

Akadémiai doktori értekezés

Ragadozóemlős-fajok monitorozási módszereinek fejlesztése,
és a tudatos ragadozó-gazdálkodás megalapozása az
aranybakál, az eurázsiai borz és a vörös róka esetében

Heltai Miklós

Gödöllő

2016

Magyar Tudományos Akadémia

Akadémiai doktori értekezés

**Ragadozóemlős-fajok monitorozási módszereinek fejlesztése, és a tudatos
ragadozó-gazdálkodás megalapozása az aranysakál, az eurázsiai borz és a
vörös róka esetében**

Heltai Miklós

Gödöllő

2016.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	3
1.1. Az emlős ragadozó fajok lehetséges szerepe és azok hatásai az ökoszisztémákban .	6
1.2. A ragadozógazdálkodás megalapozása – az emlős ragadozó fajok monitorozása	11
1.3. A közönséges emlős ragadozó fajok közötti nicheszegregáció	14
1.4. A ragadozógazdálkodás megalapozása	16
1.5. Az értekezés célkitűzései	18
2. Emlős ragadozó fajok kimutatására és monitorozására alkalmas módszerek fejlesztése .	20
2.1. Emlős fajok hullatékának/ürülékének jelölésén alapuló monitorozási módszertan fejlesztése.....	20
2.1.1. Az alkalmazott jelölőanyag és a jelölés folyamata	22
2.1.2. A csillámok kísérleti állatokra gyakorolt hatásának vizsgálata.....	23
2.1.3. A csillámporok tulajdonságai	25
2.1.4. Következtetések	27
2.2. Az aranyakál akusztikus állománybecslése	28
2.3. A szőrgyűjtésen alapuló módszerek.....	30
2.3.1. Nemzetközi tapasztalatok	31
2.3.2. A szőrgyűjtésre alkalmas módszerek zárttéri tesztelése	36
2.3.3. A szőrgyűjtésre alkalmas eszközök terepi tesztelése	41
2.4. A vörös róka és az eurázsiai borz kotoréksűrűségének felmérése egy kijelölt területen	43
3. Az eurázsiai borz és a vörös róka kotorékhely választáson alapuló élőhelyválasztása és a két faj közötti versengés	45
3.1. Az eurázsiai borz és a vörös róka hazai élőhelyválasztása	45
3.1.1. Vizsgálati területek és módszerek	45
3.1.2. Eredmények	50
3.2. A vörös róka és az eurázsiai borz közötti nicheszegregáció.....	54
3.2.1. Vizsgálati terület és módszerek	55
3.2.2. Eredmények	57
3.2.3. Következtetések	63
4. A vörös róka és az eurázsiai borz állományával való tudatos gazdálkodás fejlesztése	67
4.1. A vörös róka ragadozógazdálkodási modelljének terepi próbája és fejlesztése.....	67
4.1.1. Vizsgálati területek és módszerek	67
4.1.2. Eredmények	68
4.1.3. Következtetések	70

4.2. Az eurázsiai borz ragadozógazdálkodási modelljének megalapozása	71
4.2.1. Az adatgyűjtés és értékelés módszerei.....	73
4.2.2. Eredmények	74
4.2.3. Következtetések	74
4.3. A vörös róka és az eurázsiai borz ragadozógazdálkodás értékelése a gazdálkodási modellek alapján.....	76
4.3.1. Az adatok forrása és az értékelések módszerei.....	76
4.3.2. Országos elemzés	77
4.3.3. Apró- és nagyvadas körzetek ragadozógazdálkodásának összehasonlítása	78
4.3.4. A ragadozó gyérítési ráták csoportosításán alapuló elemzés.....	79
4.3.5. Következtetések	83
5. Az aranyakál állományával való gazdálkodás megalapozása	86
5.1. Az aranyakál jelenléte Magyarországon 1800 és 1995 között	88
5.2. Terjedés a folyó völgyekben - a Tisza szerepe az aranyakál terjedésében	90
5.3. Az aranyakál állományának változása egyes vizsgálati területeken – a hektikus állományváltozás és az invázió példái	94
5.4. Az aranyakál táplálkozása.....	98
5.4.1. Az aranyakál táplálék összetétele a megtelepedés kezdetén ürülék analízis alapján	99
5.4.2. Az aranyakál táplálék összetétele 20 évvel a megtelepedés után gyomortartalom analízis alapján	103
5.5. Az aranyakál genetikai struktúrája és terjeszkedése Európában	106
5.6. Az aranyakál és a kutya lehetséges hibridizációja.....	111
5.7. Az aranyakál állományával való gazdálkodás problémái	114
6. Új tudományos eredmények	117
7. Összefoglalás.....	121
8. Felhasznált irodalom	126
9. Ábrák és táblázatok jegyzéke	140
10. Köszönetnyilvánítás.....	143

1. Bevezetés

Magyarország nem csupán természeti értékeiről ismert, hanem vadgazdálkodásáról is régóta híres. Ennek egyik példája volt a két világháború közötti időszak – ma már szinte hihetetlennek tűnő – apróvadbősége. Ez azonban a II. világháborút követően nem állt helyre és a szocializmus évtizedeiben, mint minden mezőgazdasági ágazatban, a nagy volumenű, iparszerű tenyésztési rendszerek vadgazdálkodási alkalmazásával próbálták az apróvad-állományok csökkentését ellensúlyozni (például: Nagy 1971 és 1984). A rendszerváltozás idejére már világos volt, hogy pusztán mesterséges tenyésztéssel és zárttéri tartással nem lehet még a legjobban szaporítható faj, a fácán állomány csökkenését sem megállítani.

Az 1990-es évek elején bekövetkezett birtokszerkezet és termesztési technológiai változásoktól sokan várták e nehézségek megoldását (Faragó 1997), abban bíztak, hogy a kialakuló új élőhelyi, gazdálkodási és tulajdonosi szerkezet sok egyéb mellett, az apróvadsűrűségben, valamint egyes védett fajok elterjedésében és létszámában is hasonlatos lesz a XX. század első felében tapasztaltakhoz (Faragó 1997 és 2009). E várakozások számos ok miatt nem teljesültek. Az egyik leggyakrabban felemlített ilyen tényező az, hogy ellentétben a XX. század első felével, a rendszerváltozás után a vadgazdálkodás lehetőségei a ragadozó fajokkal szemben jelentősen csökkentek. Minden ragadozó faj valamilyen védelmet élvez (Oroszi 1996), a róka (*Vulpes vulpes*) létszáma a veszethez elleni immunizálásnak is köszönhetően növekszik, a vadászható ragadozó fajok ellen korábban alkalmazható eszközök közül számos tiltott, így még az esetlegesen, vagy időszakosan kedvezően alakuló élőhelyi viszonyok mellett is korlátozottak a vadgazdálkodás lehetőségei. Az alapjaiban megváltozott helyzetet mutatja, hogy a kilencvenes években a ragadozó fajok által okozott feszültségek még elsősorban az apróvadás vadgazdálkodási egységeknél jelentkeztek, ahol a legnagyobb jelentőségű ragadozó faj a vörös róka volt. A XXI. század első évtizedében az aranyakál (*Canis aureus*) szélesebb körű elterjedésével a ragadozó kérdés részben áthelyeződött a nagyvadász területekre, amellyel párhuzamosan a róka jelentősége is csökkenni látszik a vadgazdálkodás napi gyakorlatában. Ez utóbbi jelenséget természetesen úgy is értelmezhetjük, hogy napjainkra a rókával való gazdálkodás, létszámának és hatásának a vadásztársadalom által elfogadható szintre való csökkentése már megoldható feladattá vált. Az aranyakál esetében viszont nem csupán az életközösségekre gyakorolt lehetséges hatások ismertek kevésbé, hanem annak hatékony vadászati módjai is.

A természetvédelem is egyre gyakrabban tekint fontos feladatként a közönséges ragadozó fajok korlátozására (Bankovics 2006, Béltekiné és munkatársai 2010), valamint a

tömegtájékoztatóban megjelent hírek is azt mutatják, hogy a ragadozó fajok, elsősorban az aranyakál és a róka, az állattenyésztők számára is egyre fontosabbá válnak¹.

Felmerül azonban a kérdés, hogy *vajon mennyire igazak ezek az állítások, vélekedések?*

- Tényleg a ragadozó fajok jelentik a legjelentősebb gazdálkodási nehézségeket?
- Tényleg súlyos károkat okoznak a védett fajok?
- Tényleg az immunizálás miatt növekszik a róka létszáma?
- Tényleg minden lehetséges és törvényes eszköz és módszer alkalmazva van?
- Felhasználnak a vadgazdálkodók minden ismeretet az e fajokkal történő gazdálkodás során?
- Egyáltalán lehet a ragadozó fajokkal kapcsolatban tudatos gazdálkodásról, azaz ragadozó-gazdálkodásról beszélni?
- Megfelelő módon befolyásolják a gazdálkodók a vadászható (korlátozható) fajok létszámát?

A XX. századi modern vadgazdálkodás és a konzerváció-biológia egyik megalapozója Aldo Leopold² (1933) öt pontban foglalta össze azokat a legfontosabb tényezőket, amelyek figyelembe vételével egy adott vadállománnyal történő gazdálkodás alapvető feladatait meg lehet határozni:

1. A számunkra érdekes-értékes vadászható, vagy védett zsákmányfaj állománysűrűsége.
2. Az előforduló ragadozó fajok és azok sűrűsége.
3. A ragadozó fajok táplálék-összetétele, preferenciája.
4. A vadászható, vagy védett zsákmányfaj állományának állapota (kondíciója) és élőhelyének minősége.
5. A ragadozó fajok számára rendelkezésre álló alternatív zsákmányfajok hozzáférhetősége.

¹ Csak néhány példa a kapcsolódó hírekből: Pusztít az aranyakál, milliárdos kár a juhászoknál (<http://24.hu/belfold/2016/07/05/pusztit-az-aranyakal-milliardos-kar-a-juhaszoknal/>); Sakálók végeztek a birkákkal? (http://alfahir.hu/sak%C3%A1lok_v%C3%A9geztek_birk%C3%A1kkal-20100927); Tizennégy tyúkot tüntetett el a róka Győrszentivánon – fotók (http://www.kisalfold.hu/gyori_hirek/tizennegy_tyukot_tuntetett_el_a_roka_gyorszentivanon_-_fotok/2334098/).

² Aldo Leopoldot (1887-1948) az USA vadgazdálkodásának legfontosabb megalapozójának tartják. Egyszerre volt modern természettudós, erdész, filozófus, pedagógus és író (http://www.aldoleopold.org/AldoLeopold/leopold_bio.shtml).

Ez az öt pont a mai napig a legbiztosabb alapja, bármely faj állományával történő gazdálkodásnak, vagy kezelésnek. E tényezők ismeretének hiányában csak passzív védelemről, vagy hatásában és eredményességében is ellenőrizetlen vadászatról beszélhetünk, nem pedig természeti erőforrás gazdálkodásról, tudatos vadgazdálkodásról, vagy azon belül tudatos ragadozó-gazdálkodásról. A ragadozó fajokkal való gazdálkodást annak részletesebb céljai is befolyásolják. Nem mindegy ugyanis, hogy:

- védett, illetve vadászható zsákmányfaj állománya esetében akarjuk-e csökkenteni a vadászható ragadozó nyomását;
- védett, illetve vadászható zsákmányfaj állománya esetében akarjuk-e csökkenteni a védett ragadozó nyomását;
- védett ragadozó faj érdekében akarjuk-e csökkenteni a potenciálisan versenytárs védett, illetve vadászható ragadozó faj(ok) jelenlétét.

Az egyes esetek eltérő megoldásokat kívánnak, de a hozzájuk szükséges ismeretanyag és döntési folyamat egyforma. Bármelyik megoldás mellett is döntünk, nem szabad elfeledni, hogy egy-egy faj, bármilyen tudatos, megalapozott kezelése, védelme, vagy hasznosítása mindig valamilyen rendszerbe illeszkedik. Azaz egy alaposan kidolgozott ragadozó-gazdálkodási stratégia is, csak akkor érheti el célját, ha összekapcsolható az életközösségekkel és az egyes fajokkal történő átgondolt, megbízható adatokon nyugvó, világos célok alapján végrehajtott gazdálkodással, kezelésük rendszerével. Ezért ragadozó-gazdálkodással csak akkor érdemes foglalkozni, ha az egy közös rendszerbe illeszthető a vadgazdálkodási szempontból érdekes zsákmányfajok állományainak és élőhelyeinek kezelésével, továbbá annak távlati hatásai is kiszámíthatók. Hasonló módon a védett (potenciális zsákmány, vagy ragadozó) fajok érdekében is meg kell tenni a közvetlen, aktív beavatkozásokat (élőhely-javítás, állományváltozást kedvezőtlenül befolyásoló tényezők megszüntetése), mielőtt a ragadozó fajok kezelését megkezdénénk. Jó élőhely nélkül ugyanis nincs megfelelő állapotú vadállomány, és nincs alkalmas búvóhely sem. Nehéz kérdés a sorrend és az elsőbbség meghatározása, de ettől nem lehet, ha célunk az élővilág változatosságának megőrzése.

Jó példa a tudatos gazdálkodás és az eredményesség ellenőrzésének fontosságára Treves és munkatársainak (2016) összegzése. Elemzésükben 12 olyan esetet vizsgáltak meg, amikor a nagyragadozók állattenyésztésben okozott kártételét ellenőrzött körülmények között próbálták meg csökkenteni. A munka a 12 esetből csak hatszor volt sikeres (csökkent a

kártétel). Két esetben a kárt okozó ragadozó gyérítése (vadászata), négy esetben pedig a pásztorkutyák és a ragadozók számára riasztó eszközök (rémzsinórok) kihelyezése vezetett eredményre. A beavatkozások fele gazdálkodási szempontból tehát mindenképpen veszteséges, azaz sikertelen volt.

Napjainkban vadgazdálkodási és természetvédelmi feladatot elsősorban növekvő állományú generalista fajok adnak. Ezek a mindenhol előforduló, országszerte közönséges, vörös róka (*Vulpes vulpes*), és az eurázsiai borz (*Meles meles*), valamint az elmúlt évtizedekben jelentős teret nyerő és folyamatosan terjeszkedő aranyakál (*Canis aureus*). Annak érdekében, hogy sikeresen korlátozzuk hatásaikat, állományaikkal gazdálkodnunk kell. Kitűzött és lehetőleg számszerűsített céloknak megfelelő gyérítésük során ki kell használni minden lehetséges és megengedett eszközt, ismeretet. A gyérítés hatékonyságát és hatásosságát pedig egyaránt folyamatosan ellenőrizni kell.

1.1. Az emlős ragadozó fajok lehetséges szerepe és azok hatásai az ökoszisztémákban

A ragadozó fajokkal való gazdálkodást, vagy legalább az állományaik csökkentésére esetenként kiirtására alapuló kísérleteket az elmúlt 100-150 év jelentős részében azzal is magyarázták (Estes és munkatársai 2001), hogy a ragadozóknak viszonylag kicsi az ökoszisztémákra gyakorolt ökológiai hatása. Különösen igaznak tartották ezt az állítást olyankor, amikor a feltételezett hatásokat a termelő szervezetekkel és az elsődleges fogyasztókkal összehasonlítva vetették össze. Ennek oka az volt, hogy a ragadozók viszonylag kis számban, a piramis felső szintjén, és leginkább annak csúcsán helyezkednek el. Különösen igaz ez a nagytestű ragadozókra. Kiirtásukat követően, a helyüket a legtöbb élőhelyen közepes testű emlős ragadozó fajok vették át. Esetükben negatív megítélésüknek és irtásuknak további alapot éppen növekvő létszámuk adott. Az ökológiai irodalomban régi vita tárgya, hogy a ragadozók mennyire képesek a zsákmányaikat szabályozni (top-down regulation) vagy állományaik változásai mennyire csak a zsákmányaik dinamikájától függnék (bottom-up regulation).

Az ökoszisztémák szabályozásának alulról felfelé irányuló meghatározottsága (az alulról felfelé szabályozás modellje) kimondva, vagy kimondatlanul gyakran volt hivatkozási alap, amikor a nagyragadozók irtását, vagy a közepes testű jelentős állománysűrűségű fajok erős csökkentését próbálták indokolni. A táplálékhálózat nagysága, fajgazdagsága és a

kapcsolatok változatossága elsősorban a növények produktivitásán és a növényevők rájuk épülő kapcsolatain múlik. A táplálékláncok alulról fölfelé épülnek fel, és ezért az egymásra épülő szintek alulról fölfelé mindenképpen hatnak egymásra. Ebben az esetben a felsőbb szintek egyes szereplőinek, vagy akár egyes szintének a teljes eltávolítása nem okoz zavart a rendszerben. Az itt szereplő fajok a kezelése éppen ezért a legtöbbször az irtás (kiirtás) volt. Az általánosan elfogadott vélemények szerint ez megtehető, hiszen ennek a tevékenységnek viszonylag kicsi az ökológiai hatása.

Számos vizsgálat mutatott azonban rá, hogy a ragadozóknak fontos ökológiai szerepe van zsákmányaik szabályozásában. E fajok tevékenységeinek hatása ugyanis több szinten keresztül hat a táplálékhálózatokban (trofikus kaszkád hatás) és így az egész ökoszisztémában is. A ragadozók közvetlen és közvetett hatásainak figyelmen kívül hagyása viszont egyoldalú, rövidlátó, ezáltal eredménytelen gazdálkodási gyakorlathoz vezet. A ragadozók létszámának csökkentése lassú, de hosszú távú hatásokhoz vezethet az ökoszisztémák felépítésében és azok működésében is. Különösen igaz ez a nagytestű csúcsragadozók, vagy a helyüket átvevő, de ugyanakkor jelentős hatású, közepes testű ragadozó fajok esetében. Következésképpen állományaikkal a teljes ökoszisztémát figyelembe véve, tudatosan kellene gazdálkodni (Crooks és Soulé 1999, Estes 1996, Glen és munkatársai 2007, Hunter és Price 1992, Krebs és munkatársai 1995, Miller és munkatársai 2001, Polis és Strong 1996, Power 1992).

Minderre azért is szükség van, mert a ragadozók közvetlen és közvetett módon is hatnak a zsákmányfajokra, és a ragadozók és zsákmányaik közötti kapcsolatok a trofikus rendszereken keresztül az evolúció fontos mozgatórugói (Abrams és Rowe 1996, Drossel és munkatársai 2001, Holt 1977, Reznick és Endler 1982).

A trofikus kaszkád hatások vizsgálata a nyolcvanas évek óta központi témája az ökológiai kutatásoknak. Ripple és munkatársainak 2016-os áttekintő cikke szerint több mint 2000 tudományos cikkben foglalkoztak azóta ezzel a jelenséggel. A viták a jelenséggel és így a ragadozó fajok lehetséges hatásaival kapcsolatban is folyamatosak. Ennek legfontosabb oka a következetlen fogalom használat, ami miatt a jelenség pontos meghatározása és így természetesen vizsgálata is nehéz. A cikk szerzői ezért javaslatot tesznek a trofikus kaszkád jelenségének meghatározására. Javaslatuk szerint a trofikus kaszkád egy olyan közvetett, fajok közötti interakció, ami a ragadozó fajoktól indul ki és lefelé terjed a táplálkozási hálózatokban.

A ragadozók közvetlen hatása, hogy a zsákmányolással csökkentik a zsákmányfajok létszámát (pl. Lindström és munkatársai 1994). Közvetett hatásuk többféle lehet. Megváltoztathatják a préda fajok viselkedését, ennek révén csökkentve állományaikon a

ragadozók hatását. A potenciális zsákmányfajok egyedei más élőhelyet választhatnak, vagy táplálékot válthatnak. További következmény lehet, hogy megváltoztathatják a csoportméretet, az aktivitási periódusukat, vagy csökkentik a táplálkozásra fordított időt (Begon és munkatársai 1990, Sinclair és munkatársai 2006). Összességében egy adott ragadozó faj jelenléte, vagy hiánya hatással van egy adott élőhely állatközösségére és nemcsak egy-egy prédafajra (Henke és Bryant 1999). Mindezek együttesen odavezethetnek, hogy a vadgazdálkodó a korábbinál egyre kevesebb őzet (*Capreolus capreolus*) lát, mert azok már nem úgy viselkednek, ahogy azt a számukra veszélyes ragadozó megjelenése előtt tették. Mivel pedig nem látjuk őket, ezért azt feltételezzük, hogy az őzek az adott területről eltűntek.

Az elsődleges zsákmány létszámának csökkentésével (vagy viselkedésének megváltoztatásával) a ragadozók közvetett ökológiai hatása a teljes ökoszisztémára kiterjed, messze túlmutatva a hagyományos értelemben vett ragadozó-zsákmány kapcsolatokon. Így például, ha a zsákmány fajok számára rendelkezésre álló táplálékforrás korlátozott, ez is hozzájárulhat az egymással versengő, de gyengébb versengési képességű táplálékfajok jelenlétéhez. A ragadozó ugyanis elsősorban a nagyobb állománysűrűségben jelenlévő, sikeresebb fajt fogja fogyasztani. Ha a ragadozó széles táplálék választékból fogyaszt, akkor jelenléte mindegyik zsákmányfaj viselkedésére és létszámára egyaránt kihathat, ami viszont csökkentheti a prédafajok közötti versengést. A ragadozó eltávolításával viszont a zsákmányfajok egymás közötti versengésének korlátozása is eltűnik. Ennek eredménye pedig az lehet, hogy a zsákmányfajok kezdenek el versengeni a korlátozott forrásokért. A versengésben erősebb fajok ilyen esetekben már el tudják nyomni a gyengébbeket, ami végeredményben a biológiai változatosság csökkenéséhez vezet. Mindezen hatások pedig gyorsan magukkal hozhatják a ragadozó keresőképeinek változását, azaz a különböző fontosságú zsákmányfajok sűrűség-változásának hatását is (Begon és munkatársai 1990, Berger és munkatársai 2001, Estes és munkatársai 2001, Henke és Bryant 1999, Miller és munkatársai 2001, Paine 1966, Palomares és Delibes 1997, Palomares és munkatársai 1995, Schoener és Spiller 1999, Tinbergen 1960).

Az emlős ragadozók hatásai tehát nagyságuktól (nagy-, közepes-, vagy kistestű ragadozó), elterjedtségüktől és sűrűségüktől, valamint az ökoszisztéma egyes egyéb hatásaitól függően nagyon különbözőek lehetnek. Ripple és Beschta (2012) áttekintő cikkében összesen 42, az elmúlt ötven évben publikált tudományos közleménys alapján elemezte a nagyragadozók (farkas, medve, hiúz) és a szarvasfélék sűrűségének hatását az észak-amerikai és eurázsiai mérsékelt égövi erdők produktivitására. Metaanalízisük szerint a nagyragadozók, közülük is elsősorban a szürke farkas (*Canis lupus*) és a medve, korlátozza leginkább a

nagytestű növényevő fajok sűrűségét. Az átlagos "szarvas egyenérték" (összessített és egységes vetítési alagra hozott csülkös vad sűrűség) sűrűség hatszor nagyobb azokon a területeken, ahol a farkas nem fordul elő, mint azokon ahol jelen van. A farkasos területeken a növényevők létszáma csak lassan növekszik, összhangban a növényi produktivitás növekedésével. Ez pedig arra utal, hogy a (csúcs) ragadozók valóban képesek, a növényevő prédafajok létszámának korlátozásán keresztül, az elsődleges termelési szintekre hatni. Eszerint elmondható, hogy az északi féltekén a nagyragadozók a felülről vezérelt ökoszisztémák kiemelten fontos tényezői (Ripple és Beschta 2012).

