csoportba tartozót. (F3. táblázat). Az egy helyszínen talált legnagyobb fajszám 18 volt, amit videó-megfigyeléssel rögzítettek Ohio-ban, az Egyesült Államokban (*Rodewald és mtsai.*, 2011). A leggyakoribb ragadozó madarak a varjúfélék (*Corvidae*) voltak, míg a macskák és a kutyák (*Canis lupus*) voltak a leggyakrabban azonosított ragadozó emlősök (F3. táblázat). Csak egy tanulmány (*Stracey*, 2011) közölt különbséget a ragadozóközösségek összetételében a rurál és városi élőhelyek között. A rurál élőhelyeken a természetesen előforduló ragadozók domináltak, míg a városi élőhelyeken a predációs nyomás legnagyobb részéért a házimacska (*Felis catus*) volt felelős, azonban mindkét élőhelytípusban viszonylag kevés ragadozó faj fordult elő (*Stracey*, 2011).

A rurál élőhelyeken (átlag=27,7%, SD=28,3%, n=35) az elérhető adatsorok alapján magasabb a predációs aktivitás, mint a városi környezetben (átlag=20,9%, SD=25,1%; n=35). Az UMD alapján a predációs nyomást a városiasodás minden zsákmánycsoport esetén szignifikánsan csökkentette (6. ábra). Hasonlóképpen, a ragadozók a rurál élőhelyeken a madarakra is szignifikánsan magasabb predációs nyomást gyakorolnak (átlag=28,8%, SD=30,3%, n=31), mint a városi élőhelyeken (átlag=22,6% SD=26,1%, n=31, 6. ábra). A random-hatás modellt (SMD) használva

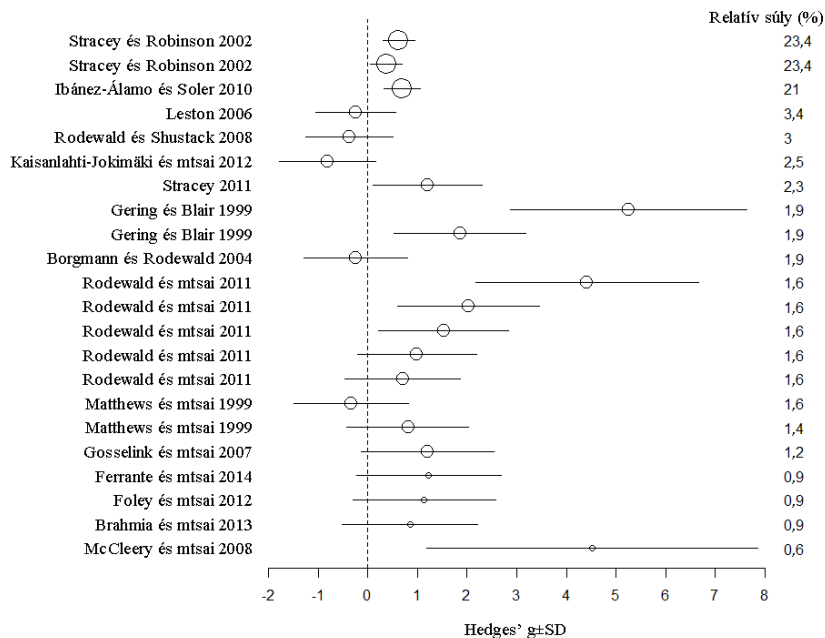
ugyanerre a konklúzióra jutottam (6. ábra, 2. táblázat), szignifikáns heterogenitással ( $Q_{All}=66,96$ ,  $df=21$ ,  $p<0,0001$ ;  $Q_{Birds}=59,51$ ,  $df=17$ ,  $p<0,0001$ ). A három legnagyobb mintanagysággal rendelkező tanulmány nagy befolyással volt a végső konklúzióra: a relatív súly 67,8%-át képviselték (7. ábra).



**6. ábra** A RII, a Hedges' g és a 'trim and fill' hatásnagyságainak átlagai és a hozzájuk tartozó 95%-os konfidencia intervallumok az összes tanulmányra, illetve csak a madarakra, mint zsákmányállatokra számítva. A zárójelben lévő számok az összehasonlítások számát, a hozzáadott értékek pedig a publikációs torzítás vizsgálata során azonosított hiányzó tanulmányok számát mutatják, amiből az összegzett hatásnagyságot számítottam.

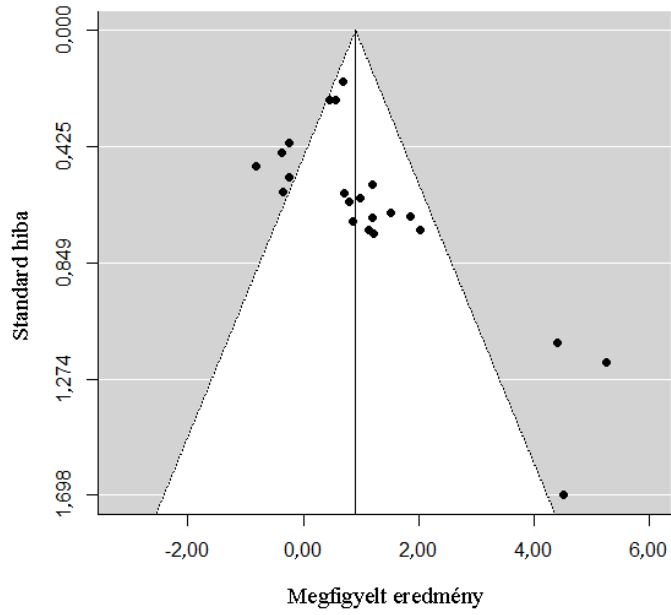
**2. táblázat** A random-hatás modell (a) és a Duval-Tweedie féle 'trim and fill' teszt (b) modell paraméterei és eredményei.

	Hiányzó tanulmányok száma	Becslés (Hedges' g)	SE	Z érték	95% KI alsó határ	95% KI felső határ	p-érték
<i>(a) Random-hatás modell</i>							
Minden taxon	NA	0,907	0,237	3,831	0,443	1,371	0,0001
Madarak	NA	0,820	0,269	3,054	0,294	1,346	0,0023
<i>(b) Duval-Tweedie féle 'trim and fill' teszt</i>							
Minden taxon	6	0,453	0,321	1,408	-0,177	1,082	0,1591
Madarak	0	0,820	0,269	3,054	0,294	1,346	0,0023

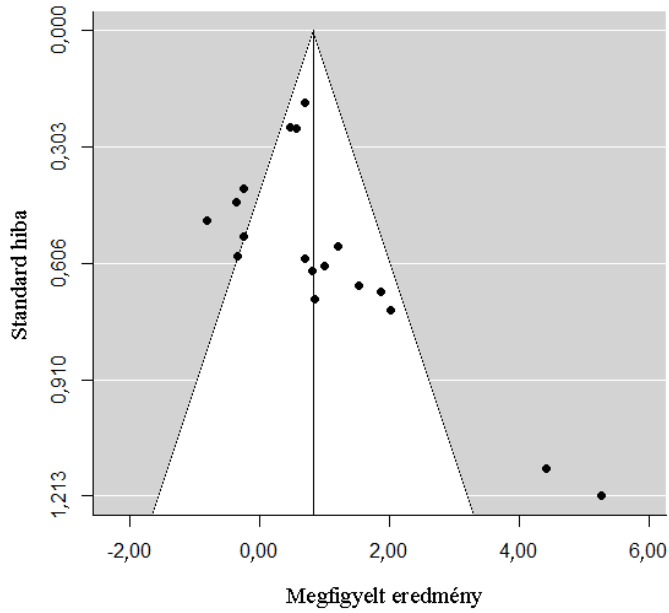


7. ábra A Hedges' g értékei az egyes adatsorok esetén. A körök az átlagot jelölik; a vízszintes vonalak a 95%-os konfidencia intervallumot. A körök mérete az összegzett hatáshoz való hozzájárulás mértékét jelöli.

A vizsgalatok kiegyenlítetttséget jelző tölcsergrafikon mindkét esetben (az összes zsákmány taxont figyelembe véve és madarak esetén is) aszimmetrikus volt (8. és 9. ábra). A publikációs torzítást az Egger féle regressziós teszttel, vegyes-hatású metaregressziós (mixed-effects meta-regression) modellel erősítettem meg ( $z_{All}=4,365$ ,  $p<0,0001$ ,  $z_{Birds}=3,725$ ,  $p=0,0002$ ). A kiszámított 'fail-safe' szám minden taxont figyelembe véve 425 volt (robusztussági küszöb:  $5n+10=185$ ) és 254 a madarakra nézve (robusztussági küszöb:  $5n+10=165$ ). Mivel mindkét érték nagyobb volt, mint a robusztussági küszöb, ezért a kapott eredmények robusztusok. A Duval-Tweedie féle 'trim and fill' teszt hat hiányzó tanulmányt azonosított minden taxont figyelembe véve, melyek hozzáadása után az eredmény nem szignifikánssá vált, míg madarak esetében nem talált hiányzó tanulmányt, így a modell szignifikancia szintje nem változott (7. ábra, 2. táblázat).



8. ábra Az összes zsákmány taxon predációs rátájának tölcserdiagramja.



9. ábra Madarakra, mint zsákmányállatokra vonatkozó predációs ráták tölcserdiagramja.

#### 4.2. A ragadozás mértékének kvantifikálása műhernyós vizsgálati módszerrel

A hároméves vizsgálati időszakban a műhernyókon összesen 1780 (14,6%) predációs eseményt rögzítettem. Talajszinten a kihelyezett 6336 zsákmányból 974-et (16,0%) támadtak meg. Itt a legaktívabbak a kisemlősök (10,4%), majd a madarak (3,4%), végül az ízeltlábúak (2,6%) voltak (3. táblázat). A fatörzsre kihelyezett 6336 műhernyón 836 (13,2%) predációra utaló nyomot találtam. A talajtól 1,5 méteres magasságban a legtöbb nyomot az ízeltlábúak (8,8%), majd a kisemlősök (3,0%), végül a madarak (1,2%) hagyták hátra maguk után (3. táblázat).

**3. táblázat** Az egyes ragadozó csoportok predációs nyomása (%)

Ragadozó támadások a kihelyezett műhernyókon (%)			
Csoport	Összesen	Talajfelszín	Fatörzs
Összes ragadozó	14,6	16,0	13,2
Madarak	2,3	3,4	1,2
Emlősök	6,7	10,4	3,0
Ízeltlábúak	5,7	2,6	8,8
Hiányzó hernyók	3,5	5,4	1,6
Mintanagyság	12672	6336	6336

##### 4.2.1. Predációs aktivitás az urbanizációs gradiens mentén

Általánosságban a fatörzseken rurál élőhelytől a városi területek irányába szignifikánsan csökkenő predációs aktivitást tapasztaltam (10. ábra, 4. és 5. táblázat). Talajszinten hasonló szignifikáns mintázatot mutatkozott (10. ábra, 5. táblázat). Madarak esetében az urbanizációs gradiens mentén egy általánosan csökkenő trendet tapasztaltam (10. ábra, 4. és 5. táblázat). Talajszinten nem találtam szignifikáns különbséget, azonban a rurál környezetben a fatörzsre kihelyezett műhernyókon szignifikánsan magasabb predációs aktivitást figyeltem meg, mint a szuburbán vagy városi élőhelyeken (10. ábra, 4. és 5. táblázat). A madarakhoz hasonlóan, az emlősök is csökkenő predációs aktivitást mutatnak a természetes élőhelyektől a városi élőhelyek felé. (10. ábra, 4. és 5. táblázat). Ugyanakkor, az emlősök talajszinti predációs aktivitása a rurál élőhelyeken szignifikánsan magasabb volt, mint a szuburbán és a városi élőhelyeken (10. ábra, 5. táblázat). Fatörzsről a kihelyezett műhernyók alapján nem találtam szignifikáns különbséget (10. ábra, 4. táblázat). Az ízeltlábú predációs aktivitás nem mutatott egyértelmű trendet (10. ábra, 4. és 5. táblázat). Talajszinten a szuburbán predációs aktivitás mind a rurál, mind pedig a városi élőhe-

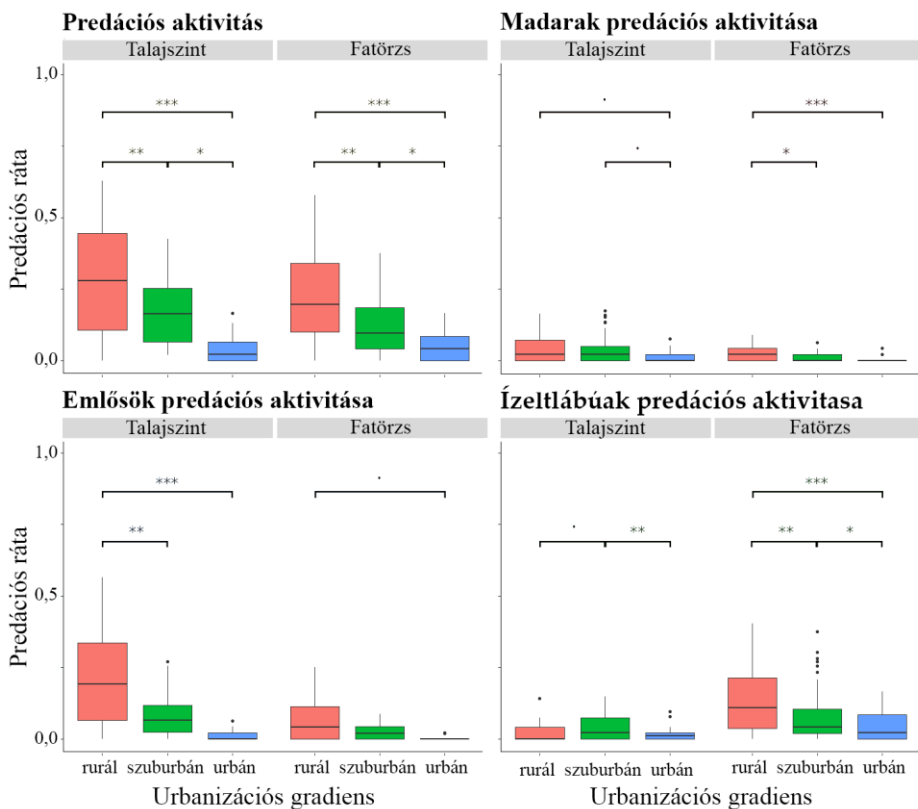
lyeken mértnél szignifikánsan magasabb volt (10. ábra, 5. táblázat). A fatörzsre helyezett mesterséges zsákmányokon a város irányába szignifikánsan csökkenő predációs aktivitást találtam (10. ábra, 4. táblázat).

**4. táblázat** A Tukey teszt eredményei a fatörzsre kihelyezett műhernyókon talált ragadozási nyomok összehasonlítására az urbanizációs gradiens mentén

Ragadozó csoport	Összehasonlított területek	Becslés értéke	SD	z	p
Összes ragadozó	rurál - szuburbán	-0,087	0,025	-3,555	0,001
	rurál - urbán	0,152	0,025	6,098	< 0,001
	szuburbán - urbán	0,065	0,025	2,553	0,029
Madarak	rurál - szuburbán	-0,014	0,006	-2,377	0,046
	rurál - urbán	0,022	0,006	3,648	< 0,001
	szuburbán - urbán	0,008	0,006	1,271	0,412
Emlősök	rurál - szuburbán	-0,035	0,028	-1,253	0,422
	rurál - urbán	0,059	0,028	2,081	0,094
	szuburbán - urbán	0,023	0,028	0,828	0,686
Ízeltlábúak	rurál - szuburbán	-0,048	0,015	-3,260	0,003
	rurál - urbán	0,085	0,015	5,628	< 0,001
	szuburbán - urbán	0,026	0,009	3,035	0,007

**5. táblázat** A Tukey teszt eredményei a talajra kihelyezett műhernyókon talált ragadozási nyomok összehasonlítására az urbanizációs gradiens mentén

Ragadozó csoport	Összehasonlított területek	Becslés értéke	SD	z	p
Összes ragadozó	rurál - szuburbán	-0,096	0,036	-2,700	0,019
	rurál - urbán	0,213	0,036	5,921	< 0,001
	szuburbán - urbán	0,118	0,036	3,231	0,004
Madarak	rurál - szuburbán	-0,003	0,013	-0,241	0,090
	rurál - urbán	0,031	0,013	2,342	0,050
	szuburbán - urbán	0,028	0,013	2,101	0,969
Emlősök	rurál - szuburbán	-0,116	0,038	-3,067	0,006
	rurál - urbán	0,186	0,038	4,906	< 0,001
	szuburbán - urbán	0,071	0,038	1,843	0,156
Ízeltlábúak	rurál - szuburbán	0,019	0,009	2,205	0,070
	rurál - urbán	0,007	0,009	0,830	0,685
	szuburbán - urbán	0,037	0,015	2,377	0,046



**10. ábra** Az egyes ragadozó csoportok predációs aktivitása az urbanizációs gradiens mentén talajszinten és fatörzsen. Szignifikancia kódok: \*\*\*:  $p < 0,001$ , \*\*:  $p < 0,01$ , \*:  $p < 0,05$ ,  $\cdot$ :  $p < 0,1$ .