A nagyragadozók szabályozó hatásait részletesebben és árnyaltabban mutatják be a lengyelországi Bialowiezában végzett vizsgálatok (Jedrzejewska és munkatársai 1997, Jedrzejewska és Jedrzejewski 1998). Ott két nagyragadozó, a szürke farkas és az eurázsiai hiúz (*Lynx lynx*), valamint zsákmányaik, a gímszarvas (*Cervus elaphus*), az őz, a vaddisznó (*Sus scrofa*), a jávorszarvas (*Alces alces*) és az európai bölény (*Bison bonasus*) kapcsolatát tanulmányozták. A táplálkozásvizsgálatok a farkas étrendjében mindegyik zsákmányfajt megtalálták, de a fő préda a gímszarvas tehén volt, másodikként pedig az őzet fogyasztotta. Ezt követte sorrendben a vaddisznó, majd a jávorszarvas. A bölényt viszont, mint prédaállatot, csak elvétve lehetett kimutatni. A hiúz főként őzet, és lényegesen kisebb mennyiségben gímszarvast (borjút, ünőt) fogyasztott. A vaddisznó csak elenyésző mértékben, míg a jávorszarvas és a bölény egyáltalán nem jelent meg táplálékában. A fenti eredmények alapján nem volt meglepő, hogy a két legfontosabb zsákmány, a gímszarvas és az őz, állománya a vizsgált időszakban jelentősen csökkent. Ezt a két ragadozó együttes hatása, a vadászat hozzáadódó hatásával együtt okozta. A hosszútávú (100 éves) adatsorok alapján történő elemzés is a farkas és a gímszarvas ellentétes állományváltozását mutatta ki. Mindebben azonban az emberi beavatkozásoknak is meghatározó szerepük volt. A farkas és a gímszarvas állomány nagysága között negatív korrelációt lehetett kimutatni, de az élőhelyi tényezők hatása a farkas által okozott predációhoz képest jelentősebb volt.

Lindström és munkatársai (1994) a vörös róka és a havasi nyúl (*Lepus timidus*) terítékének változását vizsgálva mutatták ki a róka létszámkorlátozó hatását a havasi nyúlra. A hosszútávú terítékadatsor vizsgálata azt mutatta, hogy a róka lelövések csökkenése (amivel egyben létszámának csökkenését is feltételezték, és azt a rühösség terjedésével magyarázták) a nyúl terítékének (és így valószínűsíthető létszámának) növekedésével járt együtt. Ugyanakkor érdemes megjegyezni, hogy a nyúl teríték a csúcspont után meredeken zuhanni kezdett, hat év alatt a felére esett vissza, annak ellenére, hogy a róka teríték közben lényegesen nem változott. Egy másik svédországi vizsgálatban (Jarmeno és Liberg 2005) is

bizonyították a rühösség miatt csökkenő rókaállomány zsákmányfajok létszámára gyakorolt pozitív hatását, ebben az esetben az őzgidák példáján. Ráadásul a természetes okok miatt bekövetkező állománycsökkenés után 14 éven keresztül tartó vizsgálat egyértelműen igazolta a szoros korrelációt a rókaállomány növekedése, és az őzgidák csökkenő mértékű túlélése között. Ezek az eredmények is alátámasztják azokat a feltételezéseket, hogy a felsoroltak mellett számos egyéb tényező is befolyásolja a ragadozó-zsákmány kapcsolatokat. Ezeken az északi területeken például a róka és a különböző fontosságú prédafajok kapcsolatrendszerét a hótakaró mélysége és a terület tengerszint feletti magassága is befolyásolta (Carricindo-Sanchez és munkatársai 2016). Egy ausztráliai vizsgálatban pedig, ahol a róka és az üregi nyúl (*Oryctolagus cuniculus*) kapcsolatrendszerét vizsgálták, nemcsak a ragadozók egyértelmű szabályozó hatását tudták bizonyítani, hanem azt is, hogy a zsákmányállat ki tud törni a ragadozó hatása alól, ha annak állománya megfelelően nagy sűrűségű (Banks 2000).

A ragadozó fajok hatását a ragadozó-zsákmány kapcsolatrendszeren túl az együttélő ragadozó fajok egymás közötti kapcsolatrendszere is meghatározza. A prérifarkasnak (*Canis latrans*) a kisebb testű ragadozókra és egyes prédafajok állományaira gyakorolt hatását Kalifornia déli partvidékén vizsgálták (Crooks és Soulé 1999). Ez a tanulmány számunkra azért különösen érdekes, mert a prérifarkas nemcsak küllemében, hanem viselkedésében, hatásában és szerepében is hasonlít az egyre több ellentétet okozó aranyakálrra. A vizsgálati területen az elmúlt évszázadban a rohamos városiasodás lerombolta a természetes szegélyt jelentő bozótos élőhelyeket és egy egynemű, nem megfelelő szerkezetű (leegyszerűsített) élőhelyi szigetrendszert hozott létre. Mindez egyes közepes és nagytestű ragadozók kipusztításával járt együtt, mint amilyen például a prérifarkas vagy a farkas. A nagyobb testű ragadozók eltűnése is hozzájárulhatott a terület bokorlakó madárfajainak gyors eltűnéséhez. A korábban közönséges, nagyobb testű ragadozó faj, a prérifarkas hiányában a kisebb testű őshonos (büzös borz vagy szkunk /*Mephitis mephitis*/, mosómedve /*Procyon lotor*/, szürke róka /*Urocyon cinereoargenteus*/) és a faunaidegen (kóbor macska /*Felis catus*/, oposzum /*Didelphis virginiana*/) ragadozók létszáma megnőtt. Ezek a hatékony vadászok jelentősen megnövelték a bokrokban szaporodó madárfajokra nehezedő predációs nyomást és így a fajok veszteségeit, amivel akár helyi kipusztulásukat is okozhatják. A kaliforniai vizsgálatban összesen 28 különböző élőhelyet vizsgáltak. Néhány élőhelyi foltból a prérifarkas már teljesen eltűnt, vagy létszáma erősen csökkent. A foltok mérete viszont pozitív hatással volt a prérifarkas előfordulására, azaz a természetközeli élőhelyi foltok méretének növekedésével valószínűbbé vált a prérifarkas előfordulása. A prérifarkas jelenléte, valamint a kisebb testű ragadozó fajok előfordulása és gyakorisága között minden esetben negatív kapcsolat

mutatkozott. A kisebb testű ragadozók összesített jelenléte azokban a foltokban volt a legnagyobb, ahol a legkevesebb prérifarkas élt. A vizsgálat eredményei szerint a prérifarkas a legerősebb negatív hatást a szürke rókára, az oposzumra és a kóbor macskára gyakorolta. Az elemzés azt is kimutatta, hogy a szürke róka és az oposzum sűrűségét is, minden más tényező előtt elsődlegesen a prérifarkas jelenléte vagy annak hiánya határozta meg. A kóbor macskák előfordulását viszont leginkább az élőhelyek mérete befolyásolta. Minél kisebbek voltak az élőhelyi foltok, azaz minél több a városi-külvárosi szegély, annál gyakoribbá vált a macska előfordulása. Prérifarkas hiányában a kisebb testű ragadozók gyakorisága akár meg is kétszereződhet az adott területen, a madárfajok diverzitása ugyanakkor párhuzamosan csökkent a közepes testű ragadozók állománysűrűségének növekedésével. A madárfajok diverzitásának értéke erős negatív összefüggésben állt a szürke róka, a házimacska, a mosómedve és az oposzum állományaival. Összességében tehát az látszik, hogy a csúcsragadozó szerepet betöltő, de még közepes méretű emlős ragadozó (a prérifarkas) jelenléte a nálánál kisebb méretű ragadozók sűrűségének korlátozásán keresztül kedvezően hat a diverzításra, csökkenti a kisebb testű ragadozó fajok előfordulási gyakoriságát, ezzel együtt növeli az e fajok által preferált prédaállományok sűrűségét (Crooks és Soulé 1999). Fontos tanulság lehet ez az eredmény a hasonló ökológiai szerepet betöltő aranyakál hazai megítélése során is. A kaliforniai vizsgálatban leírtakhoz nagyon hasonló eredményeket közöltek a szintén társas ragadozó dingó (*Canis lupus dingo*) ökoszisztémákra gyakorolt hatásáról is (Glen és munkatársai 2007).

A ragadozók-zsákmányállatok-élőhelyek kapcsolatrendszeréé túlságosan bonyolult ahhoz, hogy egy-egy a ragadozó számára zsákmány, az ember számára hasznosítható, vagy védendő faj érdekében végzett beavatkozásoknál a ragadozó fajok csupán, mint korlátozandó negatív tényezőkként legyenek feltüntetve. Állományaikkal tudatosan kell gazdálkodnunk, az ahhoz szükséges ismeretekkel rendelkezünk kell, és a beavatkozások hatását folyamatosan kell ellenőriznünk.

1.2. A ragadozógazdálkodás megalapozása – az emlős ragadozó fajok monitorozása

A vadgazdálkodási és természetvédelmi célú gazdálkodás alapja a kezelni kívánt fajok jelenlétének, és állományváltozásának folyamatos nyomon követése és ismerete. A vadgazdálkodás egyik meghatározása szerint a tudatos gazdálkodás során az adott vadfaj

állományának és élőhelyének befolyásolása valósul meg meg az állomány nagyságának és trendjének figyelembe vételével (Caughley és Sinclair 1994). A gazdálkodási folyamat a megfelelő alapadatokon túl, természetesen csak akkor lehet sikeres, ha figyelembe veszi a rendelkezésre álló, a vadbiológiai kutatásokból származó ismereteket. A gazdálkodás eredményességét pedig az elterjedési és létszámadatok változásának folyamatos nyomon követésével ellenőrizhetjük (Csányi 2007).

Az emlős ragadozók esetében azok rejtett életmódja, az abból adódó nehéz megfigyelhetősége, valamint egyes esetekben ritkaságuk miatt különösen nehéz a gazdálkodáshoz szükséges alapadatok (jelenlétre, elterjedésre, állományváltozásra vonatkozó) gyűjtése. Ráadásul az adatgyűjtéshez olyan módszerek szükségesek, amelyek költséghatékonyak és egyszerűségük révén alkalmasak lehetnek akár a széleskörű, vadgazdálkodási és természetvédelmi gyakorlatba történő bevezetésre is. Az elméletileg lehetséges módszerek, módszercsoportok közül, e fajkör esetében, szinte kizárólag a közvetett jeleken alapuló, azaz nem invazív eljárások alkalmazhatók, melyekhez természetesen a hátrahagyott nyomok, jelek, zsákmánymaradványok, kotorékok, szőrszálak megbízható ismerete is szükséges (Davis és Winstead 1980, Demeter és Kovács 1991, Long és munkatársai 2008, Ryan 2011, Szemethy és Heltai 2002, Tóth és munkatársai 2010).

Hazai emlős ragadozófajaink többsége vagy egész élete során, vagy életének egyes szakaszaiban kotorékokhoz, odúkhoz kötődik. Egyértelműen igaz ez a vörös róka és az eurázsiai borz esetében. Az e fajokhoz kapcsolódó vizsgálatok, valamint az ezekkel a fajokkal történő gazdálkodás fejlesztése és értékelése során rendszeresen alkalmaztuk állományaik monitorozására a kotorékok keresését, sűrűségük becslését. A kotorékok általában könnyen megtalálhatók és azonosíthatók. Az azonosításban jelentős szerepe van a talpnyomok és egyéb közvetett jelek ismeretének is (Tóth és munkatársai 2010). A borzzal és a rókával ellentétben az aranysakál többnyire a földfelszínen készíti el vackát, de alkalmanként más fajok által kiásott kotorékot is használhat. Talppárnájának részleges összenövése viszont nem teszi kizárólagossá talplenyomatának meghatározását (Heltai 2010). Az ugyanis könnyen összetéveszthető a rókaéval és a kóbor kutyáéval (*Canis lupus familiaris*), bár talplenyomata az előzőekhez képest jellegzetesen oválisabb.

A közepes testmértű menyétféle borz kotoréka viszont sajátos bélyegei alapján könnyen azonosítható. A családi csoportok központi kotorékai számos kijáratral, jellegzetesen teknőformára kivájt kibúvókkal, és nagy mennyiségű kihordott földdel, az egyes járatokból kiinduló ösvényekkel, függőleges, a felszínen mindössze néhány centiméter átmérőjű szellőzőaknákkal és a legtöbb esetben megtalálható latrinákkal jellemezhetők. A borz

medveszerű, öt ujjból és előtte öt karomnyomból álló talplenyomata szintén egyértelműen azonosítható. A tavaszi-nyári időszakban a klán területén több kisebb-nagyobb kotorék is használatba kerül. Ezek általában egy-két kijáratral rendelkező ideiglenes szálláshelyek, de a kiinduló csapások és rajtuk a talplenyomatok ebben az esetben is egyértelművé teszik, hogy mely állatfaj él benne (Tóth és munkatársai 2010).

A leggyakoribb kotoréklakó faj a vörös róka. Bár kotorékát egész évben használhatja, de alapvetően a koslatás (szaporodás) időszakában takarítja ki a járatokat, frissíti a szag jelöléseket, csapásait, majd a kölyöknevelés idején használja azokat. A nyári időszakban általában a földfelszíni vacokban tölti pihenőidejét. A kotoréknak általában több kijárata van és a kiásott földkupacon megtalálható a négyujjas, kissé ovális róka talpnyomot. A kölyöknevelés időszakában emellett zsákmánymaradványokat, valamint az év bármely időszakában emészthetetlen zsákmányrészeket is lehet találni. a kotorék környékén. A lakott kotorék szinte mindig árasztja magából a jellegzetes rókaszagot. A csak nyáron használt időszakos földalatti szállásai általában csak egy-két kijáratral rendelkeznek, hasonlóan azokhoz a kotorékokhoz, amelyeket a megművelt szántóföldekre és a róka (illetve alkalmanként a borz is) (Heltai 2010).

A nagy biztonsággal azonosítható kotorékok alapján a kotorék-, és egyedsűrűséget, a gondosan megtervezett és pontosan végrehajtott ismételt felvételezések alapján pedig azok változását is megbecsülhetjük. Nem véletlen, hogy különösen a borz esetében előszeretettel végeznek a kotorékok és/vagy latrinák megkeresésén és azonosításán alapuló vizsgálatokat (így például: Revilla és munkatársai 2001, Rosalino és munkatársai 2008, Virgos 2001, Virgos és Casanovas 1999). Bizonytalanság esetén ma már lehetőségünk van automata fényképezőgépek telepítésére, és így határozásunk minden kétséget kizáró ellenőrzésére is (Cuttler és Swann 1999, Lanszki 2007, Tóth és munkatársai 2010). Vizsgálatainkban e két faj (a róka és a borz) esetében alkalmaztuk a kotorékfelmérés módszerét részben állománysűrűségük monitorozására, részben pedig élőhelyválasztási tulajdonságaik elemzésére. Munkáink során a kotorékok teljes mintaterületre kiterjedő keresését, valamint szisztematikus vagy rétegzett mintavételt is alkalmaztunk. A módszer segítségével gyűjtött adatokkal a róka és a borz élőhelyválasztását és nicheszegregációját (Heltai és munkatársai 2013, Márton és munkatársai 2014, 2016) vizsgáltuk, továbbá azokat felhasználtuk a ragadozógazdálkodási modell teszteléséhez és fejlesztéséhez (Heltai és munkatársai 2004 és 2010).

Az egyes ragadozó fajok jelenlétének kimutatása, állományaik monitorozása, még megfelelő módszerválasztás mellett is számos hibával terheltek. Ezek csak a módszerek

folyamatos fejlesztésével és ellenőrzésével csökkenthetők. Mindezek miatt kollégáimmal és hallgatóimmal folyamatosan dolgoztunk új közvetett (nem invazív) módszerek kidolgozásán, valamint az új ismertek adaptálásán és fejlesztésén. **Célunk az volt, hogy a kitorékkéréshez hasonlóan egyszerű és lehetőleg kis költséggel alkalmazható, az eredményes gazdálkodáshoz és vizsgálatainkhoz megfelelő alapadatokat nyújtó módszereket alakítsunk ki. A választott módszereknek tudományosan is elfogadhatónak kellett lennie, azaz úgy a módszertannak, mint az azzal gyűjtött adatoknak alkalmasnak kellett lenniük publikálásra.**

1.3. A közönséges emlős ragadozó fajok közötti nicheszegregáció

Az előző fejezet példái szemléltetik, hogy a ragadozó fajok különböző ökoszisztémákra gyakorolt hatásait számos vizsgálat bizonyította. E fajok életmódja, táplálkozási-, illetve élőhelyválasztási szokásai, valamint a ragadozó-zsákmány, és ragadozó-ragadozó fajok közötti kapcsolatok az életközösségek minden szintjét meghatározzák. A hatások különösen a közönséges, nagy sűrűségben jelenlévő, közepes testű ragadozó fajok és a nagyragadozók esetében jelentősek. A ragadozó fajok közötti kölcsönhatások igen változatosak. Bizonyos esetekben a nagyobb testű ragadozó közvetett és közvetlen módon egyaránt szabályozza a kisebb testű ragadozók létszámát. Ez a szabályozás megvalósulhat a területiális jelölés útján a területről való kizárással, a táplálékkváltásra kényszerítéssel, a napi aktivitás megváltoztatásával, vagy egészen egyszerűen a kistestű ragadozó zsákmányként való kezelésével (Arjo & Pletscher 2004, Crooks & Soulé 1999, Glen és munkatársai 2007, Helldin & Danielsson 2007, Kowalczyk & Zalewski 2011, Kowalczyk és munkatársai 2009, Miller és munkatársai 2001, Palomares & Caro 1999, Palomares és munkatársai 1995, Ripple & Beschta 2012). Ezek a kapcsolatok azonban a különböző trofikus szinten, vagy az azonos ökológiai guild-be tartozó, de különböző méretű ragadozókra igazak. Az azonos méretű ragadozó fajok között a közvetlen interakciókon alapuló versengés helyett, a közvetett módon történő nicheszegregáció valósul meg, ami nagyban csökkentheti a versengési hatásokat. Az együtt élő, hasonló méretű és részben hasonló táplálkozású fajok elválhatnak egymástól élőhelyhasználatukban, azaz térben (Fedriani és munkatársai 1999, Holmala & Kauhala 2009), időben (Bíró és munkatársai 2004, Fedriani és munkatársai 1999, Glen és munkatársai 2007), vagy éppen a közös prédaforrások egyes ragadozó fajok esetében betöltött szerepével (Kauhala és munkatársai 1998, Lanszki és munkatársai 1999, Lanszki és munkatársai 2006).

Nagyon figyelemre méltó, hogy éppen az olyan közönséges, széleskörűen elterjedt fajok esetében, mint a borz és a róka, nagyon keveset tudunk ezekről a kölcsönhatásokról. Néhány irodalmi adat, illetve vizsgálati eredmény arra utal, hogy ebben a kapcsolatban a borz az erősebb (Kowalczyk és munkatársai 2000 és 2008, Macdonald és munkatársai 2004). Több kutatás is bizonyította, hogy például a nyestkutya (*Nyctereutes procyonoides*) számára a rókával szemben szaporodási előnyt jelent a részleges téli pihenés és a monogám családban való kölyöknevelés (Kauhala 1994, Kauhala és munkatársai 1998). Ezek alapján feltételezhető, hogy a nagyobb testtömegű (Heltai 2010) és hasonló viselkedést mutató borz esetében (Heltai 2010, Kruuk 1989, Neal és Cheeseman 1996) szintén megjelenik ez a szaporodási előny. Ennek ellenére Európa legtöbb országában, így Magyarországon is nagy sűrűségben és közönséges módon van jelen mind a borz, mind pedig a róka (Heltai és munkatársai 2001, Heltai 2010, Kranz és munkatársai 2008, Macdonald és Reynolds 2008, Mitchell-Jones és munkatársai 1999). Ez arra enged következtetni, hogy az egy élettérben, hasonló bűvőhely használati- és táplálkozási szokásokkal rendelkező két faj között, valamilyen nicheszegregációnak kell megvalósulnia, ami lehetővé teszi a versengésben feltételezhetően inkább vesztes róka számára a nagy létszámban való jelenlétet.

Vizsgálataink során, részben a fentiek ismeretében, a mindkét faj életében fontos szerepet betöltő kotorékok helyének kiválasztásában megtalálható különbségeket kerestük. A két faj közötti nicheszegregációnak a táplálékforrások felosztása mellett ugyanis feltételezésünk szerint a használt élőhelyek különbségeiben is meg kell jelennie.

A kotorék helyének kiválasztásában általában a kotorékásásra alkalmas talajok tekinthetők meghatározó jelentőségűnek (Neal és Cheeseman 1996), de emellett erős befolyásoló tényező lehet a táplálékforrás mennyisége (Kruuk és Parish 1982, Silva és munkatársai 1994) valamint a kotorékot körülvevő növényi vegetáció is, amely utóbbi a kotorék takarásában, és esetleg a táplálkozásban játszhat szerepet (Cresswell és munkatársai 1990). Mindkét faj előfordul dombvidéki, síkvidéki, valamint mezőgazdasági területeken egyaránt. Szívesen ásnek kotorékot az erdők határán, töltéseken, árokpartokon és a nádasokban is. Lakóhelyként használhatnak továbbá épületeket (Harris és Rayner 1986), sziklahasadékokat, sőt akár a fák odvét is (Heltai 2010). A hasonló élőhelyeken élő és részben hasonló táplálékforrásokat használó (Lanszki 2012) róka és borz egyedek egymás erős versenytársai is lehetnének, azonban a megfigyelések azt mutatják, hogy a két faj megél egymás mellett, sőt nagyobb várakban akár közösen, egy időben is lakhatnak (Kowalczyk és munkatársai 2008). **A két faj kotorék ásásra választott élőhelyei feltételezhetően**

preferencia vizsgálatai során azokat az élőhelyi faktorokat kerestük, amelyek mentén a két faj nicheszegregációja megtörténhet.