#### 4.2.2. Szezonális trendek

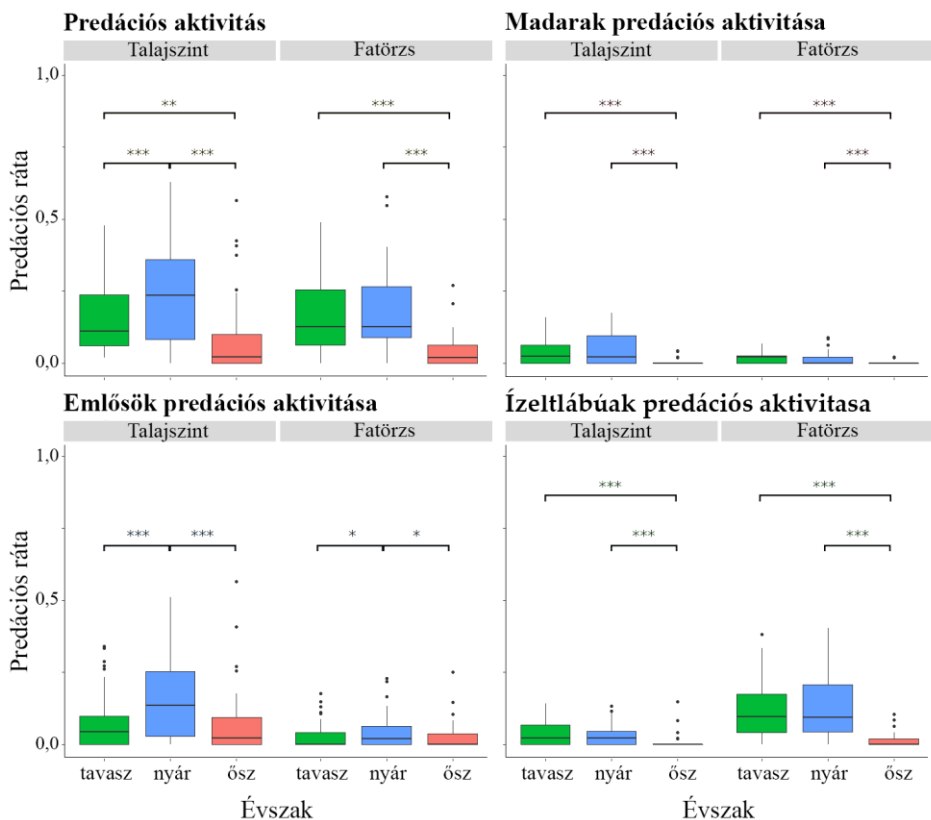
A talajon aktív ragadozók legnagyobb predációs aktivitását nyáron tapasztaltam, míg a fatörzsen őszi szignifikánsan alacsonyabb predációs aktivitási mintázatot kaptam mint tavasszal és nyáron (11. ábra, 6. és 7. táblázat). A madarak őszi predációs aktivitása szignifikánsan alacsonyabb volt a tavaszi és nyári aktivitásnál, mind fatörzsen, mind talajszinten (11. ábra, 6. és 7. táblázat). Emlősök esetén a nyári hónapokban tapasztaltam a legnagyobb predációs aktivitást talajszinten és fatörzsen is (11. ábra, 6. és 7. táblázat). A predáció szezonális mintázatát közelebbről szemügyre véve azt találtam, hogy a maximális predációs aktivitás augusztus és szeptember között volt, azonban az őszi aktivitás csökkenés gyorsabban ment végbe, mint a madarak esetében. A ragadozó ízeltlábúak őszi voltak a legkevésbé aktívak, talajszinten és fatörzsen is (11. ábra, 6. és 7. táblázat).

**6. táblázat** A Tukey teszt eredményei a fatörzsre kihelyezett műhernyókon talált ragadozási nyomok összehasonlítására a különböző évszakokban

Ragadozó csoport	Összehasonlított évszakok	Becslés értéke	SD	z	p
Összes ragadozó	tavaszi - nyári	0,018	0,016	1,151	0,482
	tavaszi - őszi	-0,117	0,017	-6,918	< 0,001
	nyári - őszi	-0,135	0,017	-7,824	< 0,001
Madarak	tavaszi - nyári	-0,006	0,004	-1,620	0,237
	tavaszi - őszi	-0,020	0,004	-5,688	< 0,001
	nyári - őszi	-0,014	0,004	-3,942	< 0,001
Emlősök	tavaszi - nyári	0,018	0,007	2,669	0,021
	tavaszi - őszi	< -0,001	0,007	-0,038	0,999
	nyári - őszi	-0,018	0,007	-2,619	0,024
Ízeltlábúak	tavaszi - nyári	0,005	0,014	0,341	0,938
	tavaszi - őszi	-0,103	0,015	-6,745	< 0,001
	nyári - őszi	-0,108	0,016	-6,880	< 0,001

**7. táblázat** A Tukey teszt eredményei a talajra kihelyezett műhernyókon talált ragadozási nyomok összehasonlítására a különböző évszakokban

Ragadozó csoport	Összehasonlított évszakok	Becslés értéke	SD	z	p
Összes ragadozó	tavaszi - nyári	0,087	0,017	5,078	< 0,001
	tavaszi - őszi	-0,057	0,019	-3,105	0,005
	nyári - őszi	-0,144	0,018	-7,881	< 0,001
Madarak	tavaszi - nyári	0,006	0,008	0,823	0,689
	tavaszi - őszi	-0,039	0,008	-5,007	< 0,001
	nyári - őszi	-0,045	0,008	-5,649	< 0,001
Emlősök	tavaszi - nyári	0,087	0,014	6,018	< 0,001
	tavaszi - őszi	< 0,001	0,015	0,025	1
	nyári - őszi	-0,086	0,015	-5,786	< 0,001
Ízeltlábúak	tavaszi - nyári	0,002	0,006	0,293	0,954
	tavaszi - őszi	-0,025	0,006	-4,155	< 0,001
	nyári - őszi	-0,027	0,006	-4,310	< 0,001



**11. ábra** Az egyes ragadozó csoportok predációs aktivitásának szezonális talajszinten és fatörzsön. Szignifikancia kódok: \*\*\*:  $p < 0,001$ , \*\*:  $p < 0,01$ , \*:  $p < 0,05$ , ·:  $p < 0,1$ .

## 5. Megvitatás

### 5.1. Predációs aktivitás változása urbanizációs gradiens mentén

A közölt eredmények szerint a zavartalanabb, rurál élőhelyeken magasabb a predációs nyomás, mint a városiasodottabb élőhelyeken. Ezt a következtetést azonban a viszonylag kisszámú vizsgálat miatt óvatosan kell kezelni. Eredményeim azt mutatják, hogy a predációs ráták szignifikánsan magasabbak a rurál élőhelyeken, mint a városi környezetben, de a vizsgálatok túlnyomó többsége egyféle zsákmánycsoportot, a madarakat vizsgálta. Az egyéb taxonokra (emlősök, hüllők vagy gerinctelenek) gyakorolt predációs nyomást az alacsony mintaszám miatt nem tudtam érdemben vizsgálni, viszont a madarak adatsoraihoz hozzáadva őket, a rurál és a városi élőhelyek predációs rátája között nem kaptam szignifikáns különbséget. Fischer és mtsai (2012) a gerinces zsákmányállatokra vonatkozóan azt találták, hogy a predációs ráták magasabbak a rurál élőhelyen, mint a városi és szuburbán környezetben. Mindazonáltal, Fisher és mtsai (2012)

állítására nem volt statisztikailag tesztelve, az Európán és Észak-Amerikán kívüli tanulmányokat kizárták és csak szárazföldi gerinces zsákmányokat vették figyelembe, továbbá a szuburbán területeket is városi élőhelyként kezelték.

Eredményeim a 'predator relaxation' hipotézist (Noske, 1998) és a Gray féle növekvő zavarás hipotézist (Gray, 1989) is támogatják, bár számos fenntartással. Először, az adatbázis geográfiai torzítással terhelt, mivel az adatok többsége Észak-Amerikából származott úgy, hogy majdnem a felük egy amerikai államból, Ohioból. Másodszer, egy erős taxonómiai torzítást is tartalmazott, a legtöbb esetben madarakra gyakorolt predációt vizsgálták, azon belül is főleg a madárfészkekben lévő tojásokat és fiókákat és csak kevés tanulmány foglalkozott emlősökkel, hüllőkkel, gerinctelenekkel. Így az, hogy a 'predator relaxation' hipotézis minden taxonra érvényes-e, nem válaszolható meg teljes biztonsággal.

A predációs nyomás szignifikáns csökkenése a városokban nem egy előre jelezhető konklúzió. Az urbanizációs hatások következtében a nagytestű csúcsragadozók eltűnnek (Cramp, 1972), ami a kisebb testű, gyakran háziasított ragadozók, mint például a macskák nagyobb egyedsűrűségéhez vezethet (Haskell és mtsai., 2001; Ash és Adams, 2003). Ebből arra következtethetünk, hogy ezek a változások hatására a ragadozóiktól és versenytársaiktól megszabadult kistestű ragadozók egyedszáma és predációs aktivitása növekedni fog (ez az ún. mesopredator release) (Oppel és mtsai., 2014). Ez a folyamat nagyon változatos képet mutathat különböző élőhelyeken, azonban meg kell jegyezni, hogy az antropogén eredetű táplálékforrásokat majdnem minden mindenevő ragadozó hasznosítja (Gehrt, 2004; Withey és Marzluff, 2009; Iossa és mtsai., 2010). Az emberek által nyújtott alternatív táplálék, a könnyebb hozzáférhetősége miatt a predációs rátát csökkentheti (Schmidt, 1999; Miller és mtsai., 2006). Az urbanizált környezetben az emberek a generalista ragadozók számára szándékosan (madáretetők, Robb és mtsai., 2008) vagy indirekt módon (házi kedvencek eledele, szemét, Chace és Walsh, 2006) is kínálhatnak táplálékot. Ugyanakkor, a generalista ragadozók a városi környezetben hiperabundáns zsákmányra specializálódhatnak (Estes és Mannan, 2003), így az egyéb zsákmányállatokra gyakorolt predációs nyomás csökkenhet (Roth és Lima, 2003). Ezen hatásokhoz hozzáadódik az, hogy sok, városi környezetben élő ragadozó rurál élőhelyeken is táplálkozik (Newton és Gammie, 1979; Andrew és Mosher, 1982). A predációs rátát a városokban a zsákmányállatok hatékonyabb ragadozók elleni védekezési mechanizmusa (Møller és Ibáñez-Álamo, 2012) szintén csökkentheti.

A városokban a ragadozók térbeli és időbeli jelenléte megváltozik, melynek következtében a zsákmány viselkedése is eltérést mutat a rurál

élőhelyekhez képest (Moll és mtsai., 2017). A prédák zsákmányul eséstől való félelme következtében azok táplálkozási szokása megváltozik (Laundre és mtsai., 2010). A ragadozók hiányában, illetve táplálkozási viselkedésük megváltozásának következtében a zsákmányállatok gyakrabban tudnak táplálkozni és kevésbé elővigyázatosan viselkednek (Beleznai és mtsai., 2015). A városi környezetben a zsákmányállatok a zavarásokra kevésbé érzékenyek, mely a táplálkozásra, szaporodásra és utódgondozásra fordítható idő mennyiségét tovább növeli (Stillfried és mtsai., 2017). Ezek együttesen, azáltal, hogy nagyobb zsákmánypopulációt eredményezhetnek a városi környezetben, az elfogyasztott zsákmány arányát tovább csökkenthetik a rurál élőhelyekhez képest.

Elemzéseim a városi környezetben bizonyítékot szolgáltatnak a csökkent predációs nyomásra, de a ragadozó közösségekre vonatkozóan nem rendelkezem megfelelő adatokkal, hogy meghatározhassam mi áll az alacsonyabb predációs ráták háttérében. A madár zsákmányállatokon kívül más taxonokra kevés adatot találtam, ráirányítva a figyelmet arra, hogy a jövőben ezen zsákmányállatok vizsgálata szükséges. Ahhoz, hogy az ökoszisztémák megfelelően működjenek és az általuk szolgáltatott ökoszisztéma szolgáltatások érvényesülni tudjanak egy megfelelő szintű predációs nyomásra van szükség (Sekercioglu, 2010), így a természetbarát városi élőhelykezelések kifejlesztésére sürgető igény van, melyek a kapcsolódó rurál élőhelyhez hasonló szintű és karakterisztikájú predációs nyomást tartanak fent. Továbbá átfogóbb vizsgálatokra van szükség, melyek egyszerre vizsgálják a ragadozót és a zsákmányt és így megérthetjük, hogy a városiasodás a trofikus folyamatokat és így a közösségek struktúráját hogyan befolyásolja.

## 5.2. A ragadozás mértékének kvantifikálása műheryős vizsgálati módszerrel

Az általam választott vizsgálati helyszín különlegessége, hogy két zavaró környezeti tényező egymásra gyakorolt hatásának vizsgálatát teszi lehetővé. Az elsődleges természeti hatás a területen, a rendszeres árvizek általi zavarás, melyhez hosszú távon evolúciósan alkalmazkodott közösségek alakultak ki (Poff és mtsai., 1997). Ezekre a közösségekre egy új, gyorsan változó városi környezet másképpen hathat, mint azokra, melyek az extrém, rendszeres zavarásokhoz nem adaptálódtak.

A vizsgált urbanizációs gradiens mentén, a rurál élőhelyektől a városi élőhelyek felé csökkenő predációs aktivitást tapasztaltam, kivéve a talajon aktív ízeltlábú ragadozókat (H2). Ez az eredmény összhangban van a korábbi kutatási eredményekkel (Ferrante és mtsai., 2014; Eötvös és

*mtsai.*, 2018) és nem utal arra, hogy a természetes extrém zavarások (árvi-zek) hatására zavarástűrő közösségek szerveződnenek, amelyekre az urbanizáció jelentette mesterséges zavarás kimutatható hatással lenne (H1). A városiasodás folyamata evolúciós léptekben gyorsnak tekinthető, feltétlenül gyorsabb, mint a természetes táji és élőhelyi változások, így egy gyorsan változó, komplex környezetet hoz létre (*Antrop*, 2004). Feltételezhető, hogy a lassabb, természetes zavarásokhoz alkalmazkodott fajok a városiasodással együtt járó gyors folyamatokkal, zavarásokkal nem képesek megbirkózni. A növekvő zavarás hipotézist eredményeim alátámasztják, azonban a talajon élő ízeltlábúak predációs aktivitási mintázatát Connell köztes zavarás hipotézise (*Connell*, 1978) magyarázza legjobban. Ez a hipotézis azt prediktálja, hogy a mérsékelt mértékű zavarás fokozza a predációs aktivitást, ez az élőhely vizsgálataim esetén a szuburbán élőhelyekre esett. A 'predation paradox' hipotézis (*Fischer és mtsai.*, 2012; *Eötvös és mtsai.*, 2018) a városok irányába csökkenő predációs aktivitásra szintén magyarázatot adhat, azonban az egyes ragadozó csoportok abundanciájáról a különböző urbanizációs stádiumokban nincs átfogó információnk.

A futóbogarak (Coleoptera: Carabidae) az egyik legfontosabb talajfelszíni ízeltlábú ragadozó csoport a pókokkal és a hangyákkal egyetemben (*Kajak és mtsai.*, 1971; *Nyffeler és Birkhofer*, 2017). Kutatásaim során a műhernyók felszínén futóbogarak nyomait találtam. A korábbi tanulmányok többsége nem talált bizonyítékot arra, hogy a futóbogarak abundanciája a köztes zavarás hipotézis szerint alakulna (*Magura és mtsai.*, 2004; *Elek és Lövei*, 2007; *Tóthmérész és mtsai.*, 2011). Így, az eredményeimet figyelembe véve különbségek lehetnek a mozgási aktivitás (talajcsapda adatok alapján) és a táplálkozási aktivitás között ebben a csoportban. Mindazonáltal, ugyanezen a területen a vizsgálataim időpontjában végzett kutatás eredményei rámutatnak arra, hogy a pókok abundanciája az általam tapasztalt predációs aktivitáshoz hasonló mintázatot mutat (legmagasabb egyedszám a szuburbán területen, legalacsonyabb a városi területen), ami a köztes zavarás hipotézissel magyarázható (*Tajthi és mtsai.*, 2017). Azonban, a futóbogarak abundanciája a rurál élőhelyen volt a legmagasabb, a szuburbán területen közepes és a városi környezetben a legalacsonyabb (Mizser, S. (Debreceni Egyetem, Debrecen, Magyarország). személyes közlés, 2020.), ami nincs összhangban az általam tapasztalt predációs aktivitási mintázattal.