1.4. A ragadozógazdálkodás megalapozása

A mezőgazdasági vagy vadgazdálkodási rendszerekben egyes ragadozó emlősfajok tehát jelenlétükkel, táplálkozásukkal akár jelentős gazdasági kárt is okozhatnak a vadgazdálkodónak, az állattartóknak, a települések lakóinak, valamint eszmei kárt a természetvédelemnek. A kistrágyászokra irányuló táplálkozási stratégiájukkal ugyanakkor (Lanszki 2012) a növénytermesztésnek és az erdőgazdálkodásnak is kifejezetten hasznos lehet a jelenlétük, az életközösségekre gyakorolt hatásaik pedig a fenti példákból adódóan rendkívül összetettek. Kedvező ökológiai hatásaikat (ökoszisztéma szolgáltatásukat) sokszor még azok az ágazatok is "élvezik", amelyek egyébként csak közvetlen negatív hatásukat érzélelik. Mindezeket figyelembe véve, a ragadozógazdálkodás során jól meghatározott cél érdekében, lehetőleg minél nagyobb területen, tudatosan és előre tervezetten kell beavatkozni. A beavatkozás sikerességét folyamatosan ellenőrizni kell, és a visszacsatolás eredményeképpen, lehetőség legyen a beavatkozásokat újragondolni, azokat szükség szerint megváltoztatni. Gazdálkodási tevékenységről lévén szó arra is tekintettel kell lenni, hogy a beavatkozás költségei nem haladhatják meg az annak eredményeképpen megjelenő várható többletbevétel összegét. A ragadozógazdálkodást elsősorban tudatossága, ellenőrizhetősége, és a vadgazdálkodás esetében annak pénzügyi megtérülése különbözteti meg a ragadozók irtásától vagy a gyérítésűtől. Azaz a ragadozógazdálkodás:

- jól meghatározott cél érdekében történik,
- megbízható biológiai és helyi ismereteken nyugszik,
- idejében és módszereiben előre megtervezett és összehangolt,
- eredményessége ellenőrzött,
- eredményei ökonómiaiilag is értékelhetők.

A ragadozó fajokkal való foglalatosság a hagyományos vélelem szerint nem jelent mást, mint azok irtását. Szinte minden, a ragadozók és/vagy az apróvad-gazdálkodás témakörében megjelent, hazai szakirodalom hangsúlyozta a ragadozók kártételét és létszámuk

vélt vagy valós okokra visszavezethető csökkentésének fontosságát (Altai 1961, Éhik 1931, Györffy 1974, Lovassy 1927, Vásárhelyi 1958).

Az *irtás* azonban nem átgondolt tevékenység és adatok hiányában annak eredményessége is ellenőrizhetetlen. **A gazdálkodási, így a ragadozó-gazdálkodási tevékenység tehát csak akkor lehet sikeres, ha az ellenőrizhető, kellően átgondolt és természetesen gazdaságos.** Ennek fontosságát, ellenőrizhetőségének alapjait és a végrehajtást megalapozó ragadozó-gazdálkodási modellt a Vadvilág Megőrzési Intézetben dolgoztuk ki az 1990-es évek elején. Ennek során értékeltük a ragadozó-gazdálkodás akkori állapotát, bevezettük a gyérítési ráta fogalmát és meghatároztuk az értékelés rendszerét, majd ezek alapján kidolgoztunk egy egyszerű és könnyen alkalmazható ragadozó-gazdálkodási modellt, továbbá lefektettük egy hosszútávú ragadozó-gazdálkodási stratégia alapjait (Heltai és munkatársai 1992a és 1992b, 2004, Heltai és Pusztai 1992, Heltai és Szemethy 2000, Szemethy és Heltai 2000, 2001, Szemethy és munkatársai 1994, 2000 és 2001). *Tudományos pályafutásom első szakaszában a Magyarországon előforduló valamennyi emlős ragadozó faj elterjedési területének és állomány változásának leírásával, valamint táplálkozásbiológiai vizsgálatokkal járultam hozzá az emlős ragadozó fajokkal való tudatos gazdálkodás megalapozásához (Heltai 2010).* **Pályafutásom következő szakaszában a három legnagyobb hatású és elterjedésű faj, a róka, a borz és az aranyakál esetében alakítottam ki a részletes, tudatos, a fajok valós helyzetét, szerepét és hatását is figyelembe vevő gazdálkodási javaslatokat.**

Az eurázsiai borz (*Meles meles*) és a vörös róka (*Vulpes vulpes*) a legközönségesebb ragadozók közé tartoznak, és egyre nagyobb területeken és állományokban van jelen az aranyakál (*Canis aureus*) is. Állományuk stabil, vagy növekvő, és egyre szélesedik az az élőhelyi „paletta” amelyen megjelenésükre számíthatunk. A borz az elmúlt két évtizedben vált országsszerte közönséges ragadozóvá (Heltai és munkatársai 2001, Heltai 2010), a róka már a városokban is rendszeresen megjelenik, az aranyakál állományának és terítékének növekedése pedig az elmúlt évtizedekben exponenciális (1. táblázat).

Faj	1997		2007		2014	
	Teríték	Becslés	Teríték	Becslés	Teríték	Becslés
Aranysakál	11	nincs adat	349	1 510	2 535	8 786
Eurázsiai borz	nem volt vadászható	nincs adat	4 531	35 306	8 785	40 921
Vörös róka	41 702	nincs adat	66 180	71 129	73 333	73 542

1. táblázat: Az aranyakál, az eurázsiai borz és a vörös róka terítékének és becslési adatainak változása 1997 és 2014 között (forrás: Országos Vadgazdálkodási Adattár - <http://ova.info.hu/vgstat.html>)

1.5. Az értekezés célkitűzései

A ragadozó fajok szerepe a természetes, és a különözö mértékű emberi hatások alatt lévő ökoszisztémákban egyaránt sokrétű. Az ökológiai rendszerek alulról–felfelé szabályozási paradigmáját elsősorban éppen a ragadozó fajokkal, ezek közül is jelentős mértékben a nagytestű csúcsragadozókkal, kapcsolatos vizsgálatok ingatták meg, de a közönségesnek, vagy közönségesebbnek tekinthető közepes testű ragadozók kaszkád hatása is jelentős (ld. az 1.1. fejezetben). Ennek ellenére e fajok megítélése még ma is ellentmondásos. *A tudatos, jól megalapozott, kezelési célok melletti gazdálkodás helyett, mind az egyes fajok jogszabályi védelme (idényben, vagy egész évben vadászható; védett; fokozottan védett), mind pedig a gazdálkodási/kezelési cél meghatározása elsősorban érzelmi és nem tudományos alapokon nyugszik.*

Ugyanakkor azt is tudjuk, hogy a vadgazdálkodás, a természetvédelem, mind pedig az állattenyésztés számára a nagy állománysűrűségben jelenlévő közönséges ragadozó fajok, mint például a vörös róka, az eurázsiai borz és az aranyakál okozzák a legtöbb gazdálkodási nehézséget. **Akkor, amikor ragadozógazdálkodásról beszélünk, elsősorban e fajok állományainak tudatos, az emberi érdekek mentén kitűzött célok által meghatározott, szabályozására gondolunk.** E tevékenység azonban nem lehet sikeres megfelelő ismeretek nélkül. Kutatómunkám során végig arra törekedtem, hogy ezt a folyamatot, a közönséges ragadozó fajokkal kapcsolatos gazdálkodási tevékenységet, segítsem elő.

Értekezésem célja, hogy a doktori (PhD) fokozatom megszerzése (2003) utáni időszak alatt végzett kutatásaim eredménye alapján összefoglaljam a ragadozóemlős-fajok állományainak monitorozására alkalmas módszerek fejlesztését és tesztelését, valamint a vadgazdálkodás szempontjából legfontosabb ragadozó fajokkal (vörös róka,

eurázsiai borz és aranysakál) történő tudatos gazdálkodás megalapozását az alábbiak szerint:

1. Emlős ragadozó fajok kimutatására és monitorozására alkalmas nem invazív módszerek kidolgozása, fejlesztése és tesztelése:
 - a. Emlős fajok hullatékának/ürülékének jelölésén alapuló monitoring módszertan fejlesztése.
 - b. Akusztikus állománybecslés fejlesztése és tesztelése az aranysakál állományának monitorozásához.
 - c. A szőrgyűjtésen alapuló módszerek fejlesztése és tesztelése.
2. Az eurázsiai borz és a vörös róka kotorékhely-választáson alapuló élőhelyválasztása és a két faj közötti versengés.
 - a. Az eurázsiai borz és a vörös róka hazai élőhelyválasztása.
 - b. A vörös róka és az eurázsiai borz közötti nicheszegregáció.
3. A vörös róka és az eurázsiai borz állományával való tudatos gazdálkodás fejlesztése.
 - a. A róka ragadozógazdálkodási modelljének terepi tesztelése és fejlesztése.
 - b. A borz ragadozógazdálkodási modelljének megalapozása.
 - c. A róka és a borz ragadozógazdálkodás értékelése a fejlesztett gazdálkodási modellek alapján.
4. Az aranysakál állományváltozásának nyomonkövetése a fajjal való gazdálkodás megalapozása.
 - a. Az aranysakál történelmi és jelenlegi elterjedése Magyarországon.
 - b. Az aranysakál táplálkozásának gazdálkodási szempontból legfontosabb jellemzői.
 - c. Az aranysakál sikeres terjedésének legfontosabb okai.

2. Emlős ragadozó fajok kimutatására és monitorozására alkalmas módszerek fejlesztése

2.1. Emlős fajok hullatékának/ürülékének jelölésén alapuló monitorozási módszertan fejlesztése

A ragadozó fajok rejtett életmódjuk, védettségük, vagy ritkaságuk miatt invazív módszerekkel nehezen, vagy megfelelő engedélyek birtokában is csak drágán vizsgálhatók. Jelenlétük, állományváltozásuk, területhasználatuk ismerete azonban gazdálkodásuk megtervezése és végrehajtása során is fontos. Ezért arra törekedtünk, hogy olyan módszereket fejlesszünk, vagy teszteljünk, melyek használata a vadgazdálkodás és a természetvédelem napi gyakorlatában is elképzelhető, azok megbízhatósága, egyszerűsége és olcsósága miatt.

A jelenlét/hiány, vagy az állományváltozások nyomon követését szolgáló közvetett állományfelmérési módszerek közül, ragadozó fajok esetében az egyik általánosan alkalmazott megoldás a fajra jellemző ürülek keresése és gyűjtése. A módszer gyakori alkalmazásának oka, hogy az ürülék, valamint annak elhelyezkedése, továbbá előfordulásának gyakorisága alapján, a jelenlétre, az elterjedésre, a terület és a territórium használatra vonatkozóan információk gyűjthetők, azokból pedig táplálkozásbiológiai és DNS alapú vizsgálatok is végezhetők (ld. például: Angus és munkatársai 2002, Kimberly és munkatársai 2008, Lanszki 2012, Reed és munkatársai 1997).

A jelenléttel és a területhasználattal kapcsolatos vizsgálatok során jelölőanyagot is lehet használni az ürülék megjelölésére a táplálékon, vagy a befogott, majd elengedett egyedeken keresztül. A jelölt ürülék, vagy hulladék könnyebben megtalálható és azonosítható, a jelölt táplálék fogyasztása egyértelműen bizonyítható, a fellelés és a jelölés helyének ismerete alapján a területhasználatra vonatkozó adatok gyűjthetők. Összességében az ürülék/hulladék gyűjtésen alapuló nem-invazív módszerek hatékonysága növelhető. Ilyen jelölőanyagok lehetnek festékek, biomarkerek, izotópok, vagy egyéb nem emésztődő részecskék. Számos emlős ragadozó fajjal (például vidra *Lutra lutra*, borz, prérifarkas) kapcsolatos vizsgálatban alkalmaztak már sikeresen izotópos ürülék jelölést, és használták fel az eredményeket a populáció, a mozgáskörzet és territórium becslésekre, továbbá táplálékpreferencia vizsgálatok céljára (Crabtree és munkatársai 1989, Kruuk 1989 és 1995, Kruuk és munkatársai 1980). Festékekkel (Rhodamine B.) jelöltek csali állatokat Új-Zélandon a vadászgörény (*Mustela putorius furo*) vizsgálata során (Ogilvie és Eason 1998). Ezeknek a jelölőanyagoknak a használata azonban jól felszerelt laboratóriumi háttérrel igényel,

költségesek és esetenként veszélyesek vagy veszélyt keltőek is lehetnek (Savarie és munkatársai 1992). Nem elhanyagolható emellett az sem, hogy egyes esetekben ezek a módszerek nem-invazív eljárásnak sem tekinthetők, hiszen a jelöléshez az állatok befogása is szükséges.

A jelölőanyagok egyszerűbb, veszélytelenebb és olcsóbb csoportjába tartoznak a különböző színű, anyagú, alakú és méretű részecskék (pl.: műanyag csíkok, szemcsék, stb.) amelyeket különféle csalik, vagy táplálékforrások megjelölésére használnak. Hátrányuk, hogy általában viszonylag rövid ideig tartózkodnak a gyomor-bélcsatornában, ezért jelölő hatásuk is csak viszonylag rövid ideig érvényesül. Felhasználásuk további korlátja, hogy sok állat méreténél fogva, vagy a táplálkozási szokásaiból adódóan ilyenekkel nem is jelölhető. Magyarországon, nagyvad fajokkal folytattak ilyen típusú jelölőanyaggal kísérleteket. Kukorica szilázsba, amelyet kiegészítő takarmányként helyeztek ki, kezdetben faszenet, majd később gumireszeléket keverték. Ennek alapján becsülték a kiegészítő takarmány hasznosulását, illetve a vadetető hatókörét (Katona és munkatársai 2014). Kruuk (1989) földimogyoróba kevert különböző színű és alakú műanyag csíkokat, és ezeket helyezte el a borzvárok (kotorékok) bejáratához, mindegyikhez különböző színűt és/vagy alakút. A latrinákból begyűjtött ürülékekben fellelhetők voltak ezek a markerek, így megbecsülhető volt a megjelölt borzcsaládok mozgáskörzetének a nagysága. Ezt a módszert fejlesztették tovább Delahay és munkatársai (2000), akik a csali (ami itt is földimogyoró volt) jelöléséhez, különböző színű és alakú 2 mm-es műanyag gyöngyöket alkalmaztak. Ezek a gyöngyök a borz emésztőrendszeréből akadálytalanul eltávozhattak, de ahhoz eléggé nagyok voltak, hogy az ürülékben könnyen észre lehessen venni azokat. Tekintettel azonban arra, hogy a mogyoró és a gyöngy is pergő tulajdonságú, ezért valamilyen segédanyaggal össze kellett azokat fogni. Ennek érdekében cukornádból készített szirupot (Golden-szirup) keverték hozzá. Megállapították, hogy ameddig a gyöngy nagy gyakorisággal jelen volt az ürülékben, addig annak észlelhetősége jó volt. Kisebb gyakoriság mellett azonban a teljes ürüléket fel kellett darabolni, majd kőműves kanállal szétkenni, hogy megtalálják az esetlegesen benne lévő gyöngyöket. A műanyag gyöngy tehát jól használható borz esetében, kisebb állatoknál azonban ennek a csaliétekben való felkínálása már problémás lehet az eredmény szempontjából. További hátránya az is, hogy sok táplálékféle (pl. növények) nem jelölhetők vele, illetve pergő tulajdonsága miatt valamiféle „ragasztóanyagra” is szükség van a használatához.

Vizsgálatunkban azért olyan jelölő anyagot teszteltünk, ami egyrészt rendelkezik a műanyag gyöngy kedvező tulajdonságaival, de szélesebb körben használható (növény is

jelölhető) valamint jelenlétének kimutatása az ürülekéből/hullatékából egyszerű. Ez az általunk használt jelölőanyag a kozmetikából és dekorációs technikákból ismert csillámpor. Vizsgálataink során ezzel jelöltük az állatok számára felkínált csalétket/táplálékot. Különböző méretű, anyagú és színű csillámokat teszteltünk, ellenőriztük azok esetleges emészthetőségét, etetési kísérleteket végeztünk, továbbá ellenőriztük az ürülési sebességet és a csillám hullatékából/ürülekéből való kimutathatóságát is.

2.1.1. Az alkalmazott jelölőanyag és a jelölés folyamata

A kísérleteink során használt különféle színű csillámporok apró (0,1–1mm közötti), egyforma méretű és alakú, különálló lapocskákból álltak. Léteznek műanyag (poliészter) és alumínium alapanyagú csillámok is. A műanyag alapú csillámokat egyrészt a kozmetikai ipar használja bőrre, hajra, és körömszélre kenhető formában, vagy szájfények, szemfestékek adalékanyagaként, másrészt dekoráló anyagként is alkalmazzák. Az alumínium alapanyagú csillámokat főképp dekorációs célokra használják. Az általunk használt különböző csillámokat, átmérőjük alapján, egyértelmű azonosíthatóság érdekében a következőképpen neveztük el: Apró: kb. 0,1mm, Kicsi: kb. 0,2mm, Nagy: kb. 0,4mm, Nagy2: kb. 0,6mm, Óriás: kb. 1,00mm. Anyagukat és eredeti rendeltetésüket tekintve: D: poliészter alapú dekor csillám; K: poliészter alapú kozmetikai csillám; A: alumínium alapú dekor csillám.

Az alkalmazott kísérleti kombinációk a következők voltak: 1. apró, ezüst (K); 2. kicsi, piros (K); 3. nagy, ezüst (A); 4. nagy, zöld (K); 5. kicsi, lilás-ezüst (vegyes apróval) (K); 6. kicsi, sárga-ezüst (vegyes apróval) (K); 7. kicsi, ezüst (K); 8. apró-kicsi-nagy vegyes, sárga (D); 9. kicsi, piros (K); 10. kicsi, lila (D); 11. kicsi, arany (A); 12. nagy, zöldes (D); 13. kicsi, piros (D); 14. óriás, piros (D); 15. nagy, UV zöld (A); 16. nagy, piros (D); 17. nagy, arany (D); 18. nagy, ezüst (D); 19. nagy 2, piros (D); kontroll: 2mm átmérőjű műanyag gyöngy.

A csillámoknak az emésztőrendszer savas közegében esetleg előforduló változásait tiszta kémiai rendszerben ellenőriztük. Ennek során eltérő koncentrációjú sósav oldatban (pH 1-től pH 4-ig) egy órán keresztül 40C°-on tartva, vagy néhány percig forráspontig hevítve, továbbá egy hétig szobahőmérsékleten tárolva teszteltük a csillámokat. A műanyag alapú csillámok mikroszkópos vizsgálata során összehasonlítottuk annak etetés előtti és az emésztőcsatornán való áthaladás utáni mikroszkópos képét, hogy az esetleges oldódás nyomait megtaláljuk.

2.1.2. A csillámok kísérleti állatokra gyakorolt hatásának vizsgálata

A vizsgálatok során az alábbi állafajokkal végeztünk etetési kísérletet: egér (*Mus musculus*), törpenyúl (*Oryctolagus cuniculus domestica*), kutya, vadászgörény, vaddisznó, házi juh (*Ovis aries*), gímszarvas. Az egyes fajok által fogyasztott különféle táplálékokat csillámporral minden esetben könnyen meg tudtuk jelölni. A használt jelölőanyag mennyiségét ml-ben adtuk meg (2. táblázat). Csak a gímszarvasoknál használt morzsolt kukoricát permeteztük meg kis mennyiségű vízzel, hogy a csillám jobban tapadjon a kukoricaszemekhez. Kutyak esetében, kontrollként két alkalommal elvégeztük a Delahay és munkatársai (2000) által leírt, 2 mm-es átmérőjű gyönggyel való jelölést is, olyan módon, hogy, a gyönggyel jelölt csalihoz egyidejűleg hozzáadtuk a megfelelő mennyiségű csillámot is.

Egereknél csak az ürülék szabad szemmel látható, felszíni jelöltségét vizsgáltuk. Törpenyúlnál napközben átlagosan 3 óránként gyűjtöttük be az összes hullatékot (nyúlbojót).

A felszínen jelölést nem tartalmazó hullatékokat megszáritottuk, majd fehér papír felett elmorzsoltuk, és így vizsgáltuk, hogy található-e bennük csillám. A kutyaürüléknek először a felszínét vizsgáltuk meg, majd a szabad szemmel láthatóan nem jelöltekből néhányat lefagyasztottunk. Ezt követően laboratóriumban próbaképpen folyóvíz mellett 0,3 mm-es szűrőn átszűrtük, amíg a csurgalékvíz tisztává nem vált, majd a szűrletet Petri-csészébe kihelyezve megvizsgáltuk, hogy található-e benne nagy csillám. A vaddisznó, a juh és a gímszarvas esetében a begyűjtött hullatékok teljes mennyiségét lefagyasztottuk. A vizsgálat során először megvizsgáltuk a minta egészét és feljegyeztük, hogy annak felszínén, hány csillám látható szabad szemmel. Összesen 20 db csillám jelenlétén túl nem számoltunk tovább, azt jól jelöltnek nyilvánítottuk, 20 db alatt azonban megszámtuk, és az adatokat rögzítettük. A gímszarvas és a juh esetében három-három hulladék bojót véletlenszerűen kiválasztottunk, a vaddisznók esetében a hulladék közepéből egy kisebb dió nagyságú mintát vettünk, majd a kutyaürülék vizsgálatánál leírt módon kimostuk. A szűrletet Petri-csészébe helyeztük, a felszíni számlálást azonos módon végeztük, majd a csillámok számát feljegyeztük.