Tavasszal és nyáron a madarak esetén nagyobb predációs rátákat találtam, mint ősszel. Ez az eredmény megfelel a match/mismatch hipotézisnek (*Cushing*, 1990) (H3), kivéve a nyáron is magas predációs aktivitást. Erre magyarázat lehet a frissen kirepült fiókák miatti ideiglenesen megnövekedett aktívan vadászó és táplálkozó egyedek abundanciája.

Ugyanakkor, a költési időszak kezdetében (városban átlagosan 1 héttel korábban, mint rurál élőhelyeken) és a hernyótömeg gradációjának alakulásában kis mértékű különbségek lehetnek (városokban 4 nappal később) (Seress és mtsai., 2018), ami a kapott eredményeket módosíthatta. Emlősök esetén a nyár második fele volt a legaktívabb időszak a műhernyókon regisztrált nyomok alapján (H4). Így, a tavaszi és nyári populációnövekedés mértéke nem volt elegendő, hogy a predációs rátát megnövelje. Azonban a reprodukciós időszakban megnövekedett fehérje igény (Speakman, 2008) módosíthatja a kisemlősök táplálkozási szokásait, így évtrendjünkben ősszel más, fehérjében szegényebb táplálék dominálhat (pl.: magvak, termések) (Fitch, 1954).

Lövei és Ferrante (2017) a globálisan hozzáférhető adatokat áttekintették az ugyanolyan módszerrel felmért ragadozási gyakoriság (nyomás) mértékéről. A mesterséges zsákmányokon mért globális átlagos napi predációs ráta 8,8%, melynél én magasabb predációs rátákat találtam (összességében 14,6%, talajszinten 16,0%). Ez az átlag a föld minden tájáról származó adathból lett számolva és figyelembe kell venni, hogy az erdővel borított tájakon a predációs aktivitás az egyenlítőől a pólusok irányába, ugyan nem szignifikánsan, de folyamatosan növekszik (Lövei és Ferrante, 2017). Következésképpen az általam regisztrált predációs nyomás nem kiemelkedően magas érték. Talajszinten magasabb predációs rátákat mértem, ami korábbi eredményekkel szintén összhangba hozható (Lövei és Ferrante, 2017). A vártnak megfelelően a gerincesek általi predáció a műhernyókon (madarak és emlősök, 9,0% együttesen) magasabb volt, mint az ízeltlábúak predációja (5,7%) (Lövei és Ferrante, 2017). Talajszinten ugyanezt a mintázatot találtam (gerinces predáció 13,8%, ízeltlábú predáció 2,6%), fatörzsön viszont éppen az ellenkezőjét (gerinces predáció 4,2%, ízeltlábú predáció 8,8%). A magasabb talajszint feletti ízeltlábú predáció különbözik a korábban közölt eredményektől (Lövei és Ferrante, 2017). Ez arra utalhat, hogy a kisemlősök magasabb predációs aktivitása olyan fajokhoz is köthető talajszinten, melyek futóbogarakkal és más talajon aktív ízeltlábúakkal is táplálkoznak, emellett elmondható, hogy egymáshoz viszonyított abundanciájuk gyakran fordított arányban áll (Parmenter és MacMahon, 1988).

A városi ragadozó együttesek a természetes és természetközeli élőhelyek közösségeitől jelentősen különböznek (Haskell és mtsai., 2001). Az antropogén táplálékforrás jelenléte, az opportunistá ragadozók esetén, csökkentheti azok predációs aktivitását (Contesse és mtsai., 2004). A városi környezetben egyéb viselkedésbeli változásokat az aggregált zsákmány jelenléte is kiválthat, mint pl. a madáretetőket (Clergeau és mtsai., 1998) vagy a fényforrások (Gaston és mtsai., 2013), melyek lokálisan

megnövelhetik a potenciális zsákmány mennyiségét (és így a predációs rátát is), de közvetve más helyeken csökkentheti azt (*Gering és Blair, 1999*).

Ritkán említett komplikáció volt a kísérlet során, hogy néhány hernyó felszíne megolvadt, így hiányzóként kellett kezelnem. Ennek oka az volt, hogy a meglágyult gyurmafelszín nem tudta megtartani az esetlegesen ott lévő támadási nyomokat. A vizsgálat teljes időtartama alatt összesen 31 (0,25%), talajszinten 30, míg fatörzsön 1 kihelyezett zsákmány esetében tapasztaltam ilyen elváltozást. Eredetileg ezt a magas hőmérséklettel magyaráztam, hiszen a napos nyári napokon a hőmérséklet gyakran meghaladta a 35°C-ot. Azonban, ez a hatás valószínűleg a direkt napsütés és lokális mikro környezet kombinációjának eredménye, mert a módszert az izraeli Negev-sivatagban is sikeresen alkalmazták, ahol a hőmérséklet jóval meghaladja a 40°C-ot (Ferrante, M., (University of the Azores, Terceira, Portugália). személyes közlés, 2020). A műhernyó felszínének megolvadása tehát elkerülhető, ha a direkt napsütéstől megóvjuk.

Az általam vizsgált ártéri erdei tájban a rurál élőhelyek irányából a városok irányába csökkenő predációs rátát találtam, ami a korábbi, nem ártéri élőhelyeken végzett vizsgálatok eredményeivel egyezik, melyekben a madarakra vonatkozó predációs nyomást vizsgálták (*Eötvös és mtsai., 2018*). Az azonban nem egyértelmű, hogy az ártéri közösségben végbe ment változások azonosak-e a más városok erdei élőhelyein kimutatott élőhely-változásokkal. Ezt a potenciális problémát ugyanazon városban, ártéri és nem ártéri élőhelyek vizsgálatával lehetne feloldani. Ugyanakkor az urbanizáció predációs aktivitásra, predációs nyomásra kifejtett hatásait egyetlen taxonra vonatkozó vizsgálatok eredményei alapján nem lehet általánosítani, így több, különböző rendszertani csoportba tartozó ragadozó- és zsákmányszervezet időben és térben egyidejű vizsgálata a jövőbeni urbán-ökológiai vizsgálatokban elsőbbséget kell élvezzen (*Eötvös és mtsai., 2018*).

## **6. Konklúzió**

Általánosságban elmondhatjuk, hogy a ragadozók ragadozási aktivitása a rurál élőhelyektől a városközpontok irányába csökken a 'predation relaxation' - és a növekvő zavarás hipotézisnek megfelelően és így a zsákmányokállatoknál is csökkenő predáció okozta mortalitást figyelhetünk meg (*Eötvös és mtsai., 2018, 2020*). A leggyakrabban vizsgált ragadozók a melegvérű gerincesek, melyek ragadozási aktivitása egybeesik az általános mintázattal (*Eötvös és mtsai., 2018, 2020*). Azonban, a talajon aktív madarak és a fatörzseken aktív kisemlősök ugyan trendszerűen csökkenő

predációs aktivitást mutattak a városközpontok felé, azonban ez az eredmény nem volt szignifikáns (Eötvös és mtsai., 2020). Urbanizációs vizsgálatokban zsákmányként elsősorban a madarakat, azoknak is fészkeiben lévő tojásait és fiókáit vizsgálják (melyeknek a városokban kevésbé kell ragadozóktól tartania, mint a természetes élőhelyeken élő fajtársaiknak), a kifejlett egyedekkel és az emlősökkel jelentősen kevesebb publikáció foglalkozik (Eötvös és mtsai., 2018). Ennek háttérében a szükséges kutatás összetettsége állhat, hiszen egy mobilis populáció egyedeinek vizsgálata sokkal nagyobb energiabefektetést igényel. Az ízeltlábúaknál használt megoldás, hogy immobilizált zsákmányt használjunk, ilyen vizsgálatokban már etikai kérdéseket is feszeget azon túl, hogy a módszer valóban hatékony lenne-e. A hüllők és a kételtűek még kisebb figyelmet kapnak urbanizációs vizsgálatokban, mint a fent említett gerincesek (Eötvös és mtsai., 2020).

Az ízeltlábúak ragadozási aktivitása eltérő mintázatot mutat a fentiekben tárgyaltaktól. Fatörzseken ugyan a növekvő zavarás hipotézis az eredményekre jó magyarázatot ad, azonban talajszinten a legmagasabb aktivitást az urbanizációs gradiens közepén találtam, ami arra utal, hogy az itt aktív ízeltlábú ragadozók aktivitását a mérsékelt zavarás hipotézis írja le (Eötvös és mtsai., 2020). Az ízeltlábú zsákmányállatokra gyakorolt predációs nyomás a természetes élőhelyektől a városközpontok felé folyamatosan csökken (Ferrante és mtsai., 2014; Eötvös és mtsai., 2020).

Mint láthatjuk, egyes ragadozó csoportok eltérő módon reagálhatnak az urbanizáció hatásaira, melyet egy általános vizsgálat eredménye elfedhet, azonban összességében a zsákmányállatoknak a városi környezetben kevesebb ragadozóval kell számolniuk, mint a természetes élőhelyeken. Az általános mintázat mögött, faji/populációs szinten óriási változottság bújhat meg és érdekes kérdés lehet, hogy mely fajok profitálhatnak ragadozóként a város adta lehetőségekből.

## 7. Összegzés

### 7.1. Bevezetés

Az urbanizáció környezetformáló hatásai tagadhatatlanok, melyek azáltal, hogy egyre több ember él városokban, mint azon kívül egy folyamatosan gyorsuló folyamat. Az eredeti élőhely a városközpontok felé közeledve egyre fragmentáltabb és kisebb kiterjedésű. Az így kialakult környezet a területen eredetileg előforduló élőlények számára ellenséges, aminek következtében a közösségek újrászerveződését figyelhetjük meg. Azonban az egyes fajok különböző módon reagálnak a megváltozott kör-

nyezethez. A városkerülő fajok a nem képesek a városi források kiaknázására, míg a városhasználó fajok teljes mértékben kihasználják a város adta lehetőségeket. A városhoz alkalmazkodó fajok pedig elsősorban a természetes forrásokat használják, azonban, ha szükséges, képesek a városi környezetben is megélni. Az urbanizáció hatásai a közösségdinamikai folyamatokat is befolyásolják, a közösség tagjait térben és időben elválaszthatja egymástól vagy a viselkedés megváltozása következtében szűnik meg a fajok közti interakció.

Az urbanizáció által különböző mértékben érintett területeket egy gradiens mentén csoportosíthatjuk. Ugyanakkor figyelembe kell venni, hogy az urbanizáció hatása különböző mértékű lehet, mivel a hasonló városi környezethez változatos természetes élőhelyeket találhatunk a Föld különböző pontjain. Az ökológiai folyamatokban felmerülő lehetséges különbségek, melyek inkább a helyi környezeti viszonyoktól, mint a városiasodás általános hatásaitól függenek, sarkallta a kutatókat egységesített protokollok kidolgozására, mint a GLOBENET projekt.

A ragadozás a közösségszervező és -stabilizáló hatásai miatt az egyik legfontosabb ökológiai folyamat. A városiasodás hatásai maradandó nyomokat hagyhat a ragadozó-zsákmány kapcsolatrendszeren is. A városi ragadozó populációk változásait két fő hipotézis írja le, a 'predator relaxation' vagy 'safe habitat' hipotézis és a 'predation proliferation' hipotézis. A Gray féle növekvő zavarás hipotézis szintén csökkent ragadozási aktivitást vár városi környezetben. A lefektetett hipotéziseket növekvő intenzitással vizsgálják az utóbbi néhány évtizedben, azonban elsősorban a gerinces állatok kerülnek górcső alá. A gerinctelen zsákmányállatokra gyakorolt predációs nyomás számszerűsítése rejtettsége és a bizonyítékok ritkasága miatt bonyolult. A ragadozás intenzitásának mérésére széles körben használnak mesterséges zsákmányt, mint a műhernyó. Ez a módszer kiválóan alkalmas különböző élőhelyek predációs nyomásának összehasonlítására.

## *7.2. Predációs aktivitás változása urbanizációs gradiens mentén*

A természetközeli rurál élőhelyeken magasabb a predációs nyomás, mint a városi környezetben, így eredményeim támogatják a 'predator relaxation' hipotézist és a Gray féle növekvő zavarás hipotézist is. Ezt az eredményt azonban fenntartásokkal kell kezelni, mivel a meta-analízis alapjául szolgáló, viszonylag kisszámú vizsgálatból kinyert adatbázis geográfiai és taxonómiai torzítással terhelt. Az adatok zöme Észak-Amerikából, majdnem fele egy amerikai államból, Ohioból származott. Csak elenyésző tanulmány foglalkozott emlősökkel, hüllőkkel, gerinctelenekkel,

a legtöbb esetben madarakra gyakorolt predációt, azon belül is főleg a márdáfészkeket vizsgálták. Így az egyéb taxonokra gyakorolt predációs nyomást nem tudtam önmagában vizsgálni, azonban a madarak adatsoraihoz hozzáadva őket nem találtam szignifikáns különbséget a rurál és a városi élőhelyek között. Így az, hogy a 'predator relaxation' hipotézis érvényes-e minden taxonra, nem válaszolható meg teljes biztonsággal.

A városi környezetben nem a predációs nyomás csökkenését várjuk. Habár a nagytestű csúcsragadozók általában hiányoznak, de ennek következtében a kisebb testű ragadozók egyedszáma és a predációs aktivitása növekszik, a 'mesopredator release' elméletnek megfelelően. A különböző élőhelyeken változatos módon megy végbe ez a folyamat. Azonban a városokban antropogén eredetű, könnyen hozzáférhető források is rendelkezésre állnak. Ez lehet szándékosan, etetőbe kihelyezett táplálék, vagy indirekt módon kínált háziállatok eledele, illetve szemét. A mindenevő ragadozók többsége hasznosítja ezt a táplálékforrást, így csökkenhet a predációs ráta. Ugyanakkor a predációs rátákban aszimmetria is kialakulhat, a generalista ragadozók a városi környezetben hiperabundáns zsákmányra specializálódhatnak, így az egyéb zsákmányállatokra gyakorolt predációs nyomás csökkenhet. Ez a különbség térben és időben is fennállhat, például az éjjel lámpák körül összegyűlő rovarok odavonzzák a ragadozókat, így lokálisan nagyobb predációs rátákat mérhetünk, mint a fényforrásoktól távolabb, illetve napközben.

A préda zsákmányul eséstől való félelme hatással van a táplálkozási szokásaikra. Ragadozók hiányában gyakrabban tudnak táplálkozni és kevésbé elővigyázatosak. A városi környezetben a zsákmányállatok adaptálódnak a zavarásokhoz, mely növeli a táplálkozásra, szaporodásra és utódgondozásra fordítható idő mennyiségét. Így a városi környezetben megnövekedett zsákmánymennyiség tovább csökkentheti az elfogyasztott préda arányát a rurál élőhelyekhez képest.

### *7.3. A ragadozás mértékének kvantifikálása műhernyós vizsgálati módszerrel*

Az általam választott Tisza ártérben elhelyezkedő vizsgálati helyszín különlegessége, hogy két zavaró környezeti tényező egymásra gyakorolt hatásának vizsgálatát teszi lehetővé. Az elsődlegesen fennálló természeti hatás a területen, a rendszeres árvizek általi zavarás, melyhez hosszú távon evolúciósan alkalmazkodott közösségek alakulhattak ki. Ezekre az extrém, rendszeres zavarásokhoz adaptálódott közösségekre egy új, gyorsan változó városi környezet másképpen hathat, mint a kiegyensúlyozottabb élőhelyek közösségeire.

A vizsgált urbanizációs gradiens mentén, talajon aktív ízeltlábú ragadozók kivételével, a rurál élőhelyektől az városi élőhelyek felé csökkenő predációs aktivitást tapasztaltam. Ez az eredmény nem utal arra, hogy a természetes extrém zavarások (árvizek) hatására az urbanizáció jelentette mesterséges zavarás csökkent hatással lenne. A városiasodás feltétlenül gyorsabb folyamat, mint a természetes táji és élőhelyi változások, így egy gyorsan változó, komplex környezetet hoz létre és ezzel a gyors változással a lassabb, természetes zavarásokhoz alkalmazkodott fajok nem képesek megbirkózni. Az eredményeim alátámasztják a növekvő zavarás hipotézist, azonban a talajon élő ízeltlábúak szuburbán területen maximalizálódó predációs aktivitását Connell mérsékelt zavarás hipotézise magyarázza legjobban. Az egyes ragadozó csoportok abundanciájáról nincs elegendő információ ahhoz, hogy tesztelni tudjuk a 'predation paradox' hipotézis által adott magyarázatot. A futóbogarak az egyik legfontosabb talajfelszíni ízeltlábú ragadozó csoport a pókokkal és a hangyákkal egyetemben. A korábbi tanulmányok többsége nem talált bizonyítékot arra, hogy a futóbogarak abundanciája a köztes zavarás hipotézis szerint alakulna. Így, az eredményeimet figyelembe véve különbségek lehetnek a mozgási aktivitás és a táplálkozási aktivitás között ebben a csoportban. Mindazonáltal, ugyanezen a területen a vizsgálataim időpontjában végzett talajcsapdás kutatás eredményei rámutatnak arra, hogy a pókok abundanciája a szuburbán területen, azonban, a futóbogarak abundanciája a rurál élőhelyen volt a legmagasabb. A match/mismatch hipotézisnek megfelelően tavasszal és nyáron a madarak esetén nagyobb predációs rátákat találtam, mint ősszel, azonban a nyáron is magas predációs aktivitás a frissen kirepült fiókák miatti ideiglenesen megnövekedett aktívan táplálkozó populáció okozhatja. Emlősök esetében predációs aktivitás nyáron volt legmagasabb, melyet a reprodukciós időszakban megnövekedett fehérje igény magyarázhat, így az őszi populáció maximum idején más, fehérjében szegényebb táplálék dominálhat.

A mesterséges zsákmányokon mért globális átlagos predációs ráta 8,8%, melynél én magasabb predációs rátákat találtam (összességében 14,6%, talajszinten 16,0%). Az általam regisztrált predációs nyomás nem kimagaslóan magas érték, mivel az erdővel borított tájakon a predációs aktivitás folyamatosan növekszik az egyenlítőről a pólusok irányába. Talajszinten mért magasabb predációs ráták szintén összhangba hozhatók a korábbi eredményekkel. A vártan megfelelően a gerincesek általi predáció a műhernyókon (9,0%) magasabb volt, mint az ízeltlábúak predációja (5,7%). Talajszinten ugyanezt a mintázatot találtam (gerincesek 13,8%, ízeltlábúak 2,6%), viszont fatörzsön éppen az ellenkezőjét (gerinces predáció 4,2%, ízeltlábú predáció 8,8%). Ez arra utalhat, hogy a kisemlősök

magasabb predációs aktivitása olyan fajokhoz is köthető talajszinten, melyek futóbogarakkal és más talajon aktív ízeltlábúakkal is táplálkoznak.

Nem egyértelmű, hogy az ártéri közösségben végbement változások azonosak-e a más városok erdei élőhelyein kimutatott élőhely-változásokkal. Ezt a potenciális problémát ugyanazon városban, ártéri és nem ártéri élőhelyek vizsgálatával lehetne feloldani. Ugyanakkor a problémakör teljes feloldását csak az hozhatja el, ha több, különböző rendszertani csoporthoz tartozó ragadozó- és zsákmányszervezet időben és térben egyidejű vizsgálatát végezzük el a jövőbeni urbanizációs vizsgálatokban.

## **7. Summary**

### *7.1. Introduction*

The environmental shaping effects of urbanization are undeniable, which, through the fact that more and more people are living in cities, is an ever-accelerating process. The original habitat is becoming increasingly fragmented and occupies smaller area as it approaches in city centres. The resulting environment is hostile to the organisms that originally occurred in the area, resulting in a reorganization of communities. However, each species responds differently to the changed environment. Urban avoiders are unable to exploit urban resources, while urban exploiters take full advantage of the opportunities offered by the city. Urban adapters primarily use natural resources, but are able to survive in the urban environment if needed. The effects of urbanization also affect community dynamics, community members may be separated in space and time, or interspecies interaction disappears as a result of behavioural change.

Areas affected to different degrees by urbanization can be classified along a gradient. At the same time, it needs to be considered that the impact of urbanization may be of varying degrees, as very different natural habitats for similar urban environments can be found in different parts of the Earth. Potential differences in ecological processes, which depend more on local environmental conditions than on the general effects of urbanization, prompted researchers to develop unified protocols as the GLOBENET project.

Predation is one of the most important ecological processes due to its community organizing and stabilizing effects. The effects of urbanization can also leave permanent changes on the predator-prey relationship. Changes in urban predator populations are described by two main hypotheses, the predator relaxation or safe habitat hypothesis and the predation proliferation hypothesis. According to Gray's increasing disturbance hy-

pothesis we can expect decreased predation activities in the urban landscape. The hypotheses formulated have been studied with increasing intensity over the last few decades, however, it is primarily vertebrates that come under research. Quantification of predation pressure on invertebrate prey animals is complicated due to the hidden predatory events and scarcity of evidence. Artificial prey such as dummy caterpillars is widely used to measure predation intensity. This method is excellent for comparing predation pressures in different habitats.

### *7.2. Change in predatory activity along urbanization gradient*

Predation pressure is higher in rural habitats than in urban environments, so my results support both the predator relaxation hypothesis and Gray's increasing disturbance hypothesis. However, as the database obtained from the relatively small number of studies on which the meta-analysis is based, is burdened with geographic and taxonomic bias. Most of the data came from North America, almost half from an American state, Ohio. Only a few studies dealt with mammals, reptiles, vertebrates as prey. In most cases they studied predation on birds, especially bird nests. I could not examine the predation pressure on other taxa separately, however, adding them to the bird's data set, I did not find a significant difference between rural and urban habitats. Thus, whether the "predator relaxation" hypothesis is valid for all taxa cannot be answered with complete certainty.

In an urban environment, we do not expect a decrease in predation pressure. Although large-bodied top predators are generally absent, as a result the number of smaller-bodied predators and their predation activity increase, according to the mesopredator release theory. This process takes place in a variety of ways in different habitats. However, in the cities there are also easily accessible anthropogenic food sources. This can be food intentionally placed in feeders, or indirectly offered pet food or junk. Most omnivorous predators utilize this food source, so the predation rate may decrease. However, asymmetries in predation rates may also occur, and generalist predators may specialize in hyperabundant prey in urban environments, thus reducing predation pressure on other prey animals. This difference can occur in space and time, for example, insects gathering around lights at night attract predators, so we can measure higher predation rates locally than away from light sources or during daytime.

Fear of being predated influences the prey eating habits. In the absence of predators, they can feed more often and are less careful. In an urban environment, prey animals adapt to disturbances, which increases the amount of time spent on feeding, reproduction, and offspring care.

Thus, an increased amount of prey in an urban environment may further reduce the proportion of prey consumed relative to rural habitats.

### *7.3. Quantification of the degree of predation pressure with dummy caterpillars*

The peculiarity of the test site located in the Tisza floodbed I have chosen is that it allows the examination of the interfering effects of two disturbing environmental factors on each other. The primary natural effect in the area is disturbance by regular floods, to which communities could evolve. These communities, adapted to extreme, systemic disturbances, may be affected differently by another effect present, a new, rapidly changing urban environment than communities of more balanced habitats.

Along the examined urbanization gradient, except for ground active arthropod predators, I experienced a decreasing predation activity from rural to urban habitats. This result does not suggest that artificial disturbance from urbanization would have a reduced effect as a result of natural extreme disturbances (floods). Urbanization is definitely a faster process than natural landscape and habitat changes, so it creates a rapidly changing, complex environment, and with this rapid change, species adapted to slower, natural disturbances are unable to keep up. My results support the increasing disturbance hypothesis, however, the maximal predation activity of ground active arthropods in the suburban area is best explained by Connell's intermediate disturbance hypothesis. We do not have enough information about the abundance of each predator group to test the explanation given by the predation paradox hypothesis. Ground beetles are one of the most important terrestrial arthropod predators along with spiders and ants. Most previous studies have found no evidence that beetle abundance is hypothesized by intermediate disturbance. Thus, considering my results, there may be differences between locomotor activity and nutritional activity in this group. Nevertheless, the results of research in the same area at the time of my studies indicate that spider abundance was highest in the suburban area, however, beetle abundance was highest in the rural habitat. In accordance with the match/mismatch hypothesis, I found higher predation rates for birds in spring and summer than in autumn, however, high predation activity in summer may also be caused by a temporarily increased actively feeding population due to freshly hatched chicks. In case of mammals, predation activity was highest in summer, which may be explained by increased protein need during the reproductive period, so that other, protein-poor foods may dominate in autumn when the population is at the maximum.

The global average predation rate measured on artificial prey was 8.8%, at which I found higher predation rates (14.6% overall, 16.0% at ground level). Although the predation pressure registered by me is not exceptionally high, because in forested habitats the predation activity is constantly increasing from the equator to the poles. Higher predation rates measured at the ground level can also be coincided with previous results. As expected, vertebrate predation in arthropods (9.0%) was higher than arthropod predation (5.7%). At ground level, I found the same pattern (vertebrates 13.8%, arthropods 2.6%), but on the tree trunk the opposite (vertebrate predation 4.2%, arthropod predation 8.8%). This may suggest that the higher predation activity of small mammals can also be attributed to ground active species that also feed on beetles and other arthropods active on ground.

It is not clear whether the changes that have taken place in the floodplain community are identical to the habitat changes observed in the forested habitats of other cities. This potential problem could be solved in the same city by examining floodplain and non-floodplain habitats. At the same time, the complete solution of the issue can only be achieved if the simultaneous research of predators and prey organizations belonging to different taxonomic groups is carried out in future urbanization studies.

## **8. Köszönetnyilvánítás**

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, Dr. Magura Tibornak aki mindig teljes támogatásáról biztosított és nélkülözhetetlen segítséget nyújtott a munka elvégzése során. Hálával tartozom Dr. Lövei Gábornak, aki közel egy évtizede segíti tudományos munkásságomat és lehetővé tette a jelen dolgozatban foglalt kutatások létrejöttét, Dr. Gallé Lászlónak, aki egyetemi tanulmányaim első évétől irányította munkámat és ösztönzött a doktori tanulmányok megkezdésére. Köszönet illeti Dr. Csóka Györgyöt, aki tanulmányaim befejezéséhez nyújtott pótolhatatlan segítséget. Külön köszönet illeti munkatársaimat, akik, ha szükséges volt, sok feladatot átvállaltak tőlem, hogy ez a dolgozat megszülethessen. Disszertációm elkészítéséhez szükséges kutatási tevékenységeket a SROP-4.2.2.B-15/1/KONV-2015-0001 és az OTKA K-128008 projektek támogatták.

## **9. Irodalom**

*Altermatt, F., és Ebert, D., 2016: Reduced flight-to-light behaviour of moth populations exposed to long-term urban light pollution. Biology Letters, 12, 20160111. doi:10.1098/rsbl.2016.0111*

- Andow, D.A., Lövei, G.L., és Arpaia, S., 2009: Cry Toxins and Proteinase Inhibitors in Transgenic Plants Do Have Non-Zero Effects on Natural Enemies in the Laboratory: Rebuttal to Shelton et al. 2009: Table 1. *Environmental Entomology*, 38, 1528–1532. doi:10.1603/022.038.0602
- Andrew, J.M., és Mosher, J.A., 1982: Bald eagle nest site selection and nesting habitat in Maryland. *The Journal of Wildlife Management*, 46, 382. doi:10.2307/3808650
- Antrop, M., 2004: Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 67, 9–26. doi:10.1016/S0169-2046(03)00026-4
- Armas, C., Ordiales, R., és Pugnaire, F.I., 2004: MEASURING PLANT INTERACTIONS: A NEW COMPARATIVE INDEX. *Ecology*, 85, 2682–2686. doi:10.1890/03-0650
- Ash, S.J., és Adams, C.E., 2003: Public Preferences for Free-Ranging Domestic Cat (*Felis catus*) Management Options. *Wildlife Society Bulletin*, 31, 334–339.
- Avilés, J.M., és Bednekoff, P.A., 2007: How do vigilance and feeding by common cranes *Grus grus* depend on age, habitat, and flock size? *Journal of Avian Biology*, 38, 690–697. doi:10.1111/j.2007.0908-8857.04002.x
- Badyaev, A. V., Young, R.L., Oh, K.P., és Addison, C., 2008: Evolution on a local scale: developmental, functional, and genetic bases of divergence in bill form and associated changes in song structure between adjacent habitats. *Evolution*, 62, 1951–1964. doi:10.1111/j.1558-5646.2008.00428.x
- Balogh, L., Dancza, I., és Király, G., 2004: A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke, és besorolásuk inváziós szempontból, In: Biológiai inváziók Magyarországon - Özönnövények. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, HU, 61–92.
- Bateman, P.W., és Fleming, P.A., 2012: Big city life: carnivores in urban environments. *Journal of Zoology*, 287, 1–23. doi:10.1111/j.1469-7998.2011.00887.x
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., és Walker, S., 2015: Fitting Linear Mixed-Effects Models Using **lme4**. *Journal of Statistical Software*, 67. doi:10.18637/jss.v067.i01
- Bates, D.M., 2010: *lme4: Mixed-effects modeling with R* Springer.

- Beleznai, O., Tholt, G., Tóth, Z., Horváth, V., Marczali, Z., és Samu, F., 2015: Cool headed individuals are better survivors: Non-consumptive and consumptive effects of a generalist predator on a sap feeding insect. *PLoS ONE*, 10. doi:10.1371/journal.pone.0135954
- Bengtson, S., 2002: Origins and Early Evolution of Predation. *The Paleontological Society Papers*, 8, 289–318. doi:10.1017/S1089332600001133
- Berezki, K., Ódor, P., Csóka, G., Mag, Z., és Báldi, A., 2014: Effects of forest heterogeneity on the efficiency of caterpillar control service provided by birds in temperate oak forests. *Forest Ecology and Management*, 327, 96–105. doi:10.1016/j.foreco.2014.05.001
- Bergmann, C., 1847: Über die Verhältnisse der Wärmeökonomie der Thiere zu ihrer Größe. *Göttinger Studien*, 3, 595–708.
- Bjornstad, O.N., és Cai, J., 2019: Spatial Covariance Functions [R package ncf version 1.2-8]. URL <https://cran.r-project.org/package=ncf> (elérés 5.19.19).
- Blackburn, T.M., és Hawkins, B.A., 2004: Bergmann's rule and the mammal fauna of northern North America. *Ecography*, 27, 715–724. doi:10.1111/j.0906-7590.2004.03999.x
- Blair, R.B., 1996: Land Use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient. *Ecological Applications*, 6, 506–519. doi:10.2307/2269387
- Blair, R.B., és Launer, A.E., 1997: Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation*, 80, 113–125. doi:10.1016/S0006-3207(96)00056-0
- Blair, R.B., 2001: Birds and Butterflies Along Urban Gradients in Two Ecoregions of the United States: Is Urbanization Creating a Homogeneous Fauna?, In: *Biotic Homogenization* (szerk. Lockwood, J.L., és McKinney, M.L.). Springer US, Boston, MA, USA, 33–56. doi:10.1007/978-1-4615-1261-5\_3
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H., White, J.-S.S., Henry, M., Stevens, H., és White, J.-S.S., 2009: Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 127–135. doi:10.1016/j.tree.2008.10.008
- Borden, J.B., és Flory, S.L., 2021: Urban evolution of invasive species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19, 184–191.

doi:10.1002/fee.2295

- Borenstein, M., Hedges, L. V., Higgins, J.P.T., és Rothstein, H.R., 2009: *Introduction to meta-analysis*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK. doi:10.1002/9780470743386
- Borgmann, K.L., és Rodewald, A.D., 2004: NEST PREDATION IN AN URBANIZING LANDSCAPE: THE ROLE OF EXOTIC SHRUBS. *Ecological Applications*, 14, 1757–1765. doi:10.1890/03-5129
- Brahmia, Z., Scheifler, R., Crini, N., Maas, S., Giraudoux, P., és Benyacoub, S., 2013: Breeding performance of blue tits (*Cyanistes caeruleus ultramarinus*) in relation to lead pollution and nest failure rates in rural, intermediate, and urban sites in Algeria. *Environmental Pollution*, 174, 171–178. doi:10.1016/j.envpol.2012.11.028
- Breslow, N.E., és Clayton, D.G., 1993: Approximate Inference in Generalized Linear Mixed Models. *Journal of the American Statistical Association*, 88, 9. doi:10.2307/2290687
- Canty, A., és Ripley, B., 2015: CRAN - Package boot. URL <https://cran.r-project.org/web/packages/boot/> (elérés 3.2.20).
- Chace, J.F., és Walsh, J.J., 2006: Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74, 46–69. doi:10.1016/j.landurbplan.2004.08.007
- Clergeau, P., Savard, J.-P.L., Mennechez, G., és Falardeau, G., 1998: Bird Abundance and Diversity along an Urban-Rural Gradient: A Comparative Study between Two Cities on Different Continents. *The Condor*, 100, 413–425. doi:10.2307/1369707
- Connell, J.H., 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science (New York, N.Y.)*, 199, 1302–10. doi:10.1126/science.199.4335.1302
- Contesse, P., Hegglin, D., Gloor, S., Bontadina, F., és Deplazes, P., 2004: The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, 69, 81–95. doi:10.1078/1616-5047-00123
- Cramp, S., 1972: The breeding of urban woodpigeons. *Ibis*, 114, 163–171. doi:10.1111/j.1474-919X.1972.tb02601.x
- Cushing, D.H., 1990: Plankton production and year-class strength in fish populations: An update of the match/mismatch hypothesis.