Faj	Jelölőanyag mennyisége és [kódja]	A jelöléshez használt csali/táplálék	Kísérletek száma	Megjegyzés
Egér (<i>Mus musculus</i>),	Késhegynyi [1; 2; 5; 6; 8]	Zúzott dióbél	5 alkalom	Az állatok folyamatos megfigyelése. A csillám felszíni megjelenésének vizsgálata.
Törpenyúl (<i>Oryctolagus cuniculus domestica</i>)	1,5 ml [Az összes csillámpor legalább egyszeri tesztelése]	Káposztalevél	25 alkalom	1 hónapon át, folyamatosan etetve az előző ürülését követően, újabb csillámfélékkel. Fél éven keresztül időközönként újabb csillámporok tesztelése. Az állat folyamatos megfigyelése. A hulladék regisztrált időközönkénti begyűjtése, illetve mintavétele. A felszíni jelöltség, majd a teljes kiürülés vizsgálata, a hulladékok szárításával, majd szétbontásával.
Kutya (<i>Canis familiaris</i>)	4 ml Kétféle jelölőanyag használatkor 2-2 ml [2;7;8;10;13;14;15;16;18;19; kontroll: 4 ml 2mm-es gyöngy]	Számos táplálék-féleség: hús, rántotta, sajt, sonka, csirke far-hát, méz	7 alkalom	Az állat kifutóba zárása. Ürülék 12 óránkénti begyűjtése, egyedi mintakezelés, a felszíni jelöltség vizsgálata, 2 alkalommal kimosás, a teljes kiürülés vizsgálata. Gyöngy használatkor ürülék megtörése, szétkenése.
Vadászgörény (<i>Mustela putorius furo</i>)	1.5-1,5 ml [9;15]	Macskatáp	2 alkalom	Hulladék gyűjtése 24 óránként. Felszíni jelöltség vizsgálata.
Vaddisznó (<i>Sus scrofa</i>)	6ml [15] 9-9 ml [16 és 17] 9-9 ml [16 és 17]	20 l vízbe áztatott kenyér	2 alkalom	Első alkalom (próba): 3 süldő, egyszerre etetés, karámban elkülönítés, regisztrált időközönként az összes hulladék begyűjtése, lefagyasztása, hulladék felszíni vizsgálata. Második alkalom: 3 süldő, majd 3 felnőtt együtt etetve, majd lásd első alkalom, továbbá hulladékból minta vétel, kimosás, a teljes ürülés vizsgálata
Házi juh (<i>Ovis aries</i>)	4 ml [17] 9 ml [18]	1 kg morzsolt kukorica	2 alkalom	Első alkalom (próba): karámban elkülönítés, összes hulladék regisztrált időközönkénti begyűjtése, lefagyasztása, hulladék felszíni vizsgálata, ill. megtöréses szemrevételezés. Második alkalom: lásd első alkalom, majd mintavétel, kimosás, a teljes ürülés vizsgálata
Gímszarvas (<i>Cervus elaphus</i>)	6 ml [17] 12 ml [10] 6 ml [12]	½ kg nedvesített morzsolt kukorica, Tyúkhúr	1 alkalom	Karámban elkülönítés, preferencia vizsgálat, összes hulladék regisztrált időközönkénti begyűjtése, lefagyasztása, felszíni vizsgálat, hulladék megtörése, majd kimosása, (pezsgőtablettás feltárás), a teljes ürülés vizsgálata

2. táblázat: Különböző állatfajok táplálékának csillámmal való jelölése, és hulladékának/ürülékének vizsgálata (kódok a szövegben található) (Buczkó és Heltai 2010)

2.1.3. A csillámporok tulajdonságai

A kémiai ellenőrzések során az általunk használt műanyag (poliészter) alapú csillámok sósavban nem mutattak elváltozást. Az alumínium alapú csillám csak tömény sósavban és csak 3-4 nap alatt oldódott fel részlegesen, amely emésztéslettani szempontból nem releváns. A dekorációs csillámok ugyan olcsóbbak, mint a kozmetikai csillámok, azonban minőségük különböző lehet, így alkalmazásuk előtt célszerű minden esetben reprezentatív mintát venni, és az adott tétel kémiai és fizikai tulajdonságait ellenőrizni. A kozmetikai csillámok minőségét viszont folyamatosan ellenőrzik, emiatt az egyes tételek között nem találtunk különbséget. A dekorációs csillámporok esetében egy alkalommal, kereskedői félretájékoztatás miatt, abban a hiszemben voltunk, hogy a már előzetesen letesztelt csillámpor márkát szereztük be külföldről, és ezt használtuk egyik terepi vizsgálatunk során. Egy idő múlva viszont azt tapasztaltuk, hogy a csillámok elveszítették az eredeti színüket és azonos, ezüst színnel jelöltek. Ezek után elvégeztük ennek a csillámnak kémiai és zárt körülmények közötti vizsgálatát is. Ez a rossz minőségű csillám a sósavas tesztek során veszített a színéből. Az állatok hullatékában, bár azt jól láthatóan jelölte, a csillámok a harmadik nap után viszont már elveszítették az eredeti színüket, így azonosításra nem voltak alkalmasak. A csillámok mikroszkópos képe ugyanakkor a sósavas emésztést követően sem mutatott elváltozást.

A csillámporok etetési tesztekben való vizsgálatainak eredményei alapján megállapítottuk, hogy a csillámmal jelölt takarmányok etetését követő időszakban a vizsgált állatfajok egyedei közül egyik sem mutatott eltérést a normálistól, sem táplálkozásában, sem ürítésében, sem viselkedésében, a hulladék célzott jelöltségén kívül. Azt is megállapítottuk, hogy a csillám, fajtól függően, leghamarabb 2-3, legkésőbb 24 órán belül megjelent a hulladék/ürülék felszínén, és bár az idő előre haladtával csökkenő mértékben, szintén fajtól függően két, esetenként öt napon túl is jelölte azt (3. táblázat).

A ragadozó fajok közül a kutyával végzett kísérletek során, a kicsi, a nagy és az óriás csillám jelölő tulajdonságait vizsgáltuk. A jelölőanyagot különféle táplálékba/csalétekbe keverve adagoltuk, amit a kutya jóízűen megevett. Átlagosan 24 óra elteltével feltűnően és csillámmal vastagon fedett, 1-2 db ürüléket találtunk. Mindhárom méretű csillám jól és feltűnően jelölt. Később, 48 óra elteltével, általában újabb 1-2 db, szabad szemmel még láthatóan jelölt ürüléket találtunk, azonban az első napinál már kevésbé észrevehető mértékben. Az ürüléket megtörve, annak belső felszínén is láthatóak voltak a csillámok. Öt esetben 72 óra, két esetben pedig már 48 óra elteltével sem volt szabad szemmel látható

csillám sem az ürülék felszínén, sem annak belsejében. Az első jelölést nem tartalmazó ürülék előtt összesen 3-5 db jelölt ürüléket találtunk, kivéve a mézbe kevert csillám esetében, amikor mindössze 2 db-ot, illetve a jelölt csirkefar-hát esetében, amikor viszont 7 darabot.

Kontroll kísérletként két alkalommal elvégeztük a Delahay és munkatársai (2000) által leírt, 2 mm-es átmérőjű gyönggyel való jelölést is, párhuzamosan a csillám használata mellett. Kíváncsiak voltunk, hogy a gyönggyel jelölt táplálékot a kutya megeszi-e, és hogy a gyöngy hogyan és meddig jelöl. A kutya megette ezt a kezelt csalt is, 24 óra elteltével a csillám már figyelemfelkeltően csillogott a hullatékban, és a gyöngy is megtalálható volt annak felszínén. Később, 48 óra elteltével, a csillám a felszínen még mindig jól észrevehető módon jelölt a gyöngyökből azonban a felszínen csak 1-1 db-ot, azt is csak részben lehetett látni. A vizsgálat végén, 72 óra elteltével 2 újabb ürüléket találtunk, ebből az egyik még szabad szemmel látható módon jelölt volt csillámmal, gyöngyöt csak az ürüléket teljesen szétkenve találtunk. A szabad szemmel már láthatóan nem jelölt ürülékek kimosásával, újabb csillámokat érdemben nem tudtunk kimutatni.

A vadászgörény esetében az etetés után 24 órával már megjelent a csillám az ürülékek felszínén. Összesen 5-5 jelölt ürüléket találtunk 48 óra alatt, ezt követően azonban szabad szemmel láthatóan jelölt ürüléket már nem találtunk.

Faj	Felhasznált csillám mérete	A csillám hullatékban/ürülékben való megjelenésének kezdete	A csillám kimutathatóságának időtartama	Megjegyzés
Egér	Apró és kicsi	Kb. 2-3 órán belül	Nem vizsgáltuk	Nincs semmilyen a normálistól való eltérés, az ürülékek jól láthatóan jelölődtek.
Nyúl	Apró Kicsi, Nagy	Kb. 3 óra	48-56 óráig 56-72 óráig 48-56 óráig	Az apró csillám szabad szemmel nehezen észlelhető, terepi használata nehézkes lehet. A kis csillám kiválóan látható, és néhány órával tovább ürül, mint az apró és a nagy. A nagy csillám kissé jobban pereg, de már egy szem is könnyen észlelhető
Kutya	Kicsi Nagy Óriás Gyöngy	Kb. 24 óra	2-7 db ürülék/48-72 óra alatt	A felszínen szabad szemmel is jól látható módon jelölt ürülékek. Nem észlelhető számottevő különbség a különböző méretű csillámok jelölőképességben. A csillámok feltűnőbben jelölnek, mint a gyöngy, és a csillám használata praktikusabb. A kutya mindhárom csillámméretet elfogadta.

Faj	Felhasznált csillám mérete	A csillám hullatékban/ürülékben való megjelenésének kezdete	A csillám kimutathatóságának időtartama	Megjegyzés
Vadászgörény	Kicsi Nagy	Kb. 24 óra	5 db ürülék/48 óra alatt	A felszínen szabad szemmel is jól látható módon jelölt ürülékek. A kis és nagy csillám jelölőképessége között nincs számottevő különbség.
Vaddisznó	Kicsi Nagy	Kb. 24-36 órán belül	Kb. 5 napig	A felszínen szabad szemmel is jól látható módon jelölt hullatékok, kimosással további csillámok feltárhatóak.
Házi juh	Kicsi Nagy	Kb. 24 óra	Kb. 5napig	A felszínen kevésbé látható módon jelölt hullatékok, azonban megtörve, a belső felszínen jó jelöltség, kimosással további csillámok feltárhatóak.
Gímszarvas	Kicsi Nagy	Kb. 24 óra	Kb. 5 napig	A felszínen szabad szemmel is jól látható jelöltség, megtörve és kimosva újabb csillámok mutathatóak ki. A kis és nagy csillám jelölőideje között nincs számottevő különbség.

3. táblázat: Különböző fajú állatok hullatékának/ürülékének csillámmal való jelölésének vizsgálata (Buczko és Heltai 2010)

2.1.4. Következtetések

A vizsgálataink eredményei alapján megállapítható volt, hogy a csillámpor, mint újfajta jelölőanyag, kiválóan működött, használatával kapcsolatban számos előnyt tapasztaltunk. A csillámporról – mint táplálékot jelölő anyagról – az állati szervezetre való esetleges hatásait vizsgáló tesztjeink során bebizonyosodott, hogy a vegyi és emésztési folyamatoknak ellenáll. Az emésztést követően mikroszkópos képe nem változott, továbbá a vizsgált állatoknál sem észleltünk semmiféle eltérést, még többszöri, vagy folyamatos etetése során sem. Alkalmazása olcsó és egyszerű, különösebb laboratóriumi felszerelést és speciális szakértelmet nem igényel. A vizsgált állatok egyike sem került el a csillámporral jelölt táplálékot. Változatos méreténél fogva számos állatfaj tápláléka jelölhető vele, könnyen kezelhető és nem igényel különleges tárolást. Növényi és állati eredetű táplálék egyaránt jelölhető. Tehát praktikusabb és univerzálisabb jelölő anyag, mint pl. a gumireszelék (Katona és munkatársai 2014), a gyöngy (Delahay és munkatársai 2000), vagy a műanyag darabkák (Rösner és Selva 2005). Ezek ugyanis bizonyos állatfajok esetében jól beváltak, de használatuk sok állatfaj, illetve tápláléktípus jelölése esetében nehézkes vagy lehetetlen.

A csillám a hullatékokból és az ürülékekből is könnyen kimutatható. Állatfajtól függően különböző mértékben, de minden esetben szabad szemmel is jól láthatóan megjelenik a hulladék, illetve az ürülék felszínén és annak belsejében is. Ha a jelölés már nem eléggé intenzív és csak néhány csillám látható rajta, akkor is „*kicsillog*” a hullatékból, így nem kell feltétlenül alávetni további kezelésnek (Delahay és munkatársai 2000), bár a szétdarabolás itt is újabb, belső csillámok feltárását teszi lehetővé. A csillám darabszámát tekintve egységnyi térfogatban nagyságrendekkel több jelölő részecskét tartalmaz, mint a gyöngy. Így alkalmas egészen kis mennyiségű csali falatok nagymennyiségű jelölőanyaggal való ellátására. A szabad szemmel való megfigyelésen kívül áztatás, átmosás, vagy egyéb folyadékkal történő feltárás is alkalmazható kimutatására. Ezekre azonban csak akkor van szükség, amikor a csillám jelenléte szabad szemmel már nem látható a felszínen. A jelölt táplálékkal való etetést követően a csillám a hullatékban, illetve az ürülékben fajtól függően 3 és 24 óra között jelenik meg, és szabad szemmel is jól látható módon jelöli azt. Ez a jól látható jelölés, fajoként és táplálkozási formától függően, időarányosan csökkent. **A csillámporos jelölés sokféle vizsgálat elvégzésére alkalmas, perspektivikus módszer. Használható például emlősök táplálkozásbiológiai, köztük takarmányhasznosítási, valamint területhasználati, mozgáskörzetre vonatkozó, mozgáskörzet nagyságra és társas szerveződésre irányuló vizsgálatokban és így jelenlét/hiány (monitoring) vizsgálatokra is.** A módszert több vizsgálatban is alkalmaztuk, vagy alkalmazták kollégáink. A módszer segítségével készült legjelentősebb vizsgálatban vaddisznók vadaskerten belüli területhasználatának leírásához alkalmazták (Újváry és munkatársai 2014).

2.2. Az aransakál akusztikus állománybecslése

A csoportban élő állatoknál a hangadás a csoport tagjai közötti kapcsolatokat erősíti. Segíti az egymástól távol levő állatok érintkezését, áthatol a természetes akadályokon, gyorsan terjed (a hangterjedése 343 m/sec) és könnyen képezhető. Nagy az információ átvitel lehetősége, szelektív, valamint ott és akkor is hatékony ahol, és amikor a vizuális jelek már használhatatlanok. A nagytestű és közepes emlős ragadozók, így például a szürkületben és éjjel aktív aransakál is – többek között a territórium birtoklását jelzik hangadással. Ezért a hang alapján történő (akusztikus) állományfelmérés az aransakálnál jól alkalmazható. A módszer alapja, hogy a felmérést végzők által lejátszott sakálfalka üvöltésére (a territoriális

hangjelzésre) válaszolnak a területen élő sakálok (Giannatos és munkatársai 2005, Jaeger és munkatársai 1996, Szabó és munkatársai 2004).

Ezt a megoldást sikeresen alkalmazzák más, szociális csoportban élő és részben hanggal is kommunikáló, ragadozó fajok esetében, mint például szürke farkas, prérifarkas, panyókás sakál (*Canis mesomelas*), oroszlán (*Panthera leo*), foltos hiéna (*Crocuta crocuta*) és vadkutya (*Lycaon pictus*) felmérésére is (Creels és Creel 1996, Fuller és Sampson 1988, Harrington és Mech 1982, Mills és munkatársai 2001, Nowak és munkatársai 2007, Robbins és McCreery 2003).

A módszer előnye, hogy gyors, könnyen alkalmazható és viszonylag olcsó. Hátránya viszont, hogy különösen az elterjedés peremén gyakori a territoriális családok hiánya, vagyis nem válaszolnak, de a felmérőt sok esetben ekkor is megközelíthetik. Ezért célszerű a kézi reflektor kiegészítő alkalmazása is, ám a magas növényzet takarása miatt és egyéb okokból ezt esetenként csak korlátozottan lehet alkalmazni. Jó időjárás és megfelelő terepi adottságok mellett reflektoros bevilágítással 250 méter távolságból is felismerhetők (testtartás, mozgás, zölden fluoreszkáló szem alapján) a sakálok. A másik probléma, amit a felmérők gyakran elfelejtenek, hogy a válasz hiánya nem jelenti feltétlenül azt, hogy sakál nem fordul elő az adott területen, csak azt, hogy valamiért nem kaptunk választ.

Az akusztikus felmérés során használt eszközök: egy 12V-ról üzemelő kompakt erősítő, melyet egy tölcseres hangszóróval illetve egy MP3 lejátszóval csatlakoztatunk. A hanghordozóról fél perc hosszúságú sakálüvöltést játszunk le, mely az ember számára megközelítően 1 km-ről hallható. Ezért, valamint a lehető legkisebb zavarás érdekében a megállási pontokat lakott területektől legalább 1 km-re, egymástól 2 km-re jelöljük ki úgy, hogy az különösebb nehézség nélkül bármikor megközelíthető legyen. Minden egyes pont koordinátáját GPS segítségével rögzítjük. A felmérés tavasszal (február- március, a sakálok szaporodási időszaka), valamint ősszel (október-november, amikor a családi csoport együtt van) sötétedés után, szél- és csapadékmentes időjárás mellett végezzük. A sakálhangot egy megállóhelyen háromszor játsszuk le, 4-4 perces szünetekkel.

Vizsgálataink során többféle üvöltést játszottunk le, egyrészt a görög WWF-től kapott 32 másodperces felvételt, másrészt saját rögzített hanganyagainkat. Hangfelvételhez egy MicroTrack 24/96 típusú digitális, professzionális hangrögzítőt és egy AudioTechnica AT815b puskamikrofont használtunk. Pontonként feljegyeztük a válaszadás tényét, vagy annak hiányát, válaszadás esetén a sakálok létszámát (1, 2, illetve 2-nél több egyed) és a válasz északhoz (0°) viszonyított irányszögét. A minimális családsűrűség egységnyi területen a minimális családszám és a teljes bejárt (lefedett) terület nagyságának arányából határozható

meg. Az egyedsűrűség azonban a csoporton belüli egyedszintű elkülönítés nehézsége miatt csak korlátozottan becsülhető (Lanszki és munkatársai 2007, Szabó és munkatársai 2004).

Az adatok feldolgozása során először a felmérési pontokat jelenítettük meg térképen. A térinformatikai feldolgozáshoz OziExplorer (D&L Software Pty Ltd.) segítségével transzformáltuk az adatokat, amelyeket aztán az Arcview 3.1-es verziójával (ESRI, USA) dolgoztuk fel. Az irány, az időpont és a megállási helyek alapján következtetni lehet arra, ha két különböző megállónál ugyanazt az egyedet, vagy egyedeket hallottuk/hallhattuk, így azokat ki lehetett zárni a sűrűségbecslés során. A felmérés eredményét minden egyes megállónál (felmérési pontnál) 1 km sugarú körre, azaz 314 hektárra vonatkoztatjuk ($r^2\pi$). Ez alapján kiszámolható a felmért terület nagysága. A minimális családszámot a válaszoló családok számának összeadásával, a minimális családsűrűséget pedig ennek és a bejárt teljes terület hányadosának kiszámításával kaptuk. Terepi tapasztalatok azt mutatják (Jaeger és munkatársai 1996), hogy az egy csoporton belül üvöltő sakálok számát pontosan nem lehet meghatározni, mert kettőnél több egyed hangja már nem különböztethető meg egyértelműen. Ezért kettő vagy annál több egyszerre üvöltő egyedet egy családnak számoltunk.

Az akusztikus állományfelmérést az aranykakóval kapcsolatos munkáinkban 2003-óta folyamatosan, és sikeresen, alkalmazzuk, a módszer terepi végrehajtását és eszközeit a hazai és nemzetközi tapasztalatok alapján folyamatosan fejlesztettük. Az akusztikus felmérés eredményeit egyes területek létszámbecslése mellett, a terjedés lehetséges útvonalainak meghatározására, élőhely alkalmassági vizsgálatokra és hosszú távú monitorozási munkák eredményeinek értékelésében egyaránt felhasználtuk (Heltai és munkatársai 2014, Heltai és Szabó 2005, Szabó és munkatársai 2004, 2006, 2007, 2008, 2009a és 2009b).

2.3. A szörgyűjtésen alapuló módszerek

A nem invazív monitorozó módszerek közül a szörgyűjtésen alapuló és a szörökben rejlő információs lehetőségeket kihasználó megoldások a ragadozó fajok vizsgálataiban kifejezetten népszerűek. A szőrszálak összegyűjthetők természetes "szörgyűjtő" helyekről (pl. bokrokról, búvó-kotorékhelyek környékéről, sziklákról), vagy éppen a gyűjtést helyettünk elvégző énekesmadarak fészkeiből (Patkó és munkatársai 2014, Tóth 2008). Készíthetünk aktív szörgyűjtő eszközöket, mint például dörgölődző párnákat, keféket, módosított csapdákat, speciális karámokat is (Kendalendal és McKelvey 2008). A módszer családjának terjedésének és elterjedésének alapja azok jó alkalmazhatósága és viszonylagos olcsósága

(Long és munkatársai 2007), továbbá nem elhanyagolható módon a sikeres vizsgálatok eredményei iránti nemzetközi érdeklődés, azaz a jó publikálhatóság.

Az alkalmazható aktív szörgyűjtő eszközök skálája és a hatékonyság növelésére irányuló megoldások széleskörűek. Vizsgálatunkban a rendszerezített terepi adatgyűjtésekre alkalmas módszerek fejlesztését és kipróbálását a számításba vehető megoldások áttekintésével kezdtük meg. Ennek oka, hogy az európai fajok esetében viszonylag kevés tapasztalat áll rendelkezésre (pl.: Anile és munkatársai 2012, Steyer és munkatársai 2013) és bár a többnyire zárttéri tesztelesek sikeresek voltak (Heurich és munkatársai 2012, Patkó és munkatársai 2016), természetes körülmények között történő alkalmazhatóságával és sikerességével kapcsolatban számos probléma merül fel (Anile és munkatársai 2012, Comer és munkatársai 2011, Portella és munkatársai 2013). A sikeresség függhet például a választott eszköz típusától, az attraktánsok alkalmazásától és típusától, de éppúgy a vizsgált faj elterjedtségétől, gyakoriságától is.

2.3.1. Nemzetközi tapasztalatok

A 26 áttekintett irodalmi forrás 35 faj esetében gyűjtött jelenlét adatokat különböző eszközök segítségével. Ezek közül 14 publikáció palearktikus területen, 12 pedig a nearktikus területeken végzett vizsgálatok eredményeit mutatta be. A szörgyűjtés nagyragadozókra, valamint kis és közepes testű macska, illetve menyétfélékre (vadmacska /*Felis catus silvestris*/, vidra, borz, nyuszt /*Martes martes*/) és kutyafélékre terjedt ki (4. táblázat).

Észak Amerika		Európa		Kategória név
Közönséges név	Tudományos név	Közönséges név	Tudományos név	
Kanadai hiúz	<i>Lynx canadensis</i>			Hiúz
Észak-amerikai hiúz	<i>Lynx rufus</i>			
		Eurázsiai hiúz	<i>Lynx lynx</i>	
Barnamedve	<i>Ursus arctos</i>	Barnamedve	<i>Ursus arctos</i>	Medve
Grizzli medve	<i>Ursus arctos horribilis</i>			
Kutya	<i>Canis lupus familiaris</i>	Kutya	<i>Canis lupus familiaris</i>	Kutyaféle
Szürke farkas	<i>Canis lupus</i>	Szürke farkas	<i>Canis lupus</i>	
Préri farkas	<i>Canis latrans</i>			
		Aranyakál	<i>Canis aureus</i>	
		Vadmacska	<i>Felis catus silvestris</i>	Kistestű macska féle
Házimacska	<i>Felis catus</i>	Házimacska	<i>Felis catus</i>	

Észak Amerika		Európa		Kategória név
Közönséges név	Tudományos név	Közönséges név	Tudományos név	
Kanadai vidra	<i>Lutra canadensis</i>			Vidra
		Eurázsiai vidra	<i>Lutra lutra</i>	
		Eurázsiai borz	<i>Meles meles</i>	Borz
Halász nyest	<i>Pekania pennanti</i>			Nyestfajok
Amerikai nyest	<i>Martes americana</i>			
		Nyest	<i>Martes foina</i>	
		Nyuszt	<i>Martes martes</i>	

4. táblázat: Az irodalmi forrásokban vizsgált fajok és azok összevonása az értékelés során (Patkó és munkatársai 2016)

A hiúzzal kapcsolatos vizsgálatok többségénél (n=7, 88%) dörgölődő keféket és párnákat alkalmaztak, míg a kistestű macskaféléknél csak a keféket, de a párnákat nem alkalmazták (n=5, 80%). A kutya-félék esetében két vizsgálatban is (40%) madárfészkekből gyűjtöttek sikeresen szőrszálakat, míg másik két esetben a macskaféléknél is alkalmazott dörgölődő felületeket alkalmazták. A medve-félék esetében a természetes szőrgyűjtő felületek minden esetben (n=5, 100%) mintákat szolgáltatottak, de szöges dróttal körbetekert dörgölődő fákat és oszlopokat is sikeresen alkalmaztak (n=3, 60%). A két vidrával kapcsolatos adatgyűjtés során egy esetben módosított ládacsapdákat, egy másikban pedig madárfészkekből gyűjtött szőrszálakat használtak. A borz esetében két alkalommal (67%) szintén madárfészkekből gyűjtöttek szőrszálakat, de a váltóra és a kotorék bejáratához elhelyezett dróthurok is sikeres volt (33%). A nyestfajok esetében a különböző módosított (az egyedeket nem megfogó) csapdákat alkalmazták sikeresen (n=5, 62.5%) (5. táblázat).

Csoport/faj	Dörgölődő párna	Kefe	Szőrgyűjtő karám	Dörgölődő fa vagy oszlop	Szőrgyűjtő hurok váltón	Odúk és ládacsapdák	Módosított lábfogók és hurok	Természetes felületek	Fészkek	Forrás
Hiúz		+								Schmidt & Kowalczyk 2006
	+									Long és munkatársai 2007
		+								Ruell & Crooks 2007
									+	Tóth 2008
		+								Comer és mtsai. 2011
		+								Heurich és

Csoport/faj	Dörgölődő párna	Keke	Szőr-gyűjtő karám	Dörgölődő fa vagy oszlop	Szőr-gyűjtő hurok váltón	Odúk és láda-csapdák	Módosított lábfogók és hurkok	Természetes felületek	Fész-kek	Forrás
										munkatársai 2012
	+									*Matthew 2012
	+									Davoli és mtsai. 2013
<i>Kistestű macskaféle</i>									+	Tóth 2008
		+								#Anile és mtsai. 2012
		+								Hanke & Dickman 2013
		+								Steyer és mtsai. 2013
		+								Kéry és mtsai. 2010
<i>Kutyaféle</i>									+	Patkó és mtsai. 2014
		+								Ruell & Crooks 2007
									+	Tóth 2008
	+									Ausband és mtsai. 2011
	+									*Matthew 2012
<i>Medve</i>								+		Pérez és mtsai. 2009
								+		Karamanlidis és mtsai. 2010
				+				+		Stetz és mtsai. 2010
			+	+				+		Sawaya és mtsai. 2012
				+	+			+		Frosch és mtsai. 2014
<i>Vidra</i>							+			Depue & Ben-David 2007
									+	Patkó és mtsai. 2014
<i>Borz</i>									+	Tóth 2008
					+					Balestrieri és mtsai. 2011
									+	Ondrušová & Adamík 2013
<i>Nyestfajok</i>						+				Pauli és mtsai. 2008
									+	Tóth 2008
						+				Williams és mtsai. 2009
						+				Mullins és mtsai. 2010
									+	Ondrušová & Adamík 2013
						+				Zielinski és mtsai. 2013

Csoport/faj	Dörgölődő párna	Kefe	Ször-gyűjtő karám	Dörgölődő fa vagy oszlop	Ször-gyűjtő hurok váltón	Odúk és láda-csapdák	Módosított lábfogók és hurkok	Természetes felületek	Fész-kek	Forrás
						+				Olson és mtsai. 2014
	+									#Long és munkatársai 2007

5. táblázat: A különböző vizsgálatokban alkalmazott eszközök (Patkó és munkatársai 2016) (#=nemgyűjtött mintát; *=nagyon kevés mintát gyűjtött, sikertelennek tekinthető vizsgálat)

A vizsgálatok többségében (n=23, 61%) a ször-gyűjtés sikerességét különböző csalik és folyékony attraktánsok segítségével növelték. Ez utóbbiakat 19 alkalommal (40%), míg a különböző csalik használatát 7 (15%) esetben írták le a 47 különböző adatgyűjtés során. A hiúz és macskafélék esetében ez az arány nagyobb volt (n=7, 88%, n=4, 80%; Anile és munkatársai 2012, Comer és munkatársai 2011, Davoli és munkatársai 2013, Hanke & Dickman 2013, Heurich és munkatársai 2012, Kéry és munkatársai 2010, Long és munkatársai 2007, Matthew 2012, Ruell & Crooks 2007, Schmidt & Kowalczyk 2006, Steyer és munkatársai 2013). Attraktánsként macskamentát és hód kasztóriumot használtak a hiúzféléknél, a kistestű macskaféléknél pedig valeriánát és macskamentát. Többnyire, vagy egyáltalán nem alkalmaztak csalogató anyagokat a medveféléknél (az esetek 80%-ban: Frosch és munkatársai 2014, Karamanlidis és munkatársai 2010, Pérez és munkatársai 2009, Sawaya és munkatársai 2012, Stetz és munkatársai 2010), és a borzok vizsgálata során (Balestrieri és munkatársai 2011, Ondrušová & Adamík 2013). A nyestfélék esetében a vizsgálatok többségében (n=6, 75%), csalifalatokat, vagy a kereskedelembe kapható szaganyagokat alkalmaztak, de a csalizás nélküli vizsgálatok sem voltak sikertelenek (Long és munkatársai 2007, Mullins és munkatársai 2010, Ondrušová & Adamík 2013, Pauli és munkatársai 2008, Tóth 2002 és Tóth 2003, Williams és munkatársai 2009, Zielinski és munkatársai 2013). Az értékelt vizsgálatok alapján a nagyobb testű fajok esetében különböző dörgölődő felületek, a kisebb testűeknél pedig a bebújásra lehetőséget adó, módosított csapdák voltak igazán sikeresek (6. táblázat).

Faj	Módszer	Attraktáns
<i>Hiúz</i>	dörgölődő eszköz és madár fészek	macskamenta és hód kasztórium
<i>Kistestű macskafélék</i>	dörgölődő eszköz és madár fészek	macskagyökér (valeriána)
<i>Medve</i>	dörgölődő fa és ször-gyűjtő karám	speciális illat, vagy attraktáns nélkül

Faj	Módszer	Attraktáns
<i>Borz</i>	madárfészek	-
<i>Nyestfajok</i>	odúk és módosított ládacsapdák	csali falatok

6. táblázat: A legsikeresebben alkalmazott módszerek és a vizsgálatok céljai (Patkó és munkatársai 2016)

Fontos azonban azt is látni, hogy a sikeres vizsgálatok többsége a célfajok elterjedési területének központjában (n=32, 84%) történt. Az egyes fajok area-peremi területeiről ritkán (n=3, 8%), vagy csak zárttéri tesztelési eredményeket publikáltak (n=3, 8%, 7. táblázat).

Faj	Központ	Perem	Zárttéri teszt	Forrás
<i>Hiúz</i>	+			Schmidt & Kowalczyk 2006
	+			Long és munkatársai 2007
	+			Ruell & Crooks 2007
		+		Tóth 2008
	+			Comer és munkatársai 2011
			+	Heurich és munkatársai 2012
	+			Matthew 2012
	+			Davoli és munkatársai 2013
<i>Kistestű macskaféle</i>	+			Tóth 2008
	+			Anile és munkatársai 2012
	+			Hanke & Dickman 2013
	+			Steyer és munkatársai 2013
	+			Kéry és munkatársai 2010
<i>Kutyaféle</i>	+			*Patkó és munkatársai 2014
	+			Ruell & Crooks 2007
	+			*Tóth 2008
	+			Ausband és munkatársai 2011
	+			Matthew 2012
<i>Medve</i>	+			Pérez és munkatársai 2009
	+			Karamanlidis és munkatársai 2010
	+			Stetz és munkatársai 2010
	+			Sawaya és munkatársai 2012
	+			Frosch és munkatársai 2014
<i>Vidra</i>	+		+	Depue & Ben-David 2007
		+		Patkó és munkatársai 2014
<i>Borz</i>	+			Tóth 2008

Faj	Központ	Perem	Zárttéri teszt	Forrás
	+			Balestrieri és munkatársai 2011
	+			Ondrušová & Adamík 2013
Nyestfajok	+		+	Pauli és munkatársai 2008
	+			Tóth 2008
	+			Williams és munkatársai 2009
	+			Mullins és munkatársai 2010
	+			Ondrušová & Adamík 2013
		+		Zielinski és munkatársai 2013
	+			Olson és munkatársai 2014
	+			Long és munkatársai 2007

7. táblázat: A vizsgálatok sikeressége a célzott faj elterjedési területének alapján (Patkó és munkatársai 2016) (#=nemgyűjtött mintát; *=nagyon kevés mintát gyűjtött, sikertelennek tekinthető vizsgálat)

2.3.2. A szőrgyűjtésre alkalmas módszerek zárttéri tesztelése

2.3.2.1. Az alkalmazható eszközök tesztelése

A nemzetközi vizsgálatokból levonható tanulságok, valamint "A fenntartható természetvédelem magyarországi Natura 2000-es területeken" program céljai (molnárgörény, vadmacska, hiúz, farkas és vidra) ismeretében választottunk ki és készítettünk el különböző szőrgyűjtő eszközöket és teszteltük azokat a Budakeszi Vadasparkban, hiúzon, vadmacskán, barna medvén, aranyasakálon, nyesten és vadászgörényen.

A közönséges nyestnél (*Martes foina*) és a közönséges görénynél (*Mustela putorius*) a PVC csőcsapdát és a módosított ládacsapdát egyaránt 4 x 1 hétig teszteltük, a szaganyag nélküli dörgölődzőpárnákat pedig 1 hétig. A vadmacskánál a módosított ládacsapda 3 x 1 hétig volt kihelyezve, a szaganyag nélküli-, és a szaganyaggal kezelt dörgölődzőpárnák pedig 1-1 hétig. Az eurázsiai hiúznál a szaganyag nélküli-, és a szaganyaggal kezelt dörgölődzőpárnák is 1-1 hétig voltak tesztelve. Az aranyasakál és a barnamedve (*Ursus arctos*) esetében a szaganyag nélküli dörgölődzőpárnák 1 hétig, továbbá a barnamedvéknél a szaganyaggal kezelték pedig 2 x 1 hétig.

A tesztek során tehát három típust próbáltunk ki: módosított ládacsapdát, PVC csőcsapdát és dörgölődző párnát:

- A módosított ládacsapda fémből készült, egyik végén nyitott, 15x15x85 cm méretű. A csapdába a szörszedő felületeket (drótkefe, szögesdrót, tépőzár, kétoldalú ragasztó) tűzőgép segítségével lambéria darabokra erősítettük, és egy vékony szálú drót segítségével rögzítettük a módosított ládacsapda nyitott oldalának a tetejére. Annak érdekében, hogy az állat számára a belső teret még jobban szűkítsük, így még nagyobb legyen az esély arra, hogy az állat hozzáér a szörszedő felülethez, a lambéria és a csapda teteje közé - a drótkefés szörgyűjtő kivételével - spirálrugót erősítettünk. A csalit a ládacsapda zárt végébe helyeztük, így ha az állat bement érte, érintkeznie kellett a szörgyűjtő felülettel.
- A PVC csőcsapdából 10,5 cm, és 12,5 cm átmérőjűt használtunk. Mindkét átmérő esetében a csőcsapdák hossza 45 cm volt. A csapdák mindkét végükön nyitottak, a szörgyűjtő felületeket (drótkefe, szögesdrót, tépőzár, kétoldalú ragasztó) tűzőgép segítségével műanyag lemezekre (hosszuk megegyezik a PVC cső hosszával) erősítettük, ezt pedig csavarokkal rögzítettük a PVC cső tetejére. A csalit a cső belsejében, középen helyeztük el, így az állat a cső bármelyik oldaláról is megy be, mindenféleképpen érintkezik a szörgyűjtő felülettel.
- A dörgölöző párnák (csavaros, tépőzáras, drótkefés) 10x10 cm-es nagyságú sárga szőnyeg, dörzsi, zöld nemez és fekete lábtörlő alappal rendelkeztek. A sárga szőnyeg, és a dörzsi alapú párnákba 8-10 db csavart szúrtunk, a zöld nemez alapon két sávban - tűzőgép segítségével - tépőzárakat rögzítettünk, a fekete lábtörlő alapra pedig - ugyan csak tűzőgép segítségével drótkefét rögzítettük. A dörgölöző párnákat, először attraktáns (szaganyag) nélkül próbáltuk ki az összes vizsgált fajon. Ezt követően a legtöbb szőrt szedő típust kiválasztva, az eurázsiai hiúzon, a vadmacskán, a szürke farkason és a barna medvén elvégeztük a szaganyaggal való kezelést (macskamenta, macskagyökér, macskamenta-macskagyökér keverék, rothasztott húslé) követően is a teszteket.

Az attraktáns nélküli dörgölöző párnás vizsgálatokon kívül a vadmacskánál kipróbálásra került a ládacsapda, a közönséges nyest és közönséges görény fajoknál pedig a PVC csőcsapdákat és a módosított ládacsapdákat próbáltuk ki.

A tesztek során a csapdákat, illetve szörszedő eszközöket hetente cseréltük, bennük a csalit csak akkor, ha azt kiették, illetve, ha 3-4 nap elteltével is a csapdában hagyták. A csapdába berakott csali az állat egy napi takarmányadagja volt (tengerimalac /*Cavia porcellus*/, csincsilla /*Chinchilla lanigera*/, szopós nyúl, napos csibe /*Gallus gallus*

domesticus/, macskakonzerv). A csapdákat naponta ellenőriztük. A szőrgyűjtő felületek cseréjénél, azokat óvatosan kivéve a csapdából egyenként, légmentesen zárható műanyag tasakba helyeztük. Kevés szőrt gyűjtő csapda volt az, ahol a szőrszálak mennyisége nem haladta meg a 25-öt, jelentős számban voltak viszont olyanok, amelyekben több mint 25 szőrszálat találtunk.

A tesztek végeztével a begyűjtött szőrgyűjtő eszközökön található szőröket megszámláltuk. A dörgölődzőpárnákat a szaganyag nélküli teszteknel szándékosan olyan helyre helyeztük ki, ahol az állatok sokat tartózkodnak, mert ennél a tesztnél azt vizsgáltuk, hogy a négy eszköz közül melyik gyűjti a legtöbb szőrt. Ezt követően- a legtöbb szőrt gyűjtő eszközt kiválasztva- elvégeztük az attraktáns kezeléssel teszteket, ezeket már az állatok által kevésbé látogatott helyekre rögzítve a dörgölődzőpárnákat, azokat szaganyaggal átitatva. Itt azt vizsgáltuk, hogy melyik szaganyag csalogatja oda az állatokat a párnához. A szőrgyűjtők értékelése a gyűjtött szőr mennyisége alapján történt.

A tesztek során begyűjtött eszközöket háromféleképpen értékeltük. Először a csapdák és az állatok kapcsolatát vizsgáltuk. Második értékelési szempont az volt, hogy a szőrgyűjtő eszközök gyűjtenek-e szőrt, vagy sem. Ezt, az eszközök leszerelését követően, a légmentesen zárható műanyag tasakba helyezés előtt lehetett megvizsgálni. Harmadik szempont pedig az volt, hogy az eszköz mekkora hatásfokkal működik (rendszeresen sok szőrt gyűjt; szőrt gyűjt; nem gyűjt szőrt) (8. táblázat).

Faj neve	Csapda típusa	Szőrgyűjtő eszköz	Szőrgyűjtő hatékonysága	Csali/attraktáns
Aranysakál	dörgölőző párna (attraktáns nélkül)	sárga szőnyeg alap- csavar	megrongálódott	-
		dörzsi alap- csavar	nem gyűjtött szőrt	
		fekete lábtörő alap- drótkefe	sok szőrt gyűjtött	
		zöld nemez alap- tépőzár	megrongálódott	
Közönséges görény	PVC (105 mm)	kétoldalú ragasztó	sok szőrt gyűjtött	napi takarmányadag
		tépőzár	nem gyűjtött szőrt	
		szögesdrót	kevés szőrt gyűjtött	
		drótkefe	sok szőrt gyűjtött	
	módosított ládacsapda		nem lett kipróbálva	napi takarmányadag
		kétoldalú ragasztó	sok szőrt gyűjtött	
		tépőzár	kevés szőrt gyűjtött	

Faj neve	Csapda típusa	Szörgyűjtő eszköz	Szörgyűjtő hatékonysága	Csali/attraktáns
	dörgölőző párna	szögesdrót	sok szört gyűjtött	-
		drótkefe	megrongálódott	
		sárga szőnyeg alap- csavar	kevés szört gyűjtött	
		dörzsi alap- csavar	kevés szört gyűjtött	
		fekete lábtörő alap- drótkefe	sok szört gyűjtött	
		zöld nemez alap- tépőzár	kevés szört gyűjtött	
Vadmacska	módosított ládacsapda		nem lett kipróbálva	napi takarmányadag
		kétoldalú ragasztó	nem gyűjtött szört	
		tépőzár	nem gyűjtött szört	
		drótkefe	nem gyűjtött szört	
	dörgölőző párna (attraktáns nélkül)	sárga szőnyeg alap- csavar	nem gyűjtött szört	-
		dörzsi alap- csavar	nem gyűjtött szört	
		fekete lábtörő alap- drótkefe	kevés szört gyűjtött	
		zöld nemez alap- tépőzár	kevés szört gyűjtött	
	dörgölőző párna (attraktánssal)	fekete lábtörő alap- drótkefe	nem gyűjtött szört	macskamenta
		fekete lábtörő alap- drótkefe	nem gyűjtött szört	macskagyökér
		fekete lábtörő alap- drótkefe	nem gyűjtött szört	macskamenta-macskagyökér keverék
Eurázsiai hiúz	dörgölőző párna (attraktáns nélkül)	sárga szőnyeg alap- csavar	kevés szört gyűjtött	-
		dörzsi alap- csavar	nem gyűjtött szört	
		fekete lábtörő alap- drótkefe	sok szört gyűjtött	
		zöld nemez alap- tépőzár	sok szört gyűjtött	
	dörgölőző párna (attraktánssal)	fekete lábtörő alap- drótkefe	nem gyűjtött szört	macskamenta
		fekete lábtörő alap- drótkefe	kevés szört gyűjtött	macskagyökér
		fekete lábtörő alap- drótkefe	nem gyűjtött szört	macskamenta- macskagyökér keverék
Közönséges nyest	PVC (125 mm)		nem lett kipróbálva	napi takarmányadag

Faj neve	Csapda típusa	Szörgyűjtő eszköz	Szörgyűjtő hatékonysága	Csali/attraktáns
		kétoldalú ragasztó	sok szórt gyűjtött	
		tépőzár	nem gyűjtött szórt	
		szögesdrót	nem gyűjtött szórt	
		drótkefe	sok szórt gyűjtött	
	módosított ládacsapda		nem lett kipróbálva	napi takarmányadag
		kétoldalú ragasztó	kevés szórt gyűjtött	
		tépőzár	sok szórt gyűjtött	
		szögesdrót	kevés szórt gyűjtött	
		drótkefe	sok szórt gyűjtött	
	dörgölőző párna	sárga szőnyeg alap- csavar	megrongálódott	-
		dörzsi alap- csavar	megrongálódott	
		fekete lábtörő alap- drótkefe	megrongálódott	
		zöld nemez alap- tépőzár	megrongálódott	
Barnamedve	dörgölőző párna	sárga szőnyeg alap- csavar	nem gyűjtött szórt	napi takarmány
		dörzsi alap- csavar	nem gyűjtött szórt	
		fekete lábtörő alap- drótkefe	kevés szórt gyűjtött	
		zöld nemez- tépőzár	kevés szórt gyűjtött	
		sárga szőnyeg alap- csavar	megrongálódott	macskamenta; macskagyökér, macskamenta- macskagyökér keverék; rothasztott húslé
		dörzsi alap- csavar		
		fekete szőnyeg alap- drótkefe		
		zöld nemez alap- tépőzár		

8. táblázat: Az alkalmazott szörgyűjtő eszközök és hatékonyságuk (Fehér és munkatársai 2014).

A vizsgálat alatt a hat vizsgált ragadozó fajból összesen 304 szörszálat gyűjtöttünk. A legtöbb mintát a különböző dörgölőző párnák gyűjtötték ($n=125$, $\bar{x}=20,8$, $SD=20,4$), majd sorrendben a módosított ládacsapdák következtek ($n=115$, $\bar{x}=38,3$, $SD=33,3$), a legkevesebb minta pedig a csőcsapdákban származott ($n=64$, $\bar{x}=32$). A legtöbb minta a görénytől ($n=110$, $\bar{x}=10,1$, $SD=10$), a nyesttől ($n=94$, $\bar{x}=14,5$, $SD=10,7$), az aranyakáltól ($n=50$, $\bar{x}=25$) és a hiúztól ($n=38$, $\bar{x}=9,5$, $SD=8,5$) származott. A legsikertelenebbek a vadmacskával ($n=8$, $\bar{x}=1,1$, $SD=2,3$) és a medvével ($n=3$, $\bar{x}=0,7$, $SD=0,9$) kapcsolatban voltunk. A dörgölőző párnák a

sakálnál voltak a legsikeresebbek, míg a módosított ládacsapdák a nyestnél és a görénynél is megfelelően működtek, ahogy mindkét fajnál sikeres volt a csőcsapda is. A dörgölődő párnák szőrgyűjtő felületei közül a drótkefe volt a leghatékonyabb ($n=131$, $\bar{x}=13,1$, $SD=14,9$). Jól működött a ragasztós felület ($n=79$, $\bar{x}=15,8$, $SD=13,5$), míg a csavarok alkalmazása a párnákon nem vált be ($n=16$, $\bar{x}=1,5$, $SD=2,8$).

Az eszközök mellett teszteltük a szőrhatózás hatékonyságát is. Altatás, vagy egyéb módon mozgásképtelené tett egyedekből szőrszálakat gyűjtöttünk: hiútból, nyestből, aranysakálból, borzból, görényből, szürke farkasból, barna medvéből, rókából, mosómedvéből és nyestkutyából is. A gyűjtés a teszt színhelyén, a Budakeszi Vadasparkban történt. A gyűjtés kiterjedt a ragadozó fajok háti, oldali, hasi és fejtájéki szőreire is. Így összesen 11 faj, 4 testtájáról összesen 44 mintával rendelkezünk. A szőrszálakat három, egymástól függetlenül dolgozó szakértőnek adtuk át határozásra, anélkül, hogy a minták származásáról információval rendelkeztek volna (mindhárom szakértő mindegyik mintából több szőrszál is kapott).

A határozások átlagosan 40%-ban voltak sikeresek ($SD=30,1$). A legpontosabban a barnamedve (75%, $SD=30,9$), a borz (67%, $SD=38,5$), a nyestkutya (58%, $SD=16,7$) és a hiúz volt határozható (58%, $SD=31,9$). A határozók ugyanakkor a legkevésbé sikeresek a farkassal és a mosómedvével voltak (mindkét esetben 17%, $SD=19,2$), de ha csak a háti és oldaltájéki szőrszálakat vesszük figyelembe, akkor a határozás sikeressége megkétszereződött (33%). A borz és a barnamedve háti és oldaltájéki szőrszárait 100%-ban jól határozták meg. A nyest és a görény esetében a testtájékok nem gyakoroltak hatást a határozás sikerességére.