- Advances in Marine Biology*, 26, 249–293. doi:10.1016/S0065-2881(08)60202-3
- Davison, A.C., és Hinkley, D. V., 1997: *Bootstrap methods and their application*, Technometrics. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- De Meester, G., Lambreghts, Y., Briesen, B., Smeuninx, T., Tadić, Z., és Van Damme, R., 2018: Hunt or hide: How insularity and urbanization affect foraging decisions in lizards. *Ethology*, 124, 227–235. doi:10.1111/eth.12722
- Decker, E.H., Elliott, S., Smith, F.A., Blake, D.R., és Rowland, F.S., 2000: Energy and material flow through the urban ecosystem. *Annual Review of Energy and the Environment*, 25, 685–740. doi:10.1146/annurev.energy.25.1.685
- Del Re, A.C., és Hoyt, W.T., 2014: CRAN - Package MAd. URL <https://cran.r-project.org/web/packages/MAd/> (elérés 3.3.20).
- Demographia world urban areas 14th annual edition.*, 2018:
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Lee, A., és Jiguet, F., 2007: Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conservation Biology*, 21, 741–751. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00671.x
- Dunka, S., Fejér, L., és Vágás, I., 1996: *A veritékes honfoglalás. A Tisza-szabályozás története*. Vízügyi Múzeum, Levéltár és Könyvgyűjtemény, Budapest, 220 p.
- Durant, J., Hjermann, D., Ottersen, G., és Stenseth, N., 2007: Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. *Climate Research*, 33, 271–283. doi:10.3354/cr033271
- Duval, S., és Tweedie, R., 2000a: A nonparametric „trim and fill” method of accounting for publication bias in meta-analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 95, 89. doi:10.2307/2669529
- Duval, S., és Tweedie, R., 2000b: Trim and Fill: A Simple Funnel-Plot-Based Method of Testing and Adjusting for Publication Bias in Meta-Analysis. *Biometrics*, 56, 455–463. doi:10.1111/j.0006-341X.2000.00455.x
- Elek, Z., Lövei, G.L., 2005: Ground beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along an urbanisation gradient near Sorø, Zealand, Denmark. *Entomologiske Meddelelser*, 73, 115–121.

- Elek, Z., és Lövei, G.L., 2007: Patterns in ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages along an urbanisation gradient in Denmark. Acta Oecologica, 32, 104–111. doi:10.1016/j.actao.2007.03.008*
- Elek, Z., Lövei, G.L., és Bárti, M., 2014: No increase in fluctuating asymmetry in ground beetles (Carabidae) as urbanisation progresses. Community Ecology, 15, 131–138. doi:10.1556/ComEc.15.2014.2.1*
- Elmqvist, T., Redman, C.L., Barthel, S., és Costanza, R., 2013: History of urbanization and the missing ecology, In: Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities (szerk. Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., és Wilkinson, C.). Springer Netherlands, Dordrecht, 13–30. doi:10.1007/978-94-007-7088-1*
- Eötvös, C.B., Magura, T., és Lövei, G.L., 2018: A meta-analysis indicates reduced predation pressure with increasing urbanization. Landscape and Urban Planning, 180, 54–59. doi:10.1016/j.landurbplan.2018.08.010*
- Eötvös, C.B., Lövei, G.L., és Magura, T., 2020: Predation pressure on sentinel insect prey along a riverside urbanization gradient in Hungary. Insects, 11. doi:10.3390/insects11020097*
- Estes, W.A., és Mannan, R.W., 2003: Feeding Behavior of Cooper's Hawks at Urban and Rural Nests in Southeastern Arizona. The Condor, 105, 107–116.*
- Evans, K.L., 2010: Individual species and urbanisation, In: Urban Ecology (szerk. Gaston, K.J.). Cambridge University Press, Cambridge, 53–87. doi:10.1017/CBO9780511778483.005*
- Ferrante, M., Lo Cacciato, A., és Lövei, G.L., 2014: Quantifying predation pressure along an urbanisation gradient in Denmark using artificial caterpillars. European Journal of Entomology, 111, 649–654. doi:10.14411/eje.2014.082*
- Fischer, J.D., Cleeton, S.H., Lyons, T.P., és Miller, J.R., 2012: Urbanization and the Predation Paradox: The Role of Trophic Dynamics in Structuring Vertebrate Communities. BioScience, 62, 809–818. doi:10.1525/bio.2012.62.9.6*
- Fischer, J.D., Schneider, S.C., Ahlers, A.A., és Miller, J.R., 2015: Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. Conservation Biology, 29, 1246–1248.*

doi:10.1111/cobi.12451

- Fitch, H.S., 1954: Seasonal Acceptance of Bait by Small Mammals. *Journal of Mammalogy*, 35, 39. doi:10.2307/1376071
- FitzGibbon, S.I., Putland, D.A., és Goldizen, A.W., 2007: The importance of functional connectivity in the conservation of a ground-dwelling mammal in an urban Australian landscape. *Landscape Ecology*, 22, 1513–1525. doi:10.1007/s10980-007-9139-x
- Foley, S.M., Price, S.J., és Dorcas, M.E., 2012: Nest-site selection and nest depredation of semi-aquatic turtles on golf courses. *Urban Ecosystems*, 15, 489–497. doi:10.1007/s11252-012-0229-4
- Forman, R.T.T., és Gordon, M., 1986: *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons Ltd., New York, NY, USA, 619 p.
- Fox, J., és Weisberg, S., 2018: *An R companion to applied regression*. Sage Publications, 608 p.
- Francis, R.A., és Chadwick, M.A., 2015: Urban invasions: non-native and invasive species in cities. *Geography*, 100, 144–151. doi:10.1080/00167487.2015.12093969
- Gaston, K.J., Bennie, J., Davies, T.W., és Hopkins, J., 2013: The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological Reviews*, 88, 912–927. doi:10.1111/brv.12036
- Gehrt, S., 2004: Ecology and management of striped skunks, raccoons, and coyotes in urban landscapes, In: *People and predators: from conflict to conservation* (szerk. Fascione, N., Delach, A., és Smith, M.E.). Island Press, Washington, DC, 81–104.
- Gehrt, S.D., Riley, S.P.D., és Cypher, B.L., 2010: *Urban carnivores : ecology, conflict, and conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, USA, 304 p.
- Gering, J.C., és Blair, R.B., 1999: Predation on artificial bird nests along an urban gradient: predatory risk or relaxation in urban environments? *Ecography*, 22, 532–541. doi:10.1111/j.1600-0587.1999.tb01283.x
- Germaine, S.S., és Wakeling, B.F., 2001: Lizard species distributions and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. *Biological Conservation*, 97, 229–237. doi:10.1016/S0006-3207(00)00115-4
- Goldstein, E.L., Gross, M., és DeGraaf, R.M., 1986: Breeding birds and vegetation: A quantitative assessment. *Urban Ecology*, 9, 377–385.

doi:10.1016/0304-4009(86)90010-0

- Gosselink, T.E., Van Deelen, T.R., WARNER, R.E., és MANKIN, P.C., 2007: Survival and Cause-Specific Mortality of Red Foxes in Agricultural and Urban Areas of Illinois. *Journal of Wildlife Management*, 71, 1862–1873. doi:10.2193/2006-020
- Gould, S.J., 2002: *The Structure of Evolutionary Theory*, The Structure of Evolutionary Theory. Harvard University Press, Cambridge, MA, USA, 1433 p. doi:10.2307/j.ctvjsf433
- Gray, J.S., 1989: Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society*, 37, 19–32. doi:10.1111/j.1095-8312.1989.tb02003.x
- Greenstone, M.H., Weber, D.C., Coudron, T.C., és Payton, M.E., 2011: Unnecessary roughness? Testing the hypothesis that predators destined for molecular gut-content analysis must be hand-collected to avoid cross-contamination. *Molecular Ecology Resources*, 11, 286–293. doi:10.1111/j.1755-0998.2010.02922.x
- Grimmond, C.S.B., 2015: Climate of cities, In: *The Routledge Handbook of Urban Ecology* (szerk. Douglas, I., Goode, D., Houck, M., és Wang, R.). Routledge, London, UK, 103–119.
- Hantak, M.M., McLean, B.S., Li, D., és Guralnick, R.P., 2021: Mammalian body size is determined by interactions between climate, urbanization, and ecological traits. *Communications Biology*, 4, 972. doi:10.1038/s42003-021-02505-3
- Haskell, D.G., Knupp, A.M., és Schneider, M.C., 2001: Nest predator abundance and urbanization, In: *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World* (szerk. Marzluff, J.M., R., B., és R., D.). Springer US, Boston, MA, 243–258. doi:10.1007/978-1-4615-1531-9\_11
- Hassell, J.M., Begon, M., Ward, M.J., és Fèvre, E.M., 2017: Urbanization and Disease Emergence: Dynamics at the Wildlife–Livestock–Human Interface. *Trends in Ecology & Evolution*, 32, 55–67. doi:10.1016/j.tree.2016.09.012
- Hedges, L. V., 1981: Distribution Theory for Glass's Estimator of Effect Size and Related Estimators. *Journal of Educational Statistics*, 6, 107–128. doi:10.2307/1164588
- Honěk, A., 1993: Intraspecific Variation in Body Size and Fecundity in Insects: A General Relationship. *Oikos*, 66, 483. doi:10.2307/3544943

- Howe, A., Lövei, G.L., és Nachman, G., 2009: Dummy caterpillars as a simple method to assess predation rates on invertebrates in a tropical agroecosystem. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 131, 325–329. doi:10.1111/j.1570-7458.2009.00860.x
- Ibáñez-Álamo, J.D., és Soler, M., 2010: Does urbanization affect selective pressures and life-history strategies in the common blackbird (*Turdus merula* L.)? *Biological Journal of the Linnean Society*, 101, 759–766. doi:10.1111/j.1095-8312.2010.01543.x
- Iossa, G., Soulsbury, C.D., Baker, P.J., és Harris, S., 2010: A taxonomic analysis of urban carnivore ecology, In: *Urban carnivores: ecology, conflict, and conservation* (szerk. Gehrt, S.D., Riley, S.P.D., és Cypher, B.L.). Johns Hopkins University Press, Houston, TX, 173–184.
- Ishitani, M., Kotze, D.J., és Niemelä, J., 2003: Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. *Ecography*, 26, 481–489. doi:10.1034/j.1600-0587.2003.03436.x
- Jokimäki, J., és Huhta, E., 2000: Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *The Condor*, 102, 838–847. doi:10.2307/1370311
- Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.-L., Sorace, A., Fernández-Juricic, E., Rodríguez-Prieto, I., és Jimenez, M.D., 2005: Evaluation of the “safe nesting zone” hypothesis across an urban gradient: a multi-scale study. *Ecography*, 28, 59–70. doi:10.1111/j.0906-7590.2005.04001.x
- Jokimäki, J., Suhonen, J., Jokimäki-Kaisanlahti, M.-L., és Carbó-Ramírez, P., 2016: Effects of urbanization on breeding birds in European towns: Impacts of species traits. *Urban Ecosystems*, 19, 1565–1577. doi:10.1007/s11252-014-0423-7
- Kaisanlahti-Jokimäki, M.-L., Jokimäki, J., Huhta, E., és Siikamäki, P., 2012: Impacts of Seasonal Small-scale Urbanization on Nest Predation and Bird Assemblages at Tourist Destinations, In: *Urban Bird Ecology and Conservation*. University of California Press, 93–109. doi:10.1525/california/9780520273092.003.0006
- Kajak, A., Breymeyer, A., és Petal, J., 1971: Productivity investigation of two types of meadows in the Vistula Valley. XI. Predatory arthropods. *Ekol Pol Ser A*,.
- Kaye, J., Groffman, P., Grimm, N., Baker, L., és Pouyat, R., 2006: A distinct urban biogeochemistry? *Trends in Ecology & Evolution*, 21,

- 192–199. doi:10.1016/j.tree.2005.12.006
- Kidd, N.A.C., és Jervis, M.A.*, 2005: Population dynamics, In: *Insects As Natural Enemies: A Practical Perspective*. Springer Netherlands, Dordrecht, 435–523. doi:10.1007/978-1-4020-2625-6\_7
- Kim, H.H.*, 1992: Urban heat island. *International Journal of Remote Sensing*, 13, 2319–2336. doi:10.1080/01431169208904271
- Kistner, E.J., Lewis, M., Carpenter, E., Melhem, N., Hoddle, C., Strode, V., Oliva, J., Castillo, M., és Hoddle, M.S.*, 2017: Digital video surveillance of natural enemy activity on *Diaphorina citri* (Hemiptera: Liviidae) colonies infesting citrus in the southern California urban landscape. *Biological Control*,. doi:10.1016/j.biocontrol.2017.10.004
- Laundre, J.W., Hernandez, L., és Ripple, W.J.*, 2010: The Landscape of Fear: Ecological Implications of Being Afraid. *The Open Ecology Journal*, 3, 1–7. doi:10.2174/1874213001003030001
- Liker, A., Papp, Z., Bókony, V., és Lendvai, Á.Z.*, 2008: Lean birds in the city: body size and condition of house sparrows along the urbanization gradient. *Journal of Animal Ecology*, 77, 789–795. doi:10.1111/j.1365-2656.2008.01402.x
- Lima, S.L., és Dill, L.M.*, 1990: Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology*, 68, 619–640. doi:10.1139/z90-092
- Lima, S.L.*, 1998: Nonlethal Effects in the Ecology of Predator-Prey Interactions. *BioScience*, 48, 25–34. doi:10.2307/1313225
- López-Flores, V., MacGregor-Fors, I., és Schondube, J.E.*, 2009: Artificial nest predation along a Neotropical urban gradient. *Landscape and Urban Planning*, 92, 90–95. doi:10.1016/j.landurbplan.2009.03.001
- Lövei, G.L., Magura, T., Tóthmérész, B., és Ködöböcz, V.*, 2006: The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 283–289. doi:10.1111/j.1466-8238.2005.00221.x
- Lövei, G.L., és Ferrante, M.*, 2017: A review of the sentinel prey method as a way of quantifying invertebrate predation under field conditions. *Insect Science*,. doi:10.1111/1744-7917.12405
- Lowe, E.C., Wilder, S.M., és Hochuli, D.F.*, 2014: Urbanisation at

- Multiple Scales Is Associated with Larger Size and Higher Fecundity of an Orb-Weaving Spider. *PLoS ONE*, 9, e105480. doi:10.1371/journal.pone.0105480
- MacArthur, R., 1955: Fluctuations of Animal Populations and a Measure of Community Stability. *Ecology*, 36, 533. doi:10.2307/1929601
- Maeda, T., és Maruyama, N., 1991: Early Fall Urban Bird Communities of Hobart, Tasmania. *Journal of the Yamashina Institute for Ornithology*, 22, 56–69. doi:10.3312/jyio1952.22.56
- Magura, T., Tóthmérész, B., és Molnár, T., 2004: Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. *Landscape Ecology*, 19, 747–759. doi:10.1007/s10980-005-1128-4
- Magura, T., Tóthmérész, B., és Lövei, G.L., 2006: Body size inequality of carabids along an urbanisation gradient. *Basic and Applied Ecology*, 7, 472–482. doi:10.1016/j.baae.2005.08.005
- Magura, T., Lövei, G.L., és Tóthmérész, B., 2010: Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages? *Global Ecology and Biogeography*, 19, 16–26. doi:10.1111/j.1466-8238.2009.00499.x
- Magura, T., Lövei, G.L., és Tóthmérész, B., 2018: Conversion from environmental filtering to randomness as assembly rule of ground beetle assemblages along an urbanization gradient. *Scientific Reports*, 8, 16992. doi:10.1038/s41598-018-35293-8
- Magura, T., Ferrante, M., és Lövei, G.L., 2020: Only habitat specialists become smaller with advancing urbanization. *Global Ecology and Biogeography*, 29, 1978–1987. doi:10.1111/geb.13168
- Marzluff, J.M., Bowman, R., és Donnelly, R., 2001: A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches, In: *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World* (szerk. Marzluff, J.M., Bowman, R., és Donnelly, R.). Springer US, Boston, MA, 1–17. doi:10.1007/978-1-4615-1531-9\_1
- Matthews, A., Dickman, C.R., és Major, R.E., 1999: The influence of fragment size and edge on nest predation in urban bushland. *Ecography*, 22, 349–356. doi:10.1111/j.1600-0587.1999.tb00572.x
- Mccleery, R. a, Lopez, R.R., Silvy, N.J., és Gallant, D.L., 2008: Fox squirrel survival in urban and rural environments. *Journal of Wildlife Management*, 72, 133–137. doi:10.2193/2007-138

- McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A., Groffman, P., Bohlen, P., Pouyat, R. V., Zipperer, W.C., Parmelee, R.W., Carreiro, M.M., és Medley, K.E., 1997: Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 1, 21–36. doi:10.1023/A:1014359024275
- McNab, B.K., 2010: Geographic and temporal correlations of mammalian size reconsidered: a resource rule. *Oecologia*, 164, 13–23. doi:10.1007/s00442-010-1621-5
- Medley, K.E., McDonnell, M.J., és Pickett, S.T.A., 1995: Forest-landscape structure along an urban-to-rural gradient. *The Professional Geographer*, 47, 159–168. doi:10.1111/j.0033-0124.1995.00159.x
- MILLER, D.A., Grand, J.B., FONDELL, T.F., és ANTHONY, M., 2006: Predator functional response and prey survival: direct and indirect interactions affecting a marked prey population. *Journal of Animal Ecology*, 75, 101–110. doi:10.1111/j.1365-2656.2005.01025.x
- Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., Altman, D.G., és PRISMA Group, 2009: Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. *Annals of internal medicine*, 151, 264–9, W64.
- Moll, R.J., Redilla, K.M., Mudumba, T., Muneza, A.B., Gray, S.M., Abade, L., Hayward, M.W., Millspaugh, J.J., és Montgomery, R.A., 2017: The many faces of fear: a synthesis of the methodological variation in characterizing predation risk. *Journal of Animal Ecology*, 86, 749–765. doi:10.1111/1365-2656.12680
- Møller, A.P.P., és Ibáñez-Álamo, J.D.J.D., 2012: Escape behaviour of birds provides evidence of predation being involved in urbanization. *Animal Behaviour*, 84, 341–348. doi:10.1016/J.ANBEHAV.2012.04.030
- Montgomery, W.I., 1980: Population structure and dynamics of sympatric *Apodemus* species (Rodentia: Muridae). *Journal of Zoology*, 192, 351–377. doi:10.1111/j.1469-7998.1980.tb04238.x
- Moran, P.A.P., 1950: NOTES ON CONTINUOUS STOCHASTIC PHENOMENA. *Biometrika*, 37, 17–23. doi:10.1093/biomet/37.1-2.17
- Mrkes, M., és Habijan-Mrkes, V., 1985: Coenotic relations of small mammals along the river Tisza., Tiscia (Szeged). 135–143 p.
- Nagendra, H., Bai, X., Brondizio, E.S., és Lwasa, S., 2018: The urban south and the predicament of global sustainability. *Nature*

- Sustainability*, 1, 341–349. doi:10.1038/s41893-018-0101-5
- Neil, K.L., Landrum, L., és Wu, J., 2010: Effects of urbanization on flowering phenology in the metropolitan Phoenix region of USA: Findings from herbarium records. *Journal of Arid Environments*, 74, 440–444. doi:10.1016/j.jaridenv.2009.10.010
- Newton, I., és Gammie, J., 1979: *Population ecology of raptors*. T & AD Poyser, Calton, UK, 399 p.
- Newton, I., 1998: *Population limitation in birds*. Academic Press, New York, NY, 597 p.
- Niemelä, J., 1996: From systematics to conservation — carabidologists do it all. *Annales Zoologici Fennici*, 33, 1–4.
- Niemelä, J., 1999: Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, 8, 119–131. doi:10.1023/A:1008817325994
- Niemelä, J., Kotze, J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender, K., New, T., Penev, L., Samways, M., és Spence, J., 2000: The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: A global network. *Journal of Insect Conservation*, 4, 3–9. doi:10.1023/A:1009655127440
- Niemelä, J., és Kotze, D.J., 2009: Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients: A review. *Landscape and Urban Planning*,. doi:10.1016/j.landurbplan.2009.05.016
- Nilon, C.H., és VanDruff, L.W., 1987: Analysis of small mammal community data and applications to management of urban green spaces, In: Proceedings of the National Symposium on Urban Wildlife. 53–59.
- Nilsson, J., 1995: A Phosphorus Budget for a Swedish Municipality. *Journal of Environmental Management*, 45, 243–253. doi:10.1006/jema.1995.0072
- Noske, R.A., 1998: Breeding biology, demography and success of the rufous-banded honeyeater, *Conopophila albogularis*, in Darwin, a monsoonal tropical city. *Wildlife Research*, 25, 339. doi:10.1071/WR97070
- Nyffeler, M., és Birkhofer, K., 2017: An estimated 400–800 million tons of prey are annually killed by the global spider community. *The Science of Nature*, 104, 30. doi:10.1007/s00114-017-1440-1
- Oke, T.R., 1973: City size and the urban heat island. *Atmospheric Environment (1967)*, 7, 769–779. doi:10.1016/0004-6981(73)90140-

- Okuzaki, Y., és Sota, T., 2017: Factors Related to Altitudinal Body Size Variation in the Earthworm-Eating Ground Beetle *Carabus japonicus*. *Zoological Science*, 34, 229–234. doi:10.2108/zs160182
- Oppel, S., Burns, F., Vickery, J., George, K., Ellick, G., Leo, D., és Hillman, J.C., 2014: Habitat-specific effectiveness of feral cat control for the conservation of an endemic ground-nesting bird species. *Journal of Applied Ecology*, 51, 1246–1254. doi:10.1111/1365-2664.12292
- Östman, Ö., 2004: The relative effects of natural enemy abundance and alternative prey abundance on aphid predation rates. *Biological Control*, 30, 281–287. doi:10.1016/J.BIOCONTROL.2004.01.015
- Paine, R.T., 1966: Food Web Complexity and Species Diversity. *The American Naturalist*, 100, 65–75. doi:10.1086/282400
- Parmenter, R.R., és MacMahon, J.A., 1988: Factors Influencing Species Composition and Population Sizes in a Ground Beetle Community (Carabidae): Predation by Rodents. *Oikos*, 52, 350. doi:10.2307/3565209
- Partecke, J., és Gwinner, E., 2007: Increased sedentariness in European blackbirds following urbanization: a consequence of local adaptation? *Ecology*, 88, 882–890. doi:10.1890/06-1105
- Paton, G.D., Shoffner, A. V., Wilson, A.M., és Gagné, S.A., 2019: The traits that predict the magnitude and spatial scale of forest bird responses to urbanization intensity. *PLOS ONE*, 14, e0220120. doi:10.1371/journal.pone.0220120
- Peng, F., Guo, Y., Isabwe, A., Chen, H., Wang, Y., Zhang, Y., Zhu, Z., és Yang, J., 2020: Urbanization drives riverine bacterial antibiotic resistome more than taxonomic community at watershed scale. *Environment International*, 137, 105524. doi:10.1016/j.envint.2020.105524
- Peñuelas, J., és Filella, I., 2001: Responses to a Warming World. *Science*, 294, 793–795. doi:10.1126/science.1066860
- Persons, W.E., és Eason, P., 2017: Human activity and habitat type affect perceived predation risk in urban white-footed mice (*Peromyscus leucopus*). *Ethology*, 123, 348–356. doi:10.1111/eth.12604
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Nilon, C.H., Pouyat, R. V., Zipperer, W.C., és Costanza, R., 2001: Urban ecological systems:

- linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 127–157.  
doi:10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114012
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., és R Core Team, 2019: nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-140. URL <https://cran.r-project.org/package=nlme> (elérés 5.19.19).
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., és Stromberg, J.C., 1997: The Natural Flow Regime. *BioScience*, 47, 769–784. doi:10.2307/1313099
- R Core Team, 2019: R: A Language and Environment for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.
- Redman, C.L., 1999: *Human impact on ancient environments*. The University of Arizona Press, Tucson, AZ, USA, 256 p.
- Richter, B.D., Baumgartner, J. V., Powell, J., és Braun, D.P., 1996: A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology*, 10, 1163–1174. doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x
- Riehl, S., Zeidi, M., és Conard, N.J., 2013: Emergence of Agriculture in the Foothills of the Zagros Mountains of Iran. *Science*, 341, 65–67. doi:10.1126/science.1236743
- Riley, S.P.D., Sauvajot, R.M., Fuller, T.K., York, E.C., Kamradt, D.A., Bromley, C., és Wayne, R.K., 2003: Effects of urbanization and habitat fragmentation on bobcats and coyotes in southern california. *Conservation Biology*, 17, 566–576. doi:10.1046/j.1523-1739.2003.01458.x
- Robb, G.N., McDonald, R.A., Chamberlain, D.E., és Bearhop, S., 2008: Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 476–484. doi:10.1890/060152
- Rodewald, A.D., Kearns, L.J., és Shustack, D.P., 2011: Anthropogenic resource subsidies decouple predator–prey relationships. *Ecological Applications*, 21, 936–943. doi:10.1890/10-0863.1
- Rosenthal, R., 1991: *Meta-analytic procedures for social research*. Sage Publications, 155 p.
- Roth, T.C., és Lima, S.L., 2003: Hunting behavior and diet of Cooper’s

- hawks: An urban view of small-bird-in-winter paradigm. *The Condor*, 105, 474. doi:10.1650/7219
- Roth, T.C., Lima, S.L., és Vetter, W.E., 2005: Survival and causes of mortality in wintering sharp-shinned hawks and Cooper's hawks. *The Wilson Bulletin*, 117, 237–244. doi:10.1676/04-103.1
- Rowe, R.L., Goulson, D., Doncaster, C.P., Clarke, D.J., Taylor, G., és Hanley, M.E., 2013: Evaluating ecosystem processes in willow short rotation coppice bioenergy plantations. *GCB Bioenergy*, 5, 257–266. doi:10.1111/gcbb.12040
- Rutz, C., 2008: The establishment of an urban bird population. *Journal of Animal Ecology*, 77, 1008–1019. doi:10.1111/j.1365-2656.2008.01420.x
- Ryder, T.B., Reitsma, R., Evans, B., és Marra, P.P., 2010: Quantifying avian nest survival along an urbanization gradient using citizen- and scientist-generated data. *Ecological Applications*, 20, 419–426. doi:10.1890/09-0040.1
- Sacco, A.G., Rui, A.M., Bergmann, F.B., Müller, S.C., Hartz, S.M., Sacco, A.G., Rui, A.M., Bergmann, F.B., Müller, S.C., és Hartz, S.M., 2015: Reduction in taxonomic and functional bird diversity in an urban area in Southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 105, 276–287. doi:10.1590/1678-476620151053276287
- Sadler, J.P., Small, E.C., Fiszpan, H., Telfer, M.G., és Niemela, J., 2006: Investigating environmental variation and landscape characteristics of an urban-rural gradient using woodland carabid assemblages. *Journal of Biogeography*, 33, 1126–1138. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01476.x
- Samways, M.J., 1992: Some comparative insect conservation issues of north temperate, tropical, and south temperate landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 40, 137–154. doi:10.1016/0167-8809(92)90089-T
- Scanlon, A.T., és Petit, S., 2008: Biomass and biodiversity of nocturnal aerial insects in an Adelaide City park and implications for bats (Microchiroptera). *Urban Ecosystems*, 11, 91–106. doi:10.1007/s11252-007-0043-6
- Schmidt, K.A., 1999: Foraging theory as a conceptual framework for studying nest predation. *Oikos*, 85, 151. doi:10.2307/3546801
- Schmidt, N.M., és Jensen, P.M., 2005: Concomitant patterns in avian and mammalian body length changes in Denmark. *Ecology and Society*,

10, 5–12.

- Sekercioglu, C.H.*, 2010: Ecosystem functions and services, In: Conservation Biology for All. Oxford University Press, Oxford, UK, 45–72. doi:10.1093/acprof:oso/9780199554232.003.0004
- Seress, G., Bókony, V., Pipoly, I., Szép, T., Nagy, K., és Liker, A.*, 2012: Urbanization, nestling growth and reproductive success in a moderately declining house sparrow population. *Journal of Avian Biology*, 43, 403–414. doi:10.1111/j.1600-048X.2012.05527.x
- Seress, G., Hammer, T., Bókony, V., Vincze, E., Preiszner, B., Pipoly, I., Sinkovics, C., Evans, K.L., és Liker, A.*, 2018: Impact of urbanization on abundance and phenology of caterpillars and consequences for breeding in an insectivorous bird. *Ecological Applications*, 28, 1143–1156. doi:10.1002/eap.1730
- Shochat, E.*, 2004: Credit or debit? Resource input changes population dynamics of city-slicker birds. *Oikos*, 106, 622–626. doi:10.1111/j.0030-1299.2004.13159.x
- Shochat, E., Warren, P.S., Faeth, S.H., McIntyre, N.E., és Hope, D.*, 2006: From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 186–191. doi:10.1016/J.TREE.2005.11.019
- Short Gianotti, A.G., Getson, J.M., Hutyra, L.R., és Kittredge, D.B.*, 2016: Defining urban, suburban, and rural: a method to link perceptual definitions with geospatial measures of urbanization in central and eastern Massachusetts. *Urban Ecosystems*, 19, 823–833. doi:10.1007/s11252-016-0535-3
- Sih, A.*, 1987: Predators and prey lifestyles: An evolutionary and ecological overview, In: Predation: Direct and Indirect Impacts on Aquatic Communities (szerk. Kerfoot, W.C., és Sih, A.). University Press of New England, Hanover, NH, USA, 203–224.
- Sorace, A.*, 2002: High density of bird and pest species in urban habitats and the role of predator abundance. *Ornis Fennica*, 79, 60–71.
- Speakman, J.R.*, 2008: The physiological costs of reproduction in small mammals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363, 375–398. doi:10.1098/rstb.2007.2145
- Sperling, E.A., Frieder, C.A., Raman, A. V., Girguis, P.R., Levin, L.A., és Knoll, A.H.*, 2013: Oxygen, ecology, and the Cambrian radiation of animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110, 13446–13451. doi:10.1073/pnas.1312778110

- Stillfried, M., Gras, P., Börner, K., Göritz, F., Painer, J., Röllig, K., Wenzler, M., Hofer, H., Ortmann, S., és Kramer-Schadt, S., 2017: Secrets of success in a landscape of fear: Urban wild boar adjust risk perception and tolerate disturbance. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 1–12. doi:10.3389/fevo.2017.00157
- Stracey, C.M., 2011: Resolving the urban nest predator paradox: The role of alternative foods for nest predators. *Biological Conservation*, 144, 1545–1552. doi:10.1016/j.biocon.2011.01.022
- Stracey, C.M., és Robinson, S.K., 2012: Does nest predation shape urban bird communities?, In: *Urban Bird Ecology and Conservation*. University of California Press, Berkeley, CA, 49–70. doi:10.1525/california/9780520273092.003.0004
- Tajthi, B., Horváth, R., Mizser, S., Nagy, D.D., és Tóthmérész, B., 2017: Spider assemblages in floodplain forests along an urbanization gradient. *Community Ecology*, 18, 311–318. doi:10.1556/168.2017.18.3.10
- Taylor, R.J., 1984: *Predation*. Springer Netherlands, Dordrecht. doi:10.1007/978-94-009-5554-7
- Tella, J.L., Hiraldo, F., Donázar-Sancho, J.A., és Negro, J.J., 1996: Costs and benefits of urban nesting in the Lesser kestrel, In: *Raptors in human landscapes: adaptation to built and cultivated environments* (szerk. Bird, D.M., Varland, D.E., és Negro, J.J.). Academic Press, New York, NY, 53–60.
- Thomas, W.L.J. (Szerk.), 1956: *Man's Role in Changing the Face of the Earth*. University of Chicago Press, Chicago, 1236 p.
- Thompson, , Frank R., és Burhans, D.E., 1999: Video Identification of Predators at Songbird Nests in Old Fields. *The Auk*, 116, 259–264. doi:10.2307/4089477
- Thorington, K.K., és Bowman, R., 2003: Predation rate on artificial nests increases with human housing density in suburban habitats. *Ecography*,. doi:10.2307/3683434
- Tigas, L.A., Van Vuren, D.H., és Sauvajot, R.M., 2002: Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation*, 108, 299–306. doi:10.1016/S0006-3207(02)00120-9
- Tóthmérész, B., Máthé, I., Balázs, E., és Magura, T., 2011: Responses of carabid beetles to urbanization in Transylvania (Romania). *Landscape and Urban Planning*, 101, 330–337.