Össességében a háti és oldalsó testtájékokról gyűjtött szőrszálak határozása (61%, $SD=29,1$ és 55%, $SD=26,9$) jelentősen sikeresebb volt a hasi és fejtájéki szőrszálaknál (21%, $SD=22,4$ and 24%, $SD=21,5$). A háti és oldaltájéki szőrszálak alkalmazhatósága között nem találtunk különbséget (páros t-teszt: $n=10$; $t=1,49$, $p=0,167$).

2.3.3. A szőrgyűjtésre alkalmas eszközök terepi tesztelése

Az eszközöket a Kiskunsági (KNP) és a Bükki Nemzeti Park (BNP) területén helyeztük ki. A csapdákat kéthetente ellenőriztük, majd kisebb szünetet követően, júliusban és augusztusban a vadmacska második szaporodási időszakában újra kijártunk a vizsgálati területekre ellenőrizni a csapdákat. A csapdák kihelyezésénél több szempontot vettünk figyelembe. Mivel mind a KNP, mind a BNP területeinek több részére helyeztünk ki

csapdákat, fontos volt, hogy azok ellenőrzése minél gazdaságosabb legyen. Emiatt a csapdákat igyekeztünk erdészeti-, illetve turistautak és a természetvédelmi örök által személyautóval már kijárt utak közelében kihelyezni. A csapdákat általában csapák mellé, a ragadozók potenciális pihenőhelyéül szolgáló sziklafalak alá, vagy olyan magaslati pontokhoz raktuk ki ahonnan az állat jól rálát a környező területre. A csapdák kihelyezésénél GPS-szel jelöltük azok pontos helyét.

A csapdák ellenőrzése során feljegyeztük a csapda körüli közvetlen és közvetett jeleket, amennyiben a szőrgyűjtőn, vagy a csapdán találtunk szőrt, annak mennyiségét (darab), a begyűjtött szőrt pedig légmentesen zárható műanyag tasakba tettük. A tesztelés során több féle csalit és szaganyagot is kipróbáltunk. Az attraktánsok: macskamenta, macskagyökér, macskamenta- macskagyökér 50-50%-os keveréke, valamint halolaj és hód-kasztórium voltak. A téli fagyos időszakban a szaganyagokat glicerinnel hígítottuk. A dörgölöző párnás csapdák esetében a szaganyagokat a szőrgyűjtő eszközre rögzített textilre permeteztük. Annak érdekében, hogy minél kevesebb emberi szaganyagot hagyjunk az ellenőrzést minden esetben gumikesztyűben végeztük, illetve a csapdákat szalonnával kentük be. Az alkalmazott csalik a következők voltak: csirke nyak és fej, macska-májkrém. A begyűjtött szőröket az intézet laboratóriumában azonosítottuk.

A Kiskunsági Nemzeti Parkban a vizsgált időszakban az összes kihelyezett csapdában összesen 54 db szőrmintát találtunk. Ezek közül 16 db (29,6%) nem volt beazonosítható, 38 db (70,4%) volt kategorizálható, ebből 24 db (45,4%) volt faj szinten azonosítható. A kimutatásra került fajok: európai őz, vándorpatkány (*Rattus norvegicus*), mezei nyúl (*Lepus europeus*), közönséges görény, házimacska, kutya, borz. A 38 db kategorizálható mintából 24 db (63,2%) származott ragadozótól.

A Bükki Nemzeti Park Igazgatóság területén a vizsgált időszakban a kihelyezett csapdákban összesen 48 db szőrmintát találtunk. Ezen minták közül 16 db (33,3%) nem volt azonosítható. 32 db (66,7%) volt kategorizálható, ebből 19 db (39,6%) volt faj szinten azonosítható. Kimutatásra került fajok: európai őz, patkány (*Rattus sp.*), muflon (*Ovis orientalis*), gímszarvas, európai mókusz (*Sciurus vulgaris*), vörös róka, eurázsiai hiúz. A 32 db kategorizált mintából 12 db minta származott ragadozótól.

A szőrgyűjtésen alapuló módszerek tesztelését és fejlesztését sikeresen publikáltuk (Patkó és munkatársai 2015 és 2016), **majd sikeresen alkalmaztuk elővizsgálatokban** (Patkó és munkatársai 2012 és 2014), **és végeztünk velük terepi vizsgálatokat is.** Ez utóbbiak közül a legfontosabb eredményünk az eurázsiai hiúz mátrai előfordulásának bizonyítása volt.

2.4. A vörös róka és az eurázsiai borz kotoréksűrűségének felmérése egy kijelölt területen

A vörös rókával és az eurázsiai borzzal kapcsolatos vizsgálataink a fajok által ásott, használt kotorékok szisztematikus keresésén, vagy egy-egy adott vizsgálati területen előforduló kotorékok sűrűségének becslésén alapult. A róka és a borz is könnyen fellelhető, jól látható kotorékokat ásnak, amelyeknek elsősorban a kölyöknevelési időszakban, valamint a borz esetében a téli inaktív időszakban van jelentőségük. A kotorékok számának, sűrűségének emiatt közvetlen kapcsolata van a ragadozók állománysűrűségével az adott területen. Egy-egy terület megismeréséhez, a vadászható vagy védett fajok érdekében végzett ragadozógazdálkodáshoz tehát minél pontosabban ismerni szükséges a terület róka és borz állományviszonyait jól jellemző kotoréksűrűséget.

A kotorékfelmérés útvonalait a terület papíralapú, vagy digitális térképén, minden esetben a terepi bejárás előtt terveztük meg (javasolt méretarány legalább 1:10.000-es). Tájékozódáshoz a kétezres évek elejéig hagyományos iránytűt (tájolót), azóta különböző fejlettségű GPS-eket használtunk. A feldolgozást/megjelenítést pedig Google Earth, MapSource, ArcGIS és QGIS programok segítségével végeztük. Fontos technikai szempont volt, hogy a navigációra is használt GPS-nél az úgy nevezett úton tartási automatikát ki kell kapcsolni a téves adatrögzítés elkerülése érdekében.

A vizsgálati területen 500 méterenként jelöltük ki a felmérési útvonalakat, amelyek egymással párhuzamosak voltak. Praktikus megfontolásból az útvonalak kezdő és végpontjai jól megközelíthető beton, vagy földútra estek, így a kezdő vonal kezdő pontja jól azonosítható helyen volt. A vonalakat római számokkal sorszámoztuk. Amennyiben GPS-t használtunk akkor a felmérési vonalakat úgy érdemes kijelölni, hogy azok egész koordináta egységre essenek. A vonalak észak-dél és kelet-nyugat irányúak is lehettek, de ha iránytűvel navigáltunk, mindenképpen az észak-dél irány javasolt, mert az iránytű mutatójával párhuzamosan lényegesen könnyebb navigálni, mint arra merőlegesen.

A felmérés a kezdőpontra érkezés után azonnal megkezdődhet. A tájékozódás a használt eszköztől függött. Tájoló használata esetén érdemes a indulási ponttól néhány száz méteren belül valamely jól látható iránytárgyat kiválasztani, majd annak folyamatos figyelésével gyalogolni. GPS használata esetén viszont a GPS kijelzőjén kell a koordinátát jelezni, majd annak változását figyelve haladni. A tájoló használata ennek ellenére a GPS mellett is segítséget jelenthet. A kezdőpont megkeresése után rögzítettük a kijelölt útvonal jobb és baloldalán a vegetáció típusát és a látótávolság nagyságát – azaz azt a távolságot,

amelyen belül egy kotorék még nagy biztonsággal észlelhető. Ezeket az információkat a térképen valamint jegyzőkönyvben is rögzítettük. Menet közben akár a vegetáció, akár részben emiatt a látótávolság megváltozott, azt szintén jegyzőkönyveztük. Ha GPS-t használtunk, akkor ezeket a szakaszhatárokat útponttal (way point) is jelöltük. A megtalált kotorékok esetében azokat sorszámoztuk, és helyüket a térképen is bejelöltük. A térképen való jelölés mellett, amennyiben lehetőségünk volt rá, rögzítettük a kotorék pontos koordinátáit is.

A kotorékok megtalálása után először azt döntöttük el, hogy lakott, vagy lakatlan kotorékról van-e szó. A lakottságra a friss nyomok, zsákmánymaradványok, friss ürülék (róka esetében), vagy friss ürüléket tartalmazó latrina (borz esetében) utalnak. A lakott róka kotoréknak jellegzetes szaga van, míg a borz még ilyen esetben is majdnem teljesen szagtalan. Azt, hogy melyik faj lakja az adott kotorékot legbiztosabban a megtalált friss talplenyomatok alapján lehetett eldönteni.

A jegyzőkönyvek, térképek és GPS felvételek alapján pontosan meghatározható volt az egyes vonalak teljes hossza, és azon belül a különböző láthatósággal rendelkező szakashosszak is. Ennek alapján tehát minden egyes bejárt sávnak (rugalmas sáv, mert nem egyforma a belátható távolság) ismertük a területét és az azon megtalált kotorékok számát. A két adat alapján számoltuk ki az egyes sávok kotoréksűrűségét. Minden egyes sáv ismétlésnek számított, a mintaszám (n) pedig, az összes vonalak száma volt. Az átlagos kotoréksűrűséget az adott területen az egyes fajokra vonatkozóan a sávok átlagából határoztuk meg.

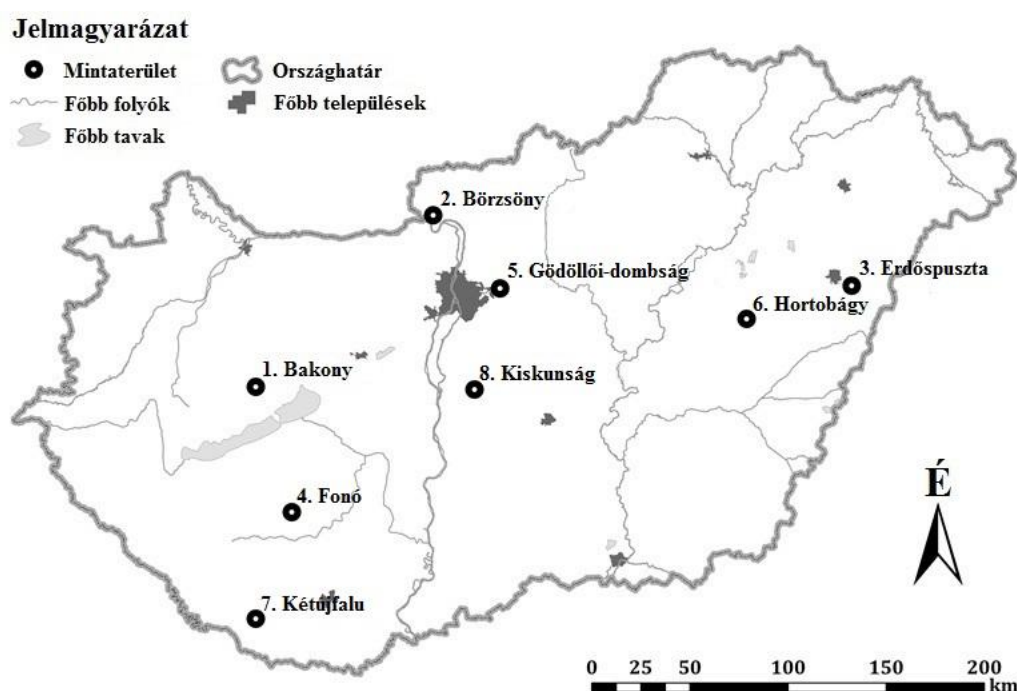
A módszert sikeresen alkalmaztuk adatgyűjtésre a két faj kotorékhely választásán alapuló élőhelyhasználati és versengési jellemzőinek meghatározására (3. fejezet) és a róka esetében a ragadozógazdálkodási modell fejlesztése (4. fejezet) esetében is.

3. Az eurázsiai borz és a vörös róka kotorékhely választáson alapuló élőhelyválasztása és a két faj közötti versengés

3.1. Az eurázsiai borz és a vörös róka hazai élőhelyválasztása

3.1.1. Vizsgálati területek és módszerek

Munkánk során, nyolc mintaterületen vizsgáltuk a borz és a róka által kotorékásásra választott helyszínek alapján a kotorékelhelyezésre jellemző élőhely-preferenciáját, a terület vegetációja alapján. A terepi mintavételezést négy dombvidéki (Bakony, Börzsöny, Fonó, Gödöllői-dombság) és négy síkvidéki területen (Erdőpuszta, Hortobágy, Kétújfalu, Kiskunság) végeztük (1. ábra).



1. ábra: A mintaterületek elhelyezkedése

A Bakonyban (1.) vizsgált dombvidéki terület (9. táblázat) egy bekerített vadaskert volt Veszprém közelében. A területen belül a domborzat jórészt tagolatlan, amelynek átlagos völgsűrűsége: 2,5-2,6 km/km². A terület talaját alacsony termékenységű váztalajok alkotják. Az alapkőzet mészkő és dolomit, amelyet csak néhol borít vékon löszréteg. A vizsgált területek közül itt volt a legnagyobb az erdősültség, az erdőket kisebb-nagyobb tisztások,

gyepek, mezőgazdasági területek és vízfolyások tarkítják. Az erdőben a csertölgy (*Quercus cerris*) a fő állományalkotó fafaj. A területen megközelítőleg 400 ha szántóföldet vadföldként hasznosítanak, amelyen főként lucernát (*Medicago sativa*) termesztnek.

A Börzsönyben (2.) vizsgált mintaterület (9. táblázat) a déli lejtőn Márianosztra közelében helyezkedik el. Domborzata tagolt, amelyet árkok, dombok, patak völgyek és szakadékok szabdalnak. A terület legalacsonyabb pontja 140 méteres tengerszint feletti magasságon található, a legmagasabb pedig eléri a 335 métert. A magasan erdősült terület uralkodó fafajai a csertölgy és a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), ezen kívül jelentős mennyiségben fordul elő még gyertyán és erdei fenyő is. Az erdők cserjeszintje gazdag. A nyílt terület nagyobbik része (73,9), mezőgazdasági művelés alatt áll, amelynek megközelítően fele kaszáló, fele pedig gabonatermő terület. A másik, kisebbik (26,1%) része magasfüves-bozótos.

Az Erdőpuszta (3.) nevű természetvédelmi kezelés alatt álló mintaterület (9. táblázat) Debrecen mellett található, és a Pannon életföldrajzi régió egyik tipikus élőhelyét, az ún. erdőpusztai élőhelyet reprezentálja. A terület erdősültsége magas, az erdőket mozaikosan kisebb-nagyobb tisztások, gyepek, mezőgazdasági területek, tavak és vízfolyások tarkítják. Az erdő jellemző fafajai közé az erdei fenyő az akác (*Robinia pseudoacacia*) és a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) tartoznak. A szántóterületeken zömmel kukoricát termesztnek, de megtalálható a búza (*Triticum aestivum*), a tritikálé (*x Triticosecale*) és a torma (*Armoracia rusticana*) is. Az egész régió síkvidéki terület, azonban homokhátak és lankák színesítik a táj arculatát. A talaj, illetve az alapkőzet leginkább homok, bár foltszerűen kötöttebb talajtípusok is megtalálhatók.

Fonó község melletti (4.) mintaterületünk (9. táblázat) a Dunántúli-dombságon, Dél-Külső Somogyban található. A környező területekre intenzív szántóföldi növénytermesztés jellemző. A vizsgált terület növényzete a dél-dunántúli flóraidék külső-somogyi flórajáráshoz tartozik. A falu határában fekvő halastavat tápláló Baté-Magyaratádi vízfolyás a Kapos folyó vízgyűjtőjén helyezkedik el. A tó nyugati partját, nagyjából egészen a tó partvonaláig cseres-tölgyes erdő (*Quercetum petraeae-cerris*) övezi. A szántóföldekkel szabdaltnak erdő faállományának kora megközelítőleg 80 év, kiterjedése mintegy 70 ha. A tó északi oldalán kis kiterjedésű rét és bokorfűz (*Salix cinerea*), valamint a tápláló patak mentén magassásos (*Caricetum acutiformis-ripariae*) és nádas (*Scirpo-Phragmitetum*) teszi változatossá a növényzetet. A halastó keleti oldalán nagy kiterjedésű szántóföld, délen nyílt legelő, valamint elgyomosodó fás legelő (főfajai: a közönséges nyír-*Betula pendula*, és a fehér akác-*Robinia pseudo-acacia*) húzódik. A fonói határ 125 és 160 m közötti tengerszint

feletti magasságban fekszik, legmagasabb része a falutól nyugatra elhelyezkedő dombhát, legalacsonyabb része pedig a Baté–Magyaratádi-vízfolyás. A terület uralkodó genetikai talajtípusa a vályogos, karbonátos mészlepedékes csernozjom.

A Gödöllői Dombságban (5.) kijelölt mintaterület (9. táblázat) Isaszeg és Pécel között található. A dombvidéki terület alapköze lösz volt, amelyet később vékonyabb-vastagabb diluviális homok üledék réteg borított be, emiatt a területen mindkét alapkőzet megtalálható. A talajerózió mértéke jelentős; a felszín tipikusan száraz. Az erdőkben és az erdőkön kívül halastavak, víztározók találhatók. A mezőgazdasági művelés alatt álló területek aránya meghatározó (69,5 %).

A hortobágyi (6.) mintaterület (9. táblázat) két részből áll. Az első a Püspökladány melletti mintaterület, amely a Hortobágy-Berettyó csatorna, a Kösely, a 4-es számú főút vonal, valamint a Püspökladány-Nádudvar közötti útvonal által határolt részen helyezkedik el. A felmérés a Hortobágyi Nemzeti Park fokozottan védett Ágota-pusztai, zömmel fátlan vegetációjú szikespusztai részét, valamint a Hortobágy jellegzetes pusztai élőhelytípusai között különlegességgnek számító, mintegy 400 hektár kiterjedésű, a szikfásítási program keretében létrehozott Farkasszigeti erdőt, és a mintegy 200 hektár kiterjedésű Hídlábi erdőt is magába foglalta. A nyílt területeken maximum mikro-domborzati változatosságot mutató, laposokkal tagolt szikes puszták, zsombékosok, rövid fűvű gyepek, szántók, illetve csatornapartok találhatók. A genetikai talajtípus leginkább erősen kötött szikes talaj. A mintaterület másik fele a Hortobágy, a régi és az új Kösely, valamint a Hajdúszoboszló-Nádudvar és Nádudvar-Kaba közötti útvonal által meghatározott nádudvari határban helyezkedik el. A felmérés zömmel fátlan vegetációjú, legfeljebb mikro-domborzati változatosságot mutató, laposokkal és kisebb háttal tagolt gyepterületeket, valamikori rizsföldeket, felhagyott halastavakat, csatornák által szabdaltszántókat és árokpartokat foglalt magába. A táj jellegzetes elemei az *ex lege* védelem ellenére részben beszántott kurgánok. A terület leginkább kötöttebb talajtípusokkal jellemezhető.

Kétújfalui (7.) mintaterületünk (9. táblázat) a Dráva-síkon helyezkedik el. Az egykor vizenyős területet korábban sűrű csatornahálózattal kiszáritották. Az enyhén lankás, 103-123 méter tengerszint feletti magasságú terület ma főként mezőgazdasági művelés alatt áll. A területen főként kalászosokat és kukoricát, kis részben szóját (*Glycine max*) termesztnek. Az erdőterületek jellemzően vegyes állományú, kis kiterjedésű cseres tölgyesek, tölgy-kőris-szil ligeterdők (*Quercus*, *Ulmus*, *Fraxinus* spp.), valamint zárt gyertyános tölgyesek (*Quercus petraeae-Carpinetum*). A cserjések növényzetében uralkodó a rekettyefűz és a kökény, előfordul a szeder (*Rubus* spp.), a galagonya (*Crataegus* spp.), a csíkos kecskerágó (*Euonymus*

europaeus), a vadkörte (*Pyrus pyraster*) és a vadrózsa (*Rosa canina*). A területet déli irányban határoló, szabályozott, többé-kevésbé állandó vízhozamú Korcsina-csatornát leszámítva számottevő vizes élőhely nincs a területen. A sűrű csatornahálózat árkaiban és az alacsonyabb fekvésű területeken főként télen és tavasszal összegyűlő csapadékvíz a mélyebb árkokban hosszabb időn át is megmarad.

A Kiskunságban (8.) vizsgált terület (9. táblázat) Kunpeszér és Kunszentmiklós között helyezkedik el, és két részre osztható. Az egyik rész védett terület, amelyet jellemzően szoloncsák kopárok, szikes rétek és legelők borítanak. A talajvíz szintje kora tavasszal magas, de a nyár elejéig a párolgás és a csatornahálózat miatt nagyrészt kiszárad. A terület rossz vízháztartású, a nehéz talaj dominál, de homokhátak is előfordulnak rajta. A terület másik része agronómiai kezelés alatt áll, amelyet kis erdőfoltok és tanyák tesznek mozaikossá. A sima felszínű síkvidéki területen szinte kizárólag homoktalaj található.

Mintaterület neve	Terület (ha)	Belátott terület aránya (%)	Domborzat	Átlagos tengerszint feletti magasság (m)	Élőhelytípusok aránya (L-F-Ny) (%)
Bakony	3769	47,3	dombvidéki	320	70-12-18
Börzsöny	1257	40,0	dombvidéki	238	51-3-46
Erdőspuszta	2922	22,7	síkvidéki	121	23-34-43
Fonó	2350	31,5	dombvidéki	143	5-0-95
Gödöllői-dombság	1430	28,9	dombvidéki	237	19-11-80
Hortobágy	9961	24,5	síkvidéki	85	6-0-94
Kétújfalu	2050	25,1	síkvidéki	113	29-0-71
Kiskunság	3777	42,2	síkvidéki	99	8-1-91

9. táblázat: A mintaterületek legfontosabb adatainak összefoglalása (L: lomblevelű; F: fenyves; Ny: nyílt területek) (Márton és munkatársai 2016)

A kotorékok keresése mind a nyolc vizsgálati területen véletlenszerűen (random) módon kiválasztott, párhuzamos, észak-dél tájolású sávos transzektekben történt. Ettől a börzsönyi mintavételezés annyiban tért el, hogy a felmérés mellett a terület minden élőhelytípusát véletlenszerűen bejárva újabb kotorékokat kerestünk. Az adatgyűjtés során talált kotorékokról a fajok közvetett jelei alapján (lábnyom, latrina, szag) eldöntöttük, hogy azok lakottak-e vagy sem, valamint megállapítottuk, hogy a bentlakó faj róka vagy borz. Az

egyes vonalszakaszok szélességét jobb- és baloldalon is folyamatosan feljegyeztük. A terepi munka elvégzése során az adatgyűjtéshez és értékeléséhez a munkacsoportunk által kialakított módszereket használtuk (Heltai és Kozák 2004, Heltai és Szemethy 2010).

A vizsgálati területeken talált lakott katorékok pontos helyének meghatározása után a preferencia értékeket a Jacobs-index (Jacobs 1974) alapján számítottuk ki:

$$D=(A-B)/(A+B-2AB) \text{ ahol,}$$

A= a faj katorékainak aránya az adott élőhelytípusban

B= az adott élőhelytípus aránya a területen

D= az egyes élőhelytípusra eső preferencia vagy elkerülés értéke (+1-től -1-ig)

A +1 a teljes preferenciát, a -1 a teljes elkerülést fejezi ki. Az élőhelytípusokat három (lomblevelű erdő, tűlevelű erdő, nyílt területek), illetve két (lomblevelű erdő, nyílt területek) nagyobb kategóriába vontuk össze, mert egyes vegetációtípusok területe a vizsgálati terület teljes méretéhez viszonyítva nem volt megfelelő nagyságú, és ez a statisztikai elemzés megbízhatóságát rontotta volna (Reiczigel és munkatársai 2010). A kétkategóriás besorolást viszont kizárólag azon területek esetében alkalmaztuk, ahol a fenyves vegetáció nem jelent meg a kínálati oldalon (9. táblázat). Az összevonás után kétoldali Fisher-féle egzakt próbával (Fisher 1922) vizsgáltuk, hogy a lakott katorékok eloszlása eltér-e az élőhelytípusok területi aránya alapján várttól. A preferencia értékek megbízhatóságát Bonferroni Z-teszttel ellenőriztük ($Z(2) = 2,28728$; $p < 0,05$; $Z(3) = 2,40749$; $p < 0,05$) (Byers és munkatársai 1984). Ezt követően a mintaterületeket a lakott katorékok élőhelytípusonkénti eloszlása alapján kétoldali Fisher-féle egzakt próbával hasonlítottuk össze. Az élőhelyválasztás nagyléptékű, áttekintő vizsgálatához a mintaterületek kiterjedését, valamint az ezekhez tartozó lakott katorékokat, fajonként összeadtuk. A két ragadozó lakott katorékainak vegetációtípusonkénti országos léptékű eloszlását χ^2 -próbával hasonlítottuk össze (Reiczigel és munkatársai 2010).

A statisztikai elemzéseket Microsoft Excel 2010 táblázatkezelő programmal, valamint az R statisztikai szoftverrel végeztük.

3.1.2. Eredmények

A kotorékok térbeli eloszlásán alapuló élőhelyválasztást vizsgálva azt tapasztaltuk, hogy a borz a mintaterületek 62,5 %-án ($n = 8$) válogatott a vegetációtípusok között. A róka esetében ez az arány 50 % ($n = 6$) volt (10. táblázat).

Mintaterület	Borz		Róka	
	Szignifikancia	n	Szignifikancia	n
Bakony	$p \geq 0,05$	20	$p \geq 0,05$	58
Börzsöny	$p < 0,025$	13	$p < 0,01$	18
Erdőpuszta	$p < 0,005$	20	$p \geq 0,05$	12
Fonó	$p < 0,005$	11	$p < 0,001$	12
Gödöllői-dombság	$p < 0,001$	27	$p < 0,005$	7
Hortobágy	$p \geq 0,05$	27	-	-
Kétújfalu	$p \geq 0,05$	4	$p \geq 0,05$	6
Kiskunság	$p < 0,001$	20	-	-

10. táblázat: A két ragadozó mintaterületenkénti válogatása a vegetáció alapján (a hortobágyi és a kiskunsági területeken csak borz kotorékok keresése és azonosítása történt, ezért nem egyezik meg a mintaszám a borz ($n=8$) és a róka ($n=6$) esetében), (Márton és munkatársai 2016)

Azokon a mintaterületeken, ahol a jelentős mértékű válogatás kimutatható volt (10. táblázat), mindkét faj esetében élőhelytípusonként Jacobs-indexszel megadtuk a preferencia, illetve az elkerülés értékeit. Megállapítottuk, hogy a borz a lomblevelű erdőt mind az öt ilyen mintaterületen preferálta, bár az erdőpusztai érték azonban a Bonferroni Z-teszt alapján nem szignifikáns (11. táblázat). A tűlevelű erdőt három mintaterületen (Erdőpuszta, Gödöllői-dombság, Kiskunság) preferálta a faj, míg a Börzsönyben azt teljesen elkerülte. Közülük a kiskunsági érték statisztikailag nem jelentős (11. táblázat). A fonói területen pedig nem fordult elő ez a vegetáció típus. A nyílt területet mind az öt esetben elkerülte a borz, az ötből három érték teljes elkerülést mutat (11. táblázat).

A róka mindhárom mintaterületen, ahol a faj erős válogatását lehetett kimutatni, szignifikánsan preferálta a lomblevelű erdőt (11. táblázat). A Börzsönyben és a Gödöllői-dombságban teljes elkerülést mutatott a fenyves vegetáció iránt, a nyílt területeket szintén elkerülés jellemezte (11. táblázat).

Faj	Mintaterület	n	Vegetációtípus					
			Lomblevelű erdő		Tűlevelű erdő		Nyílt terület	
			J.i.	B.p.	J.i.	B.p.	J.i.	B.p.
Borz	Börzsöny	13	1,00	*	-1,00	*	-1,00	*
	Erdőpuszta	20	0,06	NS.	0,71	*	-1,00	*
	Fonó	11	0,98	*	-	-	-0,98	*
	Gödöllői-dombság	27	0,69	*	0,72	*	-1,00	*
	Kiskunság	20	0,90	*	0,92	NS.	-0,95	*
Róka	Börzsöny	18	0,88	*	-1,00	*	-0,87	*
	Fonó	12	0,99	*	-	-	-0,99	*
	Gödöllői-dombság	7	1,00	*	-1,00	*	-1,00	*

11. táblázat: Az eurázsiai borz és a vörös róka élőhely-preferenciája az egyes mintaterületeken (J.i.: Jacobs-index; B.p.: Bonferroni-próba; *: $p < 0,05$; NS.: $p \geq 0,05$) (Márton és munkatársai 2016)

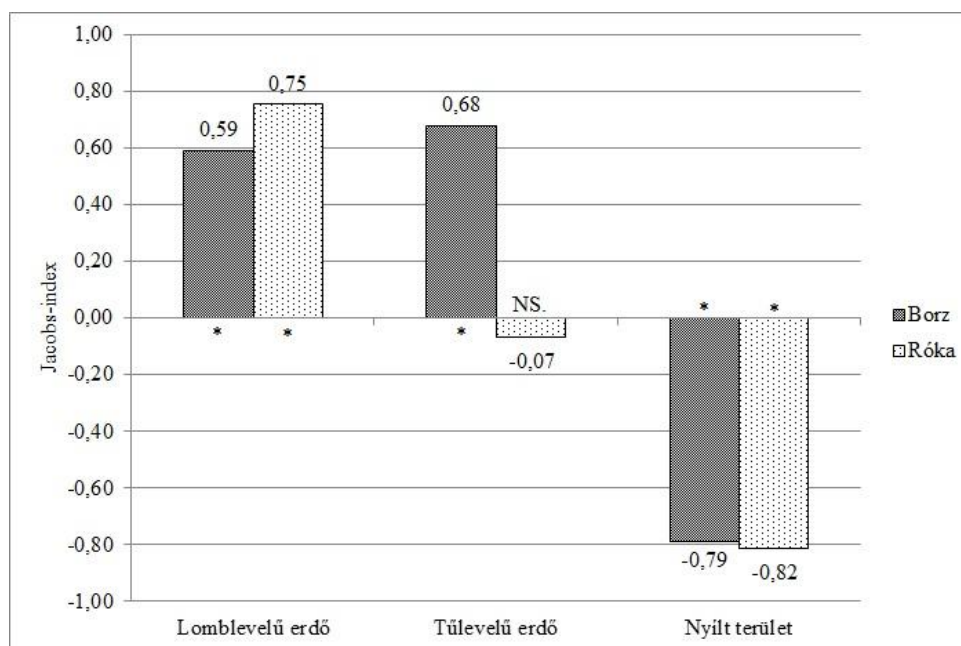
Ezt követően a kitorékok vegetációtípusonkénti eloszlása alapján fajonként összehasonlítottuk az egyes mintaterületeket. Az összehasonlítás csak a legalább három élőhelytípussal rendelkező területek esetében volt lehetséges, mert a két élőhely-kategóriába csoportosítottak közül egyedül a fonói mintaterületen volt kimutatható mértékű válogatás. A borz esetében, a Börzsöny-Kiskunság összehasonlítás kivételével, minden esetben statisztikailag igazolható különbség mutatkozott (12. táblázat). A rókát tekintve a Börzsöny és a Gödöllői-dombság között nem volt különbség a kitorékok élőhelytípusonkénti elhelyezkedésében (12. táblázat).

Faj	Mintaterület	Szignifikancia	n
Borz	Börzsöny / Erdőpuszta	$p < 0,001$	33
	Börzsöny / Gödöllői-dombság	$p < 0,005$	40
	Börzsöny / Kiskunság	$p \geq 0,05$	33
	Erdőpuszta / Gödöllői-dombság	$p < 0,05$	47
	Erdőpuszta / Kiskunság	$p < 0,001$	40
	Gödöllői-dombság / Kiskunság	$p < 0,025$	47
Róka	Börzsöny / Gödöllői-dombság	$p \geq 0,05$	25

12. táblázat: A mintaterületek élőhelytípusonkénti kitorékeloszlásának összehasonlítása (Márton és munkatársai 2016)

Azokon a mintaterületeken ahol mindkét ragadozó lakott kotorékai feltárássra kerültek és válogatásuk is kimutatható volt (Börzsöny, Gödöllői-dombság, Fonó), összehasonlítottuk élőhelyválasztásukat. A börzsönyi (kétoldali Fisher-féle egzakt próba: $p \geq 0,05$; $n = 31$) és a fonói területen (kétoldali Fisher-féle egzakt próba: $p \geq 0,05$; $n = 23$) szignifikáns különbség nem mutatkozott, a Gödöllői-dombságban azonban statisztikailag is alátámasztható volt az eltérés (kétoldali Fisher-féle egzakt próba: $p < 0,05$; $n = 34$).

A mintaterületek szintjén történő vizsgálatot követően, országos léptékben is tanulmányoztuk a két faj élőhely-preferenciáját. A χ^2 -próba eredménye alapján mind a borz ($\chi^2 = 68,092$; $df = 2$; $p < 0,001$; $n = 142$), mind a róka ($\chi^2 = 52,462$; $df = 2$; $p < 0,001$; $n = 113$) élőhely válogatása statisztikailag is alátámasztható volt. A Jacobs-index értékei a borz esetében a lomblevelű és a tűlevelű erdő kedveltségét mutatják, míg a nyílt területeket kerüli a faj (2. ábra). A róka a lomblevelű erdőt preferálja, a fenyveseket, valamint a nyílt területeket viszont elkerüli. A tűlevelű vegetáció elkerülése azonban Bonferroni Z-teszt alapján nem bizonyult szignifikáns mértékűnek (2. ábra).



2. ábra: Az eurázsiai borz ($n = 142$) és a vörös róka ($n = 113$) magyarországi élőhelyválasztása (Márton és munkatársai 2016)

A kotorékok vegetációtípusonkénti eloszlását χ^2 -próbával összehasonlítva ($\chi^2 = 22,270$; $df = 2$; $p < 0,001$; $n = 255$) szignifikáns különbség mutatható ki a két ragadozó hazai élőhelyválasztásában.

Az élőhely-preferencia számítás eredménye alapján a borz a lomblevelű erdőt mind az öt mintaterületen preferálta, ahol a válogatás kimutatható volt. Az európai kutatások túlnyomó része, borz esetében szintén a lomblevelű erdő preferenciáját mutatja (Neal és Cheeseman 1996, Márton és munkatársai 2013). Hasonló eredményre jutottak továbbá Finnországban (Holmala és Kauhala 2009), Lengyelországban (Kowalczyk és munkatársai 2003), Portugáliában (Rosalino és munkatársai 2004) és Spanyolországban (Virgós és Casanovas 1999). A tűlevelű növényzet a Börzsönyben teljesen elkerülte a borz, a Kiskunságban, a Gödöllői-dombságban, valamint az erdőspusztai mintaterületen viszont preferálta azt. Ez az eredmény látszólag eltér az angliai vizsgálatok során tapasztalttól. Az ottani eredmények ugyanis csak „*jobb híján*” választásként jellemzik ezt a vegetációtípust (Neal és Cheeseman 1996). Vizsgálataink során a fenyves élőhelytípusra kapott preferencia azzal magyarázható, hogy Magyarországon a fenyveseket a rossz vízháztartású, gyenge termőhelyi tulajdonságú, azonban jól ásható homoktalajokra telepítették (Kozák és Heltai 2006). A fenyves iránti preferencia tehát hazánkban is a borz „*jobb híján*” választásának lehet az eredménye. A Börzsönyi fenyőtelepítés a területileg illetékes erdőszet adatai alapján, viszont nem homoktalajon, hanem barnaföldön (Ramann-féle barna erdőtalaj) történt. A nyílt területet általában kerülte a faj, olyannyira, hogy három esetben (Börzsöny, Erdőspuszt, Gödöllői-dombság) teljes elkerülés mutatkozott (11. táblázat). Az eredményekből az is kitűnik, hogy azokon a mintaterületeken, ahol az erdőszűrség 10 % alatti (9. táblázat), ott a nyílt területeket sem jellemzi teljes elkerülés (11. táblázat). Ez, valamint az országos szintű elkerülés érték (-0,79) tehát nem zárja ki a ragadozó nyílt területeken való megjelenését, illetve azokon akár nagyobb állománysűrűség elérését sem (Kozák és Heltai 2006).

A róka a lomblevelű erdőt a Börzsönyben, a Gödöllői-dombságban, valamint a fonói mintaterületen is preferálta. A fenyves vegetációt, valamint a nyílt élőhelytípust, viszont teljes elkerülés jellemezte (11. táblázat). Eredményeinket külföldi tanulmányokkal összehasonlítva változatos képet kapunk. A lomblevelű erdő preferált élőhelytípus Ausztráliában (Phillips és Catling 1991), az Egyesült Államokban (Major és Sherburne 1987) és Kanadában (Jones és Theberge 1982). A fenyves vegetációt viszont Olaszországban preferálta a róka (Cavallini és Lovari 1991), míg az Egyesült Államokban elkerülte (Major és Sherburne 1987). A nyílt területek felé irányuló preferencia volt kimutatható Spanyolországban (Fedriani és munkatársai 1999) és Olaszországban (Cavallini és Lovari 1991), ellenben az Egyesült Államokban (Gosselink és munkatársai 2003) és Ausztráliában (White és munkatársai 2006) a róka ezt az élőhelytípust kerüli.

Mindkét ragadozónál nagy arányban (borz: 37,5 %; róka: 50 %) fordultak elő olyan mintaterületek, ahol nem volt kimutatható válogatás a növényzet típusa alapján. Ez az eredmény arra enged következtetni, hogy más élőhelyi paraméterek (genetikai talajtípus, hidrológiai viszonyok, táplálékforrás mennyisége és minősége) is döntő befolyással lehetnek mindkét ragadozó élőhelyválasztására (Lanszki és munkatársai 2006, Heltai 2010). Következtetésünket támasztja alá a borz kotorékok elhelyezkedése esetében tapasztalt, az egyes mintaterületek közötti kimutatott, statisztikailag is igazolható eltérés (12. táblázat).

Az egyéb élőhelyi paraméterek hatása az országos preferencia értékekben is megmutatkozik. **Mindkét ragadozó nagyságrendileg megegyező mértékben preferálja a lomblevelű erdőt, valamint elkerüli a nyílt területeket. A fenyvesek esetében azonban csak a borz preferenciája mutatható ki (2. ábra). A tűlevelű erdőt tekintve, ahol a róka esetében nem mutatható ki szignifikáns mértékű elkerülés, mégis az látható és a mintaterületek eredményei is azt igazolják (11. táblázat), hogy a két ragadozó élőhelyválasztása ebben a vegetációtípusban tér el a legszembetűnőbben (2. ábra). Ennek hátterében feltevésünk szerint szintén valamely egyéb élőhelyi paraméter állhat, így például a rendelkezésre álló táplálékforrás. Feltételezésünk, hogy a róka a tűlevelű erdőben csak igen alacsony sűrűségben találja meg elsődleges táplálékait, a kisemlősöket (Jędrzejewski és Jędrzejewska 1992, Lanszki és munkatársai 1999 és 2006).**

Több mintaterület esetében is előfordult, hogy a két faj nem válogatott a vegetációtípusok között, sőt élőhely-preferenciájukat összehasonlítva is mindössze egyetlen mintaterületen mutatkozott szignifikáns különbség. Miután a mintaterületek összevonása megtörtént, erős, statisztikailag is igazolható eltérést kaptunk. Ez arra enged következtetni, hogy módszerünk alkalmazhatósága és megbízhatósága a mintaterület növelésével javítható (>10,000 ha), mert minél nagyobb a terület annál inkább magába foglalja az egyes egyedek mozgáskörzetét (Kowalczyk és munkatársai 2003, Tuytens és munkatársai 2000, Weber és Meia 1996), így csökkentve az ebből és az alacsonyabb mintaszámból eredő torzításokat.

3.2. A vörös róka és az eurázsiai borz közötti nicheszegregáció

A róka és a borz az ország területén mindenhol nagyszámban fordulnak elő, táplálkozási szokásaikban és élőhelyhasználatukban is jelentős átfedéseket mutatnak (Bihari és munkatársai 2007, Heltai 2010, Lanszki 2012). Feltételezésünk szerint a két faj

élőhelyhasználatában a fajok közötti különbségeknek (elkülönülésnek, szegregációnak) legalább az utódnevelés helyszínéül szolgáló kotorékok helyének kiválasztásában feltétlenül jelentkeznie kell. További feltételezésünk volt, hogy az eltérő táplálkozási jellemzők miatt (Canova és Rosa 1993, Lanszki és munkatársai 1999), a fajok a kotorékok helyének olyan, különböző vegetációjú és élőhelyi szerkezetű területeket választanak, amelyek mindkét faj számára fontos prédafajokhoz, így például a kisemlősökhöz (Kruuk 1989, Lanszki és munkatársai 1999) való hozzáférést is meghatározzák. Vizsgálati területeink közül a Börzsönyi mintaterület volt a legalkalmasabb a két faj utódnevelésre használt kotorékjai esetében az élőhelyi és táplálékforrásbeli különbségek meghatározására. A megtalált kotorékok esetében azt vizsgáltuk, hogy azok milyen élőhelyi típusban és szerkezetben, valamint milyen relatív kisemlős gyakoriságú környezetben helyezkednek el, továbbá, hogy a paraméterek esetében milyen különbségek voltak a két ragadozó között.

3.2.1. Vizsgálati terület és módszerek

A vizsgálati terület Észak-Magyarországon a Börzsöny-hegység déli oldalán Szob, Márianosztra, és Kóspallag települések között helyezkedett el. Kiterjedése 1256,7 hektár. Északról, keletről és nyugatról műút, délről patak határolja. Legmagasabb pontja 335 méter, a legalacsonyabb 140 méter tengerszint feletti magasságon található. A terület 54,8%-a (688,2 hektár) lombos erdő, amelynek uralkodó fafajai a cser- és a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), ezen kívül jelentős mennyiségben fordul elő a gyertyán (*Carpinus betulus*) és az erdei fenyő (*Pinus sylvestris*) is. Az erdők cserjeszintjét jellemzően a fagyal (*Ligustrum vulgare*), az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) és a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*) alkotja. A terület kisebbik része, két kategóriába sorolható, az egyik a mezőgazdasági művelés alatt áll, ez 420,1 hektárt foglal magába, a másik pedig magasfüves-bozótos terület, amely 148,4 hektárt tesz ki. A mezőgazdasági területnek közel fele kaszáló (209,5 hektár), 210,6 hektáron pedig gabonanövényeket (*Triticum aestivum*, *Hordeum vulgare*), őszi káposztarepcét (*Brassica napus*), napraforgót (*Helianthus annuus*) és kukoricát (*Zea mays*) termesztnek.

A területen összesen 53 kotorékot (borz: $n = 20$, róka: $n = 33$) találtunk meg és rögzítettük a térképen GPS segítségével. Minden egyes kotorék esetében rögzítettük a következő jellemzőket: lakottság, faj, kijáratok száma, nyom, ürülék, latrina, szag, zsákmánymaradvány, vegetáció. A terepi adatgyűjtést télen végeztük, amelynek oka az volt,

hogy ilyenkor még fejletlen az aljnövényzet és a cserjeszint, ami a kotorékok észlelését jelentős mértékben megkönnyíti.

A két ragadozó kotorékainak elhelyezkedése alapján, az élőhely-preferencia kiszámításához a vizsgálati területet különböző vegetáció kategóriákra kellett felosztani. A kategóriák területét a Corine Land Cover (CLC) felszínborítási adatbázis fedvényei adták (<http://www.fomi.hu/portal/index.php/termekeink/felszinboritas-corine>). A kínálati oldal pontos meghatározása érdekében egyes fedvények területét módosítani kellett, mert a CLC tipizálása nem egyezett meg a vizsgálat során alkalmazott tipizálási módszerrel. Például, ha egy lomblevelű erdőtömb felét a területileg illetékes erdészet vágásos erdészeti üzemmódú gazdálkodása során letermelte a területről, akkor azt a területet a vizsgálat más élőhelykategóriába sorolta, mint a megmaradt szálerdőt, a CLC azonban nem tesz ilyen különbséget.

A CLC fedvényeinek módosítása az ArcGIS 9.3. verziójú térinformatikai rendszerrel történt, ezáltal a módosított fedvények topológiailag pontosan illeszkedtek egymáshoz. A fedvények módosítását a vizsgálati terület három élőhelykategóriába (fedett, nyílt, vegyes) való besorolása követte. A fedett kategóriába kizárólag azok az erdőtömbök kerültek, amelyek zárt lombkoronájú erdőt alkottak. A nyílt kategóriába a mezőgazdasági művelés alatt álló területrészek, valamint a rétek és parlag területek kerültek. A vegyes kategóriába pedig a cserjéseket és a fiatal erdőtömböket soroltuk. A tipizálást követően az élőhely-preferencia kiszámítása Microsoft Excel 2010 táblázatkezelő programban χ^2 -próbával, Ivlev-indexszel és Bonferroni-Z teszttel történt (Byers és munkatársai 1984, Strauss 1979). A két ragadozó kotorékhely ásásra választott élőhelyeinek eloszlását χ^2 -próbával hasonlítottuk össze. E vizsgálat során az élőhely kínálati oldalának a teljes vizsgálati terület élőhelyi forrásait tekintettük.

A felmérés másik módszere a kotorékok körüli élőhelyi arányokat vizsgálta. Az ArcGIS 9.3. verziójú térinformatikai programmal fajonként az összes kotorék (lakatlan és lakott) köré, a lakott kotorékok köré és a legalább három kijáráttal rendelkező nagy várak köré is egy 1200 (452,16 hektár), egy 800 (200,96 hektár) és egy 400 méter sugarú (50,24 hektár) kör alakú sávot (puffer zóna) illesztettünk. Az egyes körök területe megegyezett a két faj kontinentális égöv alatt mért átlagos mozgáskörzetével (Kowalczyk és munkatársai 2003 és 2006, Tuytens és munkatársai 2000, Weber és Meia 1996). Az egyes körökön (sávokon) belül az élőhelyek területét a CLC fedvényei adták. Az élőhelykategóriák megegyeztek az élőhely-preferencia vizsgálat során korábban már említett három kategóriával. A borz és a róka kotorékok körüli különböző méretű puffereken belül az élőhelyi arányokat Microsoft

Excel 2010 táblázatkezelő programban kétmintás t-próbával, illetve Welch-próbával hasonlítottuk össze (Ruxton 2006), az élőhelyi arányok eloszlásának vizsgálatához pedig Chi²-próbát alkalmaztunk (Byers és munkatársai 1984).