doi:10.1016/J.LANDURBPLAN.2011.02.038

- Tseng, M., Kaur, K.M., Soleimani Pari, S., Sarai, K., Chan, D., Yao, C.H., Porto, P., Toor, A., Toor, H.S., és Fograscher, K., 2018: Decreases in beetle body size linked to climate change and warming temperatures. *Journal of Animal Ecology*, 87, 647–659. doi:10.1111/1365-2656.12789
- Turner, W.R., Nakamura, T., és Dinetti, M., 2004: Global urbanization and the separation of humans from nature. *BioScience*, 54, 585–590. doi:10.1641/0006-3568(2004)054[0585:guatso]2.0.co;2
- United Nations, 2018: World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. Elérés október 26., 2021. <https://esa.un.org/unpd/wup/publications/Files/WUP2018-KeyFacts.pdf>
- Valcarcel, A., és Fernández-Juricic, E., 2009: Antipredator strategies of house finches: are urban habitats safe spots from predators even when humans are around? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 63, 673–685. doi:10.1007/s00265-008-0701-6
- Venables, W.N., és Ripley, B.D., 2002: *Modern applied statistics with S*, Fourth Ed. ed. Springer, New York, 495 p.
- Viechtbauer, W., 2010: Conducting meta-analyses in R with the metafor package. *Journal of Statistical Software*, 36, 1–48. doi:10.18637/jss.v036.i03
- Villarroel Walker, R., és Beck, M.B., 2012: Understanding the metabolism of urban-rural ecosystems: A multi-sectoral systems analysis. *Urban Ecosystems*, 15, 809–848. doi:10.1007/s11252-012-0241-8
- Visser, M.E., Holleman, L.J.M., és Gienapp, P., 2006: Shifts in caterpillar biomass phenology due to climate change and its impact on the breeding biology of an insectivorous bird. *Oecologia*, 147, 164–172. doi:10.1007/s00442-005-0299-6
- Vonesh, E.F., Wang, H., Nie, L., és Majumdar, D., 2002: Conditional Second-Order Generalized Estimating Equations for Generalized Linear and Nonlinear Mixed-Effects Models. *Journal of the American Statistical Association*, 97, 271–283. doi:10.1198/016214502753479400
- Weller, B., és Ganzhorn, J.U., 2004: Carabid beetle community composition, body size, and fluctuating asymmetry along an urban-rural gradient. *Basic and Applied Ecology*, 5, 193–201. doi:10.1078/1439-1791-00220

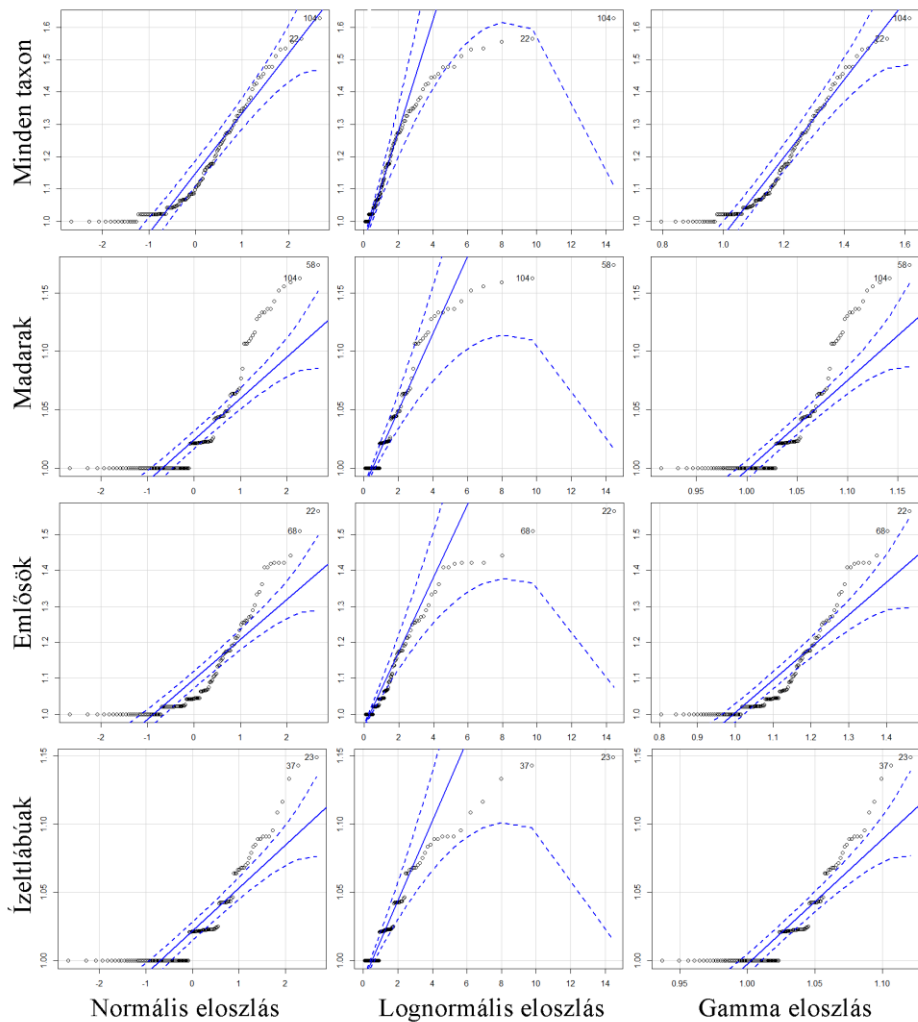
- Wickham, H., 2009: *Ggplot2 : elegant graphics for data analysis*. Springer, Berlin-New York, NY, 212 p.
- Wilson, A.P., Hough-Goldstein, J.A., Vangessel, M.J., és Pesek, J.D., 2004: Effects of Varying Weed Communities in Corn on European Corn Borer, &lt;I&gt;Ostrinia nubilalis&lt;/I&gt; (Hübner) (Lepidoptera: Crambidae), Oviposition, and Egg Mass Predation. *Environmental Entomology*, 33, 320–327. doi:10.1603/0046-225X-33.2.320
- Withey, J.C., és Marzluff, J.M., 2009: Multi-scale use of lands providing anthropogenic resources by American crows in an urbanizing landscape. *Landscape Ecology*, 24, 281–293. doi:10.1007/s10980-008-9305-9
- Zhu, Y.-G., Reid, B.J., Meharg, A.A., Banwart, S.A., és Fu, B.-J., 2017: Optimizing Peri-URban Ecosystems (PURE) to re-couple urban-rural symbiosis. *Science of The Total Environment*, 586, 1085–1090. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.02.094

## 10. Függelék

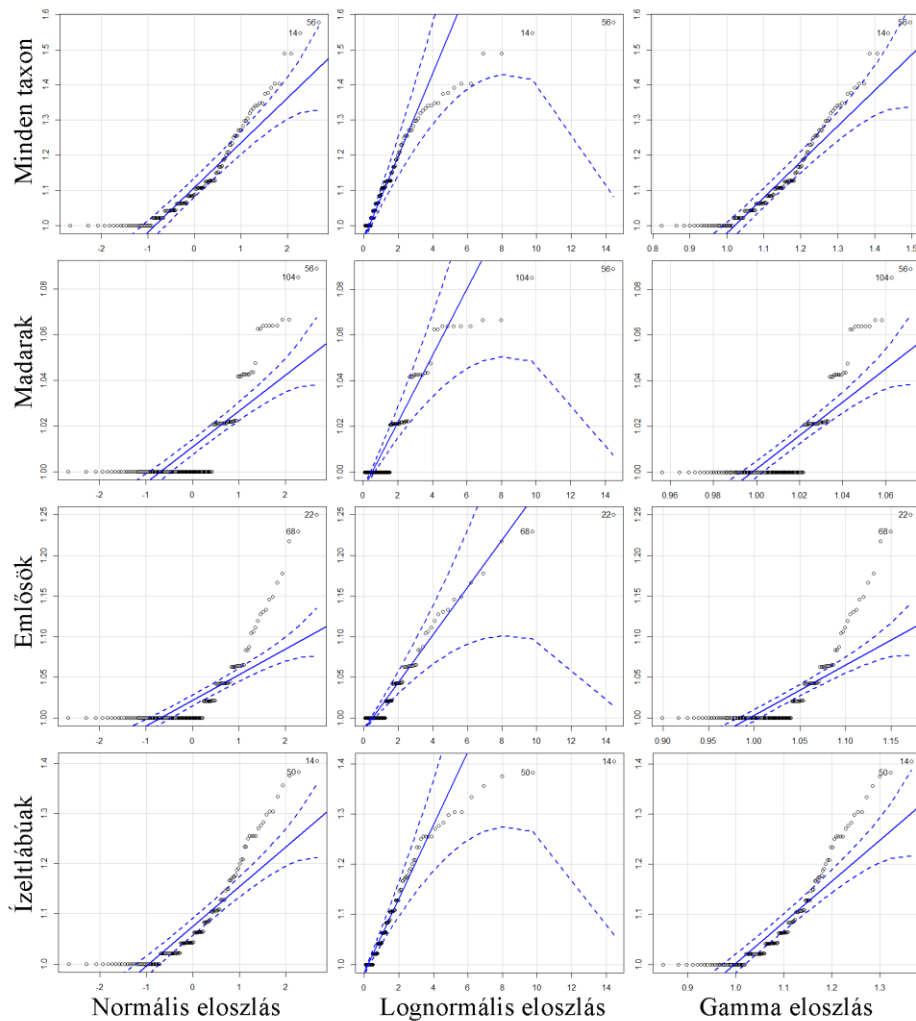
F1. táblázat A Tisza folyó árvízi története Szegednél 1977–2016 között.

Periódus	Ártér elárasztva (alkalom)	Elárasztás átlagos hossza (napok)	Elárasztás mértéke $\geq 50$ cm (alkalom)	A $\geq 50$ cm elárasztás átlagos hossza (napok)	Átlagos max. elárasztás mértéke (cm)
Egész évben	25	44,6 (1–95)	20	41,0 (9–78)	173,1 (5–449)
Április–Októberben	24	35,6 (4–77)	20	31,9 (6–73)	172,1 (23–449)

F1. ábra A talajszintre vonatkozó adatokból számolt QQ ábra különböző eloszlásokra való illesztése. Az illeszkedés pontossága a kvantilisok közé eső pontok számával arányos.



**F2. ábra** A fatörzsre vonatkozó adatokból számolt QQ ábra különböző eloszlásokra való illesztése. Az illeszkedés pontossága a kvantilisok közé eső pontok számával arányos.



**F1. lista** A szűrési kritériumoknak megfelelt tanulmányok bibliográfiai adatai.

1. Antonov, A., és Atanasova, D., 2003: Small-scale differences in the breeding ecology of urban and rural Magpies *Pica pica*. *Ornis Fennica*, 80, 21–30.
2. Borgmann, K.L., és Rodewald, A.D., 2004: Nest predation in an urbanizing landscape: the role of exotic shrubs. *Ecological Applications*, 14, 1757–65.
3. Brahmia, Z., Scheifler, R., Crini, N., Maas, S., Giraudoux, P., és Benyacoub, S., 2013: Breeding performance of Blue tits (*Cyanistes caeruleus ultramarinus*) in relation to lead pollution and nest failure rates in rural, intermediate, and urban sites in Algeria. *Environmental Pollution*, 174, 171–8.
4. Buxton, V.L., és Benson, T.J., 2015: Do natural areas in urban landscapes support successful reproduction by a group of conservation priority madarak? *Animal Conservation*, 18, 471–9.
5. Eden, S.F., 1985: The comparative breeding biology of magpies *Pica pica* in an urban and a rural habitat (Aves: Corvidae). *Journal of Zoology*, 205, 325–34.
6. Ferrante, M., LoCacciato, A., és Lövei, G.L., 2014: Quantifying predation pressure along an urbanisation gradient in Denmark using artificial caterpillars. *European Journal of Entomology*, 111, 649–54.
7. Foley, S.M., Price, S.J., és Dorcas, M.E., 2012: Nest-site selection and nest depredation of semi-aquatic turtles on golf courses. *Urban Ecosystems*, 15, 489–97.
8. Gering, J.C., és Blair, R.B., 1999: Predation on artificial bird nests along an urban gradient: predatory risk or relaxation in urban environments? *Ecography*, 22, 532–41.
9. Gosselink, T.E., Van Deelen, T.R., Warner, R.E., és Mankin, P.C., 2007: Survival and cause-specific mortality of red foxes in agricultural and urban areas of Illinois. *Journal of Wildlife Management*, 71, 1862–73.

10. Ibáñez-Álamo, J.D., és Soler, M., 2010: Does urbanization affect selective pressures and life-history strategies in the common blackbird (*Turdus merula* L.)? *Biological Journal of the Linnean Society*, 101, 759–66,
11. Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.-L., Sorace, A., Fernández-Juricic, E., Rodriguez-Prieto, I. és Jimenez, M.D., 2005: Evaluation of the "safe nesting zone" hypothesis across an urban gradient: a multi-scale study. *Ecography*, 28, 59–70.
12. Kaisanlahti-Jokimäki, M.L., Jokimäki, J., Huhta, E., és Siikamäki, P., 2012: Impacts of seasonal small-scale urbanization on nest predation and bird assemblages at tourist destinations. *Studies in Avian Biology*, 45, 93–106,
13. Leston, L., 2006: Are urban forests ecological traps for understory madarak? An examination with northern cardinals (*Cardinalis cardinalis*). *Biological Conservation*, 131, 566–74.
14. López-Flores, V., Macgregor-Fros, I., és Schondube, J.E., 2009: Artificial nest predation along a Neotropical urban gradient. *Landscape and Urban Planning*, 92, 90–5.
15. Matthews, A., Dickman, C.R., és Major, R.E., 1999: The influence of fragment size and edge on nest predation in urban bushland. *Ecography*, 22, 349–56,
16. McCleery, R.A., Lopez, R.R., Silvy, N.J., és Gallant, D.L., 2008: Fox squirrel survival in urban and rural environments. *Journal of Wildlife Management*, 72, 133–37.
17. Reidy, J.L., Stake, M.M., és Thompson III, F.R., 2008: Golden-cheeked warbler nest mortality and predators in urban and rural landscapes. *Condor*, 110, 458–66,
18. Rodewald, A.D., és Shustack, D.P., 2008: Urban flight: understanding individual and population-level responses of Nearctic-Neotropical migratory madarak to urbanization. *Journal of Animal Ecology*, 77, 83–91.

19. Rodewald, A.D., Kearns, L.J., és Shustack, D.P., 2011: Anthropogenic resource subsidies decouple predator-prey relationships. *Ecological Applications*, 21, 936–43.
20. Roth, T.C., II., Lima, S.L., és Vetter, W.E., 2005: Survival and causes of mortality in wintering sharp-shinned hawks and Cooper's hawks. *Wilson Bulletin*, 117, 237–44.
21. Ryder, T.B., Reitsma, R., Evans, B., és Marra, P.P., 2010: Quantifying avian nest survival along an urbanization gradient using citizen- and scientist-generated data. *Ecological Applications*, 20, 419–26.
22. Solonen, T., 2001: Breeding of the great tit and blue tit in urban and rural habitats in Southern Finland. *Ornis Fennica*, 78, 49–60.
23. Stracey, C.M., 2011: Resolving the urban nest predator paradox: The role of alternative foods for nest predators. *Biological Conservation*, 144, 1545–52.
24. Stracey, C.M., és Robinson, S.K., 2012: Does nest predation shape urban bird communities? In: Urban bird ecology and conservation. Studies in Avian Biology (no. 45) (szerk. Lepczyk, C.A., és Warren, P.S.). University of California Press, Berkeley, CA, USA, 49–70.
25. Tella, J.L., Hiraldo, F., Donazar-Sancho, J.A., és Negro, J.J., 1996: Costs and benefits of urban nesting in the Lesser kestrel. In: Raptors in human landscapes: adaptation to built and cultivated environments (szerk. Bird, D.M., Varland, D.E., és Negro, J.J.), Academic Press, New York, NY, USA, 53–60.

**F2. táblázat** A meta-analízisben használt zsákmány, ragadozó és helyszín információk a kiszámított 'relative interaction intensity' (RII) értékekkel és hatásnagyságokkal (Hedges' *g*) a péreda szerint rendezve, azon belül pedig a földrajzi szélesség szerint északról déli irányba.