Az egyes sávokon belül az élőhely változatossága Simpson és Shannon diverzitás-indexszel adtuk meg (Magurran 2004, Smith és Grassle 1977). A diverzitás indexek értékét a Buja's Diversity Calculator programmal határoztuk meg. Az adatok összehasonlítása Microsoft Excel 2010 táblázatkezelő programban kétmintás t-próbával, illetve Welch-próbával történt (Ruxton 2006).

A kisemlős lyuksűrűség során a kisemlős lyukak a legalább három kijáratral rendelkező nagy váráktól kiindulva észak, dél, kelet és nyugat irányban két-két 400 méter hosszúságú vonalon, vonalanként 2 méter szélességben kerültek felmérésre. A két vonal egymástól 5 méter távolságban párhuzamosan futott, annak érdekében, hogy a két becslő ugyanazt a lyukat kétszer ne jegyezhesse fel. Csak azok a lyukak kerültek rögzítésre, amelyek megfeleltek a Váczi és Altbäcker (2005) által meghatározott pocoklyuk kritériumoknak, azaz lyukátmérőjük nem haladta meg a 4cm-t, a talajfelszínnel 30°-nál kisebb szöget bezáró járatral indultak és 0.5-1 m²-en belül csapahálózattal további pocoklyukakhoz csatlakoztak. Az adatok feldolgozása Microsoft Excel 2010 táblázatkezelő programban történt. A két ragadozó kotorékai körüli kisemlős lyuksűrűség Welch-próbával került összehasonlításra (Ruxton 2006).

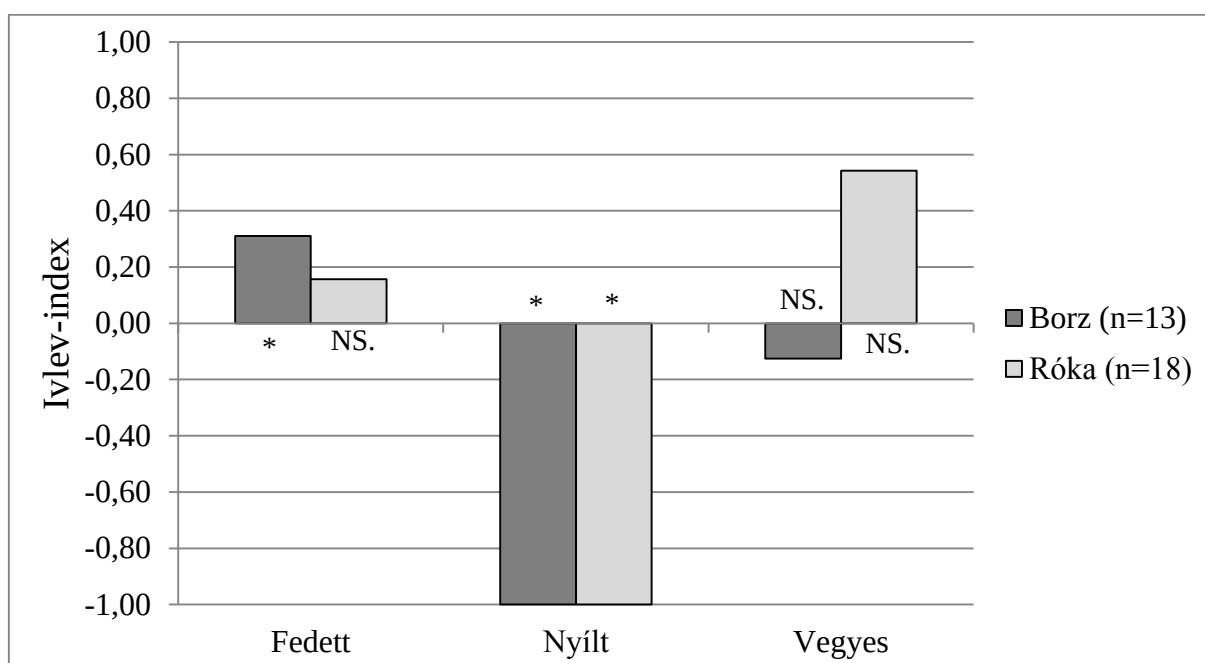
3.2.2. Eredmények

A két ragadozó élőhelyválasztásának vizsgálata során figyelembevett lakott kotorékok a fedett élőhelytípusban egyforma arányban voltak jelen. A vegyes vegetációtípusban nagyobb számú rókakotorékot találtunk, míg a nyílt területen sem borz, sem róka kotorékot nem jegyeztünk fel (13. táblázat).

Élőhelytípus	Lakott kotorékok	
	Borz (db)	Róka (db)
Fedett	12	12
Nyílt	0	0
Vegyes	1	6
Összesen	13	18

13. táblázat: A lakott kotorékok élőhelytípusonkénti gyakorisága (Márton és munkatársai 2014)

A lakott kotorékok alapján a teljes területre számított élőhely-preferencia értékek azt mutatták, hogy a borz a fedett (0,31) élőhelytípust preferálta, ugyanakkor elkerülte a nyílt (-1,00) és a vegyes (-0,13) területeket. A róka viszont a fedett (0,16) és a vegyes (0,54) élőhelyeket preferálta, viszont szintén elkerülte a nyílt (-1,00) területeket. Az eredmények szerint a borz fedett élőhely preferenciája (Bonferroni $Z(3)=2,407$, $P < 0,05$, $n=13$) és nyílt terület elkerülése (Bonferroni $Z(3)=2,407$, $P < 0,05$, $n = 13$) volt szignifikáns mértékű, míg a róka esetében a nyílt területek elkerülése mutatkozott statisztikailag igazolhatónak (Bonferroni $Z(3)=2,407$, $P < 0,05$, $n = 18$) (3. ábra).



3. ábra: Az eurázsiai borz és a vörös róka élőhelyválasztása az Ivlev-index és a Bonferroni-Z teszt alapján („*”: $p < 0,05$; „NS.”: $p \geq 0,05$) (Márton és munkatársai 2014)

A két ragadozó kotorékhely ásására választott helyei között statisztikailag igazolható különbség nem volt kimutatható (χ^2 -próba, $\chi^2 = 2,838$, $df = 1$, $P \geq 0,05$, $n = 31$).

A különböző élőhelytípusok arányait összehasonlítva az 1200 méter sugarú sávon belül az összes kotorék esetében a fedett élőhelyet vizsgálva nem volt szignifikáns különbség (kétmintás t-próba, $t = 0,635$, $df = 51$, $P \geq 0,05$, $n = 53$), ezzel szemben a borz kotorékok körül a nyílt (kétmintás t-próba, $t = 1,933$, $df = 51$, $P < 0,05$, $n = 53$), a róka kotorékok esetében pedig a vegyes élőhely (kétmintás t-próba, $t = 2,366$, $df = 51$, $P < 0,01$, $n = 53$) volt kimutathatóan nagyobb arányú (14. táblázat). A lakott kotorékokat összehasonlítva szintén az

látható, hogy a nyílt élőhely a borz kotorékoknál (Welch-próba, $tW = 2,402$, $df = 12$, $P < 0,025$, $n = 31$), a vegyes élőhely pedig a róka kotorékoknál volt szignifikánsan nagyobb arányú (Welch-próba, $tW = 3,949$, $df = 12$, $P < 0,005$, $n = 31$). A fedett élőhely esetében viszont nem volt kimutatható különbség (Welch-próba, $tW = 0,148$, $df = 12$, $P \geq 0,05$, $n = 31$) (14. táblázat). A lakott nagy várakat vizsgálva mindhárom élőhelytípusra hasonló eredményt kaptunk (fedett: kétmintás t-próba, $t = 0,125$, $df = 14$, $P \geq 0,05$, $n = 16$; nyílt: kétmintás t-próba, $t = 1,910$, $df = 14$, $P < 0,05$, $n = 16$; vegyes: kétmintás t-próba, $t = 3,115$, $df = 14$, $P < 0,005$, $n = 16$), mint az előző két kotorék kategória esetén (14. táblázat).

A 800 méter sugarú sávon belül az összes kotorékot vizsgálva a róka kotorékok körül a vegyes élőhely aránya szignifikánsan nagyobbak mutatkoztak (kétmintás t-próba, $t = 2,309$, $df = 51$, $P < 0,025$, $n = 53$). A fedett (kétmintás t-próba, $t = 1,186$, $df = 51$, $P \geq 0,05$, $n = 53$) és nyílt élőhelyek (kétmintás t-próba, $t = 0,505$, $df = 51$, $P \geq 0,05$, $n = 53$) arányában viszont szignifikáns különbség nem volt kimutatható (14. táblázat). A lakott kotorékok esetében a vegyes élőhely kimutathatóan magasabb arányú volt a róka kotorékok körül (Welch-próba, $tW = 4,809$, $df = 12$, $P < 0,005$, $n = 31$). A fedett (kétmintás t-próba, $t = 1,606$, $df = 29$, $P \geq 0,05$, $n = 31$) és a nyílt vegetációt (kétmintás t-próba, $t = 0,784$, $df = 29$, $P \geq 0,05$, $n = 31$) tekintve az élőhelyi szerkezet nem különbözött (14. táblázat). A két ragadozó lakott nagy várai körül az élőhelyi arányok a vegyes vegetációt tekintve a róka esetében nagyobbak mutatkoztak (Welch-próba, $tW = 4,404$, $df = 6$, $P < 0,005$, $n = 16$). A másik két élőhelytípus esetén szignifikáns különbség nem volt kimutatható (Fedett: kétmintás t-próba, $t = 1,625$, $df = 14$, $P \geq 0,05$, $n = 16$, Nyílt: kétmintás t-próba, $t = 0,869$, $df = 14$, $P \geq 0,05$, $n = 16$) (14. táblázat).

A 400 méter sugarú sávon belül az összes kotorékot vizsgálva a róka kotorékok körül a vegyes élőhely szignifikánsan nagyobb arányban volt jelen (Welch-próba, $tW = 3,273$, $df = 19$, $P < 0,005$, $n = 53$). A fedett (kétmintás t-próba, $t = 1,516$, $df = 51$, $P \geq 0,05$, $n = 53$) és a nyílt élőhelyek (kétmintás t-próba, $t = 0,901$, $df = 51$, $P \geq 0,05$, $n = 53$) esetén viszont különbség nem volt kimutatható (14. táblázat). A lakott kotorékokat nézve a vegyes (Welch-próba, $tW = 4,376$, $df = 12$, $P < 0,005$, $n = 31$) és a fedett élőhelyek (kétmintás t-próba, $t = 1,805$, $df = 29$, $P < 0,05$, $n = 31$) aránya szignifikánsan különbözött. A vegyes a róka, a fedett pedig a borz esetében mutatott magasabb értéket. A nyílt vegetáció arányaiban viszont nem volt eltérés (kétmintás t-próba, $t = 1,359$, $df = 29$, $P \geq 0,05$, $n = 31$) (14. táblázat). A lakott nagy várakat tekintve a fedett (Welch-próba, $tW = 2,075$, $df = 6$, $P < 0,05$, $n = 16$) és a vegyes élőhelytípus (Welch-próba, $tW = 4,672$, $df = 6$, $P < 0,005$, $n = 16$) esetében mutatkozott szignifikáns különbség. A borzvárak körül a fedett, a rókavárak esetében pedig a vegyes

élőhely előfordulása volt nagyobb arányú. A nyílt élőhely aránya nem különbözött szignifikánsan (kétmintás t-próba, $t = 1,371$, $df = 14$, $P \geq 0,05$, $n = 16$) (14. táblázat).

Az élőhelyi arányok eloszlását az 1200 méter sugarú sávon belül vizsgálva, sem az összes kotorék (Chi²-próba, $\chi^2 = 1,209$, $df = 2$, $P \geq 0,05$, $n = 53$), sem a lakott kotorékok (Chi²-próba, $\chi^2 = 3,275$, $df = 2$, $P \geq 0,05$, $n = 31$), és a lakott nagyvárak (Chi²-próba, $\chi^2 = 3,859$, $df = 2$, $P \geq 0,05$, $n = 16$) esetében sem volt kimutatható különbség (14. táblázat).

A 800 méter sugarú sávon belül a lakott kotorékok (Chi²-próba, $\chi^2 = 7,588$, $df = 2$, $P < 0,025$, $n = 31$) és a lakott nagy várak esetében (Chi²-próba, $\chi^2 = 11,882$, $df = 2$, $P < 0,005$, $n = 16$) már kimutatható a különbség az összes kotorék esetében (Chi²-próba, $\chi^2 = 2,040$, $df = 2$, $P \geq 0,05$, $n = 53$) azonban nem volt szignifikáns az eltérés (14. táblázat).

A 400 méter sugarú sávon belül az összes kotorék (Chi²-próba, $\chi^2 = 6,645$, $df = 2$, $P < 0,05$, $n = 53$), a lakott kotorék (Chi²-próba, $\chi^2 = 18,414$, $df = 2$, $P < 0,001$, $n = 31$) és a lakott nagy vár kategóriában (Chi²-próba, $\chi^2 = 32,025$, $df = 2$, $P < 0,001$, $n = 16$) is különbség mutatkozott, a két ragadozó kotorékait körülvevő élőhelyi arányok eloszlásában (14. táblázat).

Sáv (m)	Élőhelytípus	Összes kotorék			Lakott kotorék			Lakott nagy vár		
		Borz (n = 20)	Róka (n = 33)	t/t _w	Borz (n = 13)	Róka (n = 18)	t/t _w	Borz (n = 9)	Róka (n = 7)	t/t _w
		Átlag ± SD	Átlag ± SD		Átlag ± SD	Átlag ± SD		Átlag ± SD	Átlag ± SD	
1200	Fedett	43,6 ± 6,6	45,0 ± 8,4	$p = 0,514$	43,6 ± 5,2	44,0 ± 9,7	$p = 0,871$	43,7 ± 5,8	43,3 ± 7,0	$p = 0,905$
	Nyílt	47,3 ± 9,7	41,6 ± 10,8	$p = 0,056$	49,6 ± 5,6	41,8 ± 12,1	$p = 0,023$	49,0 ± 5,9	40,9 ± 10,9	$p = 0,080$
	Vegyes	9,1 ± 5,7	13,4 ± 6,8	$p = 0,020$	6,8 ± 3,5	14,2 ± 6,8	$p < 0,001$	7,3 ± 4,2	15,8 ± 6,7	$p = 0,007$
800	Fedett	45,5 ± 13,7	41,0 ± 13,2	$p = 0,246$	47,5 ± 12,9	39,4 ± 14,5	$p = 0,117$	47,4 ± 15,1	37,2 ± 7,6	$p = 0,124$
	Nyílt	45,4 ± 14,3	43,3 ± 14,9	$p = 0,618$	47,1 ± 11,6	42,8 ± 17,1	$p = 0,437$	47,9 ± 13,3	41,9 ± 14,2	$p = 0,403$
	Vegyes	9,2 ± 8,7	15,7 ± 10,6	$p = 0,023$	5,4 ± 2,3	17,8 ± 10,6	$p < 0,001$	4,7 ± 2,4	20,9 ± 9,5	$p = 0,004$
400	Fedett	50,7 ± 18,5	42,7 ± 18,7	$p = 0,133$	53,8 ± 19,7	41,9 ± 16,9	$p = 0,081$	53,3 ± 23,9	35,1 ± 9,7	$p = 0,062$
	Nyílt	40,8 ± 19,9	35,8 ± 19,4	$p = 0,371$	41,5 ± 19,0	31,3 ± 21,7	$p = 0,185$	42,6 ± 22,5	28,7 ± 16,4	$p = 0,190$
	Vegyes	8,5 ± 10,4	21,5 ± 18,5	$p = 0,001$	4,7 ± 4,7	26,8 ± 20,7	$p < 0,001$	4,1 ± 4,7	36,2 ± 17,7	$p = 0,003$

14. táblázat: Az élőhelytípusok százalékos arányának és eloszlásának összehasonlítása a különböző méretű pufferek és kotorék kategóriák esetén (Márton és munkatársai 2014)

A Simpson diverzitás érték az 1200 méter sugarú sávon belül, az összes kotorékot tekintve, a róka kotorékok körül (átlag ± SD: $0,585 \pm 0,046$) statisztikailag igazolhatóan nagyobb volt (kétmintás t-próba, $t = 1,938$, $df = 51$, $P < 0,05$), mint a borz esetében ($0,562 \pm 0,035$). Ez a különbség a lakott kotorékok esetében is kimutatható volt (Welch-próba, $tW = 2,210$, $df = 12$, $P < 0,025$) (borz: $0,553 \pm 0,030$, róka: $0,586 \pm 0,052$), valamint a lakott nagy

várat összehasonlítva statisztikailag szintén igazolható volt az eltérés (kétmintás t-próba, $t = 2,384$, $df = 14$, $P < 0,025$) (borz: $0,557 \pm 0,035$, róka: $0,602 \pm 0,042$) (15. táblázat).

A 800 méter sugarú sávon belül, az összes kotorék esetében, a borzéval szemben ($0,535 \pm 0,061$), a róka kotorékok körül ($0,572 \pm 0,079$) szignifikánsan diverzebbnek mutatkozott az élőhely (kétmintás t-próba, $t = 1,793$, $df = 51$, $P < 0,05$). A lakott kotorékokat vizsgálva a különbség szintén kimutatható volt (Welch-próba, $tW = 2,026$, $df = 12$, $P < 0,05$) (borz: $0,521 \pm 0,053$, róka: $0,574 \pm 0,091$). A két ragadozó által lakott nagy várat nézve is szignifikáns volt az eltérés (kétmintás t-próba, $t = 3,620$, $df = 14$, $P < 0,005$) (borz: $0,508 \pm 0,057$, róka: $0,612 \pm 0,058$) (15. táblázat).

A legszűkebb, azaz a 400 méter sugarú sávon belül, sem az összes kotorék (kétmintás t-próba, $t = 1,353$, $df = 51$, $P \geq 0,05$) (borz: $0,489 \pm 0,136$, róka: $0,541 \pm 0,134$), sem a lakott kotorékok esetében nem volt kimutatható különbség (kétmintás t-próba, $t = 1,589$, $df = 29$, $P \geq 0,05$) (borz: $0,465 \pm 0,150$, róka: $0,543 \pm 0,124$). A lakott nagy várat tekintve (Welch-próba, $tW = 2,775$, $df = 6$, $P < 0,025$) (borz: $0,435 \pm 0,173$, róka: $0,605 \pm 0,055$) ugyanakkor az eltérés már szignifikáns mértékű volt (15. táblázat).

A Shannon diverzitás érték, az 1200 méter sugarú sávon belül az összes kotorékat nézve szignifikánsan különbözött (kétmintás t-próba, $t = 2,359$, $df = 51$, $P < 0,025$) (borz: $0,906 \pm 0,072$, róka: $0,961 \pm 0,087$). A lakott kotorékok (kétmintás t-próba, $t = 2,880$, $df = 29$, $P < 0,005$) (borz: $0,882 \pm 0,060$, róka: $0,965 \pm 0,091$) és a lakott nagy várat (kétmintás t-próba, $t = 2,727$, $df = 14$, $P < 0,01$) (borz: $0,890 \pm 0,070$, róka: $0,991 \pm 0,077$) esetében egyaránt kimutatható volt az eltérés (15. táblázat).

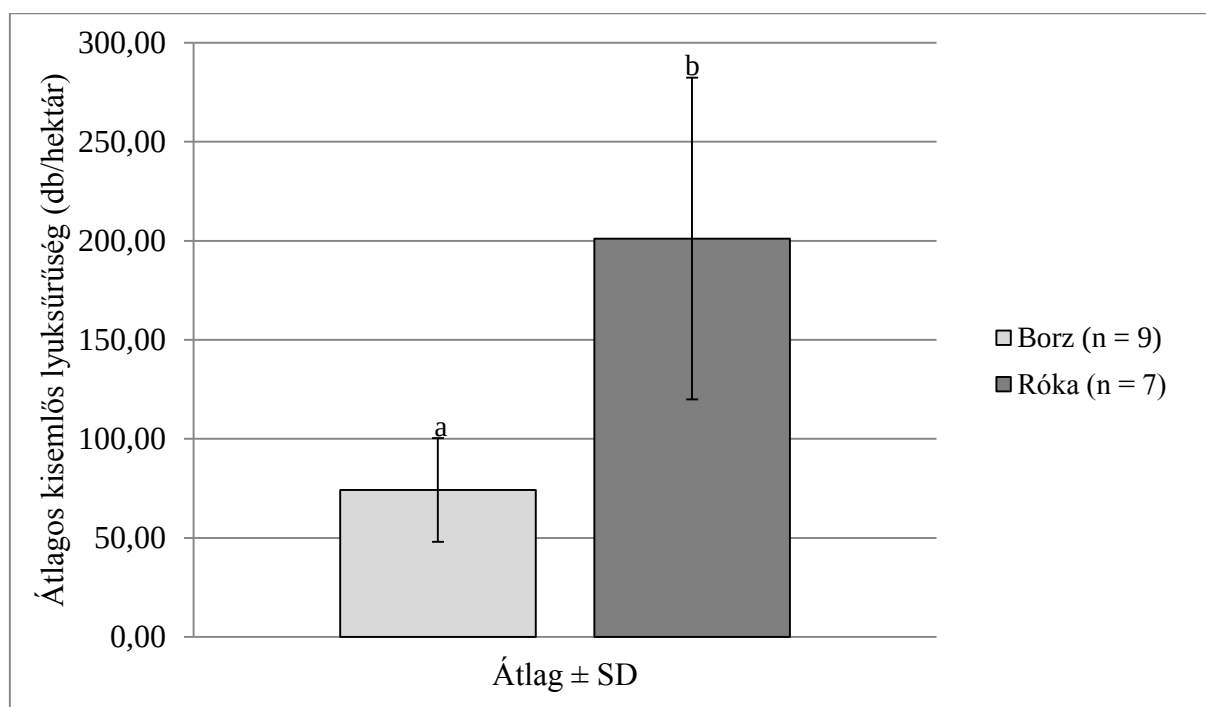
A 800 méter sugarú sávon belül mért Shannon diverzitás index, az összes kotorék (kétmintás t-próba, $t = 2,089$, $df = 51$, $P < 0,05$) (borz: $0,862 \pm 0,105$, róka: $0,938 \pm 0,140$), a lakott kotorékok (Welch-próba, $tW = 2,912$, $df = 12$, $P < 0,01$) (borz: $0,829 \pm 0,085$, róka: $0,952 \pm 0,148$) és a lakott nagy várat tekintve (kétmintás t-próba, $t = 4,279$, $df = 14$, $P < 0,005$) (borz: $0,804 \pm 0,090$, róka: $1,009 \pm 0,101$), egyaránt szignifikánsan különbözött (15. táblázat).

A 400 méter sugarú sávon belül