Zsákmány	Ragadozó	Kontinens	Ország/állam	Földrajzi szélesség	Ragadozási ráta (%)		RII	Hedges' <i>g</i>	Szerző, év
					Rurál	Városi			
Madarak	Madarak, emlősök <sup>1,2</sup>	Európa	Finnország	67,1°N	4,4	11,9	-0,460	-0,813	Kaisanlahti-Jokimäki és mtsai., 2012
Madarak	Madarak, emlősök <sup>3</sup>	Európa	Finnország	66,5°N	13,3	66,7	-0,668	na	Jokimäki és mtsai., 2005*
Madarak	?	Európa	Finnország	60,1°N	9,3	1,4	0,738	na	Solonen, 2001*
Madarak	?	Európa	Egyesült Királyság	53,4°N	26,0	18,2	0,177	na	Eden, 1985*
Madarak	Madarak, emlősök <sup>4</sup>	Európa	Bulgária	42,7°N	52,0	26,0	0,333	na	Antonov és Atanasova, 2003*
Madarak	Madarak, emlősök, kígyók <sup>5</sup>	Észak-Amerika	USA/Illinois	42,3°N	73,0	47,0	0,217	na	Buxton és Benson, 2015*
Madarak	Madarak, emlősök <sup>6</sup>	Európa	Olaszország	41,7°N	20,0	46,7	-0,400	na	Jokimäki és mtsai., 2005*
Madarak	Madarak, emlősök <sup>7</sup>	Európa	Spanyolország	40,7°N	86,7	80,0	0,040	na	Jokimäki és mtsai., 2005*
Madarak	?	Észak-Amerika	USA/Ohio	39,9°N	6,4	7,0	-0,045	-0,245	Borgmann és Rodewald, 2004
Madarak	?	Észak-Amerika	USA/Ohio	39,8°N	4,2	4,6	-0,046	-0,247	Leston, 2006
Madarak	?	Észak-Amerika	USA/Ohio	39,8°N	3,6	4,2	-0,079	-0,368	Rodewald és Shustack, 2008
Madarak	Madarak, emlősök, kígyók <sup>8</sup>	Észak-Amerika	USA/Ohio	39,8°N	17,7	4,5	0,592	2,020	Rodewald és mtsai., 2011
Madarak	Madarak, emlősök, kígyók <sup>8</sup>	Észak-Amerika	USA/Ohio	39,8°N	12,1	4,6	0,449	0,994	Rodewald és mtsai., 2011
Madarak	Madarak, emlősök, kígyók <sup>8</sup>	Észak-Amerika	USA/Ohio	39,8°N	5,4	1,2	0,627	0,701	Rodewald és mtsai., 2011
Madarak	Madarak, emlősök, kígyók <sup>8</sup>	Észak-Amerika	USA/Ohio	39,8°N	10,3	2,9	0,564	4,421	Rodewald és mtsai., 2011

Zsákmány	Ragadozó	Kontinens	Ország/állam	Földrajzi szélesség	Ragadozási ráta (%)		RII	Hed- ges <sup>3</sup> g	Szerző, év
					Rurál	Városi			
Madarak	Madarak, emlősök, kígyók <sup>8</sup>	Észak-Amerika	USA/Ohio	39,8°N	12,0	2,2	0,688	1,526	Rodewald és mtsai., 2011
Madarak	Madarak, emlősök, kígyók, gyíkok <sup>9, 10, 11, 12</sup>	Európa	Spanyolország	39,8°N	11,5	0,6	0,901	na	Tella és mtsai., 1996*
Madarak	Madarak, emlősök, kígyók, gyíkok <sup>9, 10, 11, 12</sup>	Európa	Spanyolország	39,8°N	7,6	0,9	0,789	na	Tella és mtsai., 1996*
Madarak	?	Észak-Amerika	USA/Ohio	39,5°N	93,8	28,1	0,539	5,256	Gering és Blair, 1999
Madarak	?	Észak-Amerika	USA/Ohio	39,5°N	84,4	40,6	0,350	1,858	Gering és Blair, 1999
Madarak	Cooper-héja, baglyok	Észak-Amerika	USA/Indiana	39,4°N	18,8	0,0	1,000	na	Roth és mtsai., 2005*
Madarak	Madarak, kisémlősök	Észak-Amerika	USA/Maryland	39,3°N	58,7	37,5	0,220	na	Ryder és mtsai., 2010*
Madarak	?	Európa	Spanyolország	37,2°N	7,7	2,9	0,453	0,687	Ibáñez-Álamo és Soler, 2010
Madarak	?	Afrika	Algéria	36,7°N	20,0	0,0	1,000	0,852	Brahmia és mtsai., 2013
Madarak	Madarak, emlősök, kígyók <sup>13</sup>	Észak-Amerika	USA/Texas	30,4°N	23,7	26,9	-0,064	na	Reidy és mtsai., 2008*
Madarak	Madarak <sup>14, 15</sup>	Észak-Amerika	USA/Florida	29,7°N	5,9	2,2	0,452	0,465	Stracey és Robinson, 2012
Madarak	Madarak <sup>14, 15</sup>	Észak-Amerika	USA/Florida	29,7°N	9,7	0,7	0,872	0,570	Stracey és Robinson, 2012
Madarak	Madarak, emlősök <sup>16</sup>	Észak-Amerika	USA/Florida	29,7°N	4,9	3,1	0,225	1,210	Stracey, 2011
Madarak	Madarak, emlősök <sup>17, 18</sup>	Észak-Amerika	Mexikó	19,7°N	60,0	68,0	-0,063	na	López-Flores és mtsai., 2009*
Madarak	Madarak, emlősök <sup>19</sup>	Ausztrália	Ausztrália/New South Wales	33,8°S	75,0	61,0	0,103	0,806	Matthews és mtsai., 1999
Madarak	Madarak, emlősök <sup>19</sup>	Ausztrália	Ausztrália/New South Wales	33,8°S	73,8	81,7	-0,051	-0,344	Matthews és mtsai., 1999

Zsákmány	Ragadozó	Kontinens	Ország/állam	Földrajzi szélesség	Ragadozási ráta (%)		RII	Hed- ges' g	Szerző, év
					Rurál	Városi			
Emlősök	Prérfarkas	Eszak-Amerika	USA/Illinois	40,1°N	18,1	6,3	0,484	1,198	Gosselink és mtsai., 2007
Emlősök	Madarak, emlősök	Észak-Amerika	USA/Texas	30,6°N	18,3	1,4	0,863	4,523	McCleery és mtsai., 2008
Hüllők	?	Észak-Amerika	USA/North Carolina	35,5°N	7,0	3,6	0,318	1,134	Foley és mtsai., 2012
Műhernyó	Hangyák, talajon aktív ízeltlábúak, emlősök	Európa	Dánia	55,4°N	32,9	18,7	0,275	1,226	Ferrante és mtsai., 2014

? A tanulmány nem azonosított ragadozót.

\* Variancia nem volt feltüntetve a tanulmányban és nem számítható a közölt adatokból.

<sup>1</sup>A potenciális ragadozók listája: szarka, dolmányos varjú, csóka, holló, szajkó, északi szajkó, európai mókus, vörös róka, nyuszt, hermelin, menyét

<sup>2</sup>Az azonosított ragadozók listája: szarka, dolmányos varjú, holló, északi szajkó, szajkó, menyét, európai mókus

<sup>3</sup>A potenciális ragadozók listája: szarka, dolmányos varjú, dankasirály, viharsirály, európai mókus, ember, kutya

<sup>4</sup>A potenciális ragadozók listája: dolmányos varjú, varjúfélék, nyest

<sup>5</sup>Az azonosított ragadozók listája: barnafejű gulyajáró, vágómadárféle., prérikutya, fehérfarkú szarvas, leopárdürge, csikos búzösborz, menyét-féle, kisemlős, kék ugrósikló

<sup>6</sup>A potenciális ragadozók listája: szarka, dolmányos varjú, csóka, szajkó, vörös róka, ember, kutya, macska

<sup>7</sup>A potenciális ragadozók listája: szarka, európai mókus, ember, kutya, macska

<sup>8</sup>Az azonosított ragadozók listája: rövidcsőrű varjú, kék szajkó, szalagos bagoly, Cooper-héja, rótfarkú ölyv, vörösvállú ölyv, szélesszárnyú ölyv, északi csónakfarkú, barnafejű gulyajáró, macskamadár, vörös kardinálpinty, mosómedve, házi macska, keleti szürkemókus, kanadai vörösmókus, északi oposszum, fekete patkánysikló, vörös szalagoskígyó

<sup>9</sup>A potenciális ragadozók listája a rurál élőhelyeken: vörös kánya, barna kánya, kígyászölyv, egerészölyv, törpesas, szirti sas, barna rétihéja, hamvas rétihéja, kuvik, uhu, csóka, holló, kerti pele, házi kutya, Montpellier kígyó, pávaszemes gyík

<sup>10</sup>A potenciális ragadozók listája a városi élőhelyeken: törpesas, vörös vércse, kuvik, vándorpatkány, házi macska

<sup>11</sup>Az azonosított ragadozók listája rurál élőhelyeken: törpesas, dögkeselyű, vándorsólyom, vörös vércse, gyöngybagoly, házipatkány, nyest, vörös róka, házi macska, hegyesorrú sikló

<sup>12</sup>Az azonosított ragadozók listája a városi élőhelyeken: gyöngybagoly, csóka

<sup>13</sup>Az azonosított ragadozók listája: rövidcsőrű varjú, barnafejű gulyajáró, bozót-szajkó, Cooper-héja, kaliforniai földikakukk, amerikai rókamókus, amerikaiegér féle, texasi patkánysikló, ostorkígyó, nagy síksági patkánykígyó

<sup>14</sup>A potenciális ragadozók listája: halászvarjú, rövidcsőrű varjú, északi csónakfarkú, nagy csónakfarkú, kék szajkó, vörösvállú ölyv

<sup>15</sup>Az azonosított ragadozók listája: halászvarjú, rövidcsőrű varjú, északi csónakfarkú, nagy csónakfarkú, kék szajkó

<sup>16</sup>Az azonosított ragadozók listája: rövidcsőrű varjú, fecskefarkú kánya, Cooper-héja, kék szajkó, macska, mosómedve, déli repülőmókus, északi oposzum

<sup>17</sup>A potenciális ragadozók listája rurál élőhelyeken: poszátafélék, trupiálok

<sup>18</sup>A potenciális ragadozók listája a városi élőhelyeken: háziveréb, házi pirók, vörösszemű gulyajáró

<sup>19</sup>Az azonosított ragadozók listája: madarak, házipatkány, Stuart-erszényesmenyét, gyűrűsfarkú erszényes

**F3. táblázat** A vizsgált tanulmányokban közölt ragadozó fajok listája, rendszertani csoportonként.

<b>Tudományos név</b>	<b>Magyar név</b>	<b>Tanulmányok#</b>
<b>Madarak</b>		
<i>Accipiter cooperii</i>	Cooper-héja	19, 17, 23
Accipitridae	indet. vágómadárféle	4
<i>Aphelocoma californica</i>	bozótszajkó	17
<i>Aquila chrysaetos</i>	szirtisas	25
<i>Athene noctua</i>	kuvik	25
<i>Bubo bubo</i>	uhu	25
<i>Buteo buteo</i>	egerészölyv	25
<i>Buteo jamaicensis</i>	rőtfarkú ölyv	19
<i>Buteo lineatus</i>	vörösvállú ölyv	19, 24
<i>Buteo platypterus</i>	szélesszárnyú ölyv	19
<i>Cardinalis cardinalis</i>	vörös kardináispinty	19
<i>Carpodacus mexicanus</i>	házi pirók	14
<i>Circaetus gallicus</i>	kígyászölyv	25
<i>Circus aeruginosus</i>	barna rétihéja	25
<i>Circus pygargus</i>	hamvas rétihéja	25
<i>Corvus brachyrhynchos</i>	rövidcsőrű varjú	17, 19, 23, 24
<i>Corvus corax</i>	holló	12, 25
<i>Corvus cornix</i>	dolmányos varjú	1, 11a*, 11b*, 12
<i>Corvus monedula</i>	csóka	12, 11b*, 25
<i>Corvus ossifragus</i>	halászvarjú	24
<i>Cyanocitta cristata</i>	kék szajkó	19, 23, 24

<b>Tudományos név</b>	<b>Magyar név</b>	<b>Tanulmányok#</b>
<i>Dumetella carolinensis</i>	macskamadár	19
<i>Elanoides forficatus</i>	fecskefarkú kánya	23
<i>Falco peregrinus</i>	vándorsólyom	25
<i>Falco tinnunculus</i>	vörös vércse	25
<i>Garrulus glandarius</i>	szajkó	11b*, 12
<i>Geococcyx californianus</i>	kaliforniai földika- kukk	17
<i>Hieraaetus pennatus</i>	törpesas	25
<i>Icterus pustulatus</i>	csíkoshátú trupiál	14
<i>Icterus wagleri</i>	Wagler-trupiál	14
<i>Larus canus</i>	viharsirály	11a*
<i>Larus ridibundus</i>	dankasirály	11a*
<i>Melanotis caerulescens</i>	kék gezerigó	14
<i>Milvus migrans</i>	barna kánya	25
<i>Milvus milvus</i>	vörös kánya	25
<i>Mimus polyglottos</i>	énekes gezerigó	14
<i>Molothrus aeneus</i>	vörösszemű gulyajáró	14
<i>Molothrus ater</i>	barnafejű gulyajáró	4, 17, 19
<i>Neophron percnopterus</i>	dögkeselyű	25
<i>Passer domesticus</i>	házi veréb	14
<i>Perisoreus infaustus</i>	északi szajkó	12
<i>Pica pica</i>	szarka	11a*, 11b*, 11c*, 12
<i>Quiscalus major</i>	nagy csónakfarkú	24
<i>Quiscalus quiscula</i>	északi csónakfarkú	19, 24

<b>Tudományos név</b>	<b>Magyar név</b>	<b>Tanulmányok#</b>
<i>Strix varia</i>	szalagos bagoly	19
<i>Tyto alba</i>	gyöngybagoly	25
<b>Emlősök</b>		
<i>Antechinus stuartii</i>	Stuart-erszényes- menyét	15
<i>Canis latrans</i>	prérifarkas	4
<i>Canis lupus</i>	kutya, házi kutya	11a*, 11b*, 11c*, 25
<i>Didelphis virginiana</i>	északi oposzum	19, 23
<i>Eliomys quercinus</i>	kerti pele	25
<i>Felis catus</i>	macska, házimacska	11b*, 11c*, 19, 23, 25
<i>Glaucomys volans</i>	déli repülómókus	23
<i>Homo sapiens sapiens</i>	ember	11a*, 11b*, 11c*
<i>Ictidomys tridecemlineatus</i>	leopárdürge	4
<i>Martes foina</i>	nyest	1, 25
<i>Martes martes</i>	nyuszt	12
<i>Mephitis mephitis</i>	csíkos bűzösborz	4
<i>Mustela erminea</i>	hermelin	12
<i>Mustela nivalis</i>	menyét	12
<i>Mustela sp.</i>	indet. menyétféle	4
<i>Odocoileus virginianus</i>	fehérfarkú szarvas	4
<i>Peromyscus spp.</i>	indet. amerikaieger féle	17
<i>Procyon lotor</i>	mosómedve	19, 23
<i>Pseudocheirus peregrinus</i>	gyűrűsfarkú erszényes	15

<b>Tudományos név</b>	<b>Magyar név</b>	<b>Tanulmányok#</b>
<i>Rattus norvegicus</i>	vándorpatkány	25
<i>Rattus rattus</i>	házi patkány	15, 25
<i>Sciurus carolinensis</i>	keleti szürkemókus	19
<i>Sciurus niger</i>	amerikai rókamókus	17
<i>Sciurus vulgaris</i>	európai mókus	11a*, 11c*,12
<i>Tamiasciurus hudsonicus</i>	kanadai vörösmókus	19
<i>Vulpes vulpes</i>	vörös róka	11b*,12, 25
<b>Hüllők</b>		
<i>Coluber constrictor</i>	kék ugrósikló	4
<i>Elaphe guttata emoryi</i>	nagy síksági patkány- sikló	17
<i>Elaphe obsoleta</i>	fekete patkánysikló	19
<i>Elaphe obsoleta lindheimeri</i>	texasi patkánysikló	17
<i>Malpolon monspessulanus</i>	Montpellier kígyó	25
<i>Masticophis flagellum testaceus</i>	ostorkígyó	17
<i>Rhinechis scalaris</i>	hegyesorrú sikló	25
<i>Thamnophis sirtalis</i>	vörös szalagokígyó	19
<i>Timon lepidus</i>	pávaszemes gyík	25

# Lásd: F1. lista

\* A 11-es tanulmány 3 országban vizsgálta az urbanizáció hatásait: Finnország (11a), Olaszország (11b) és Spanyolország (11c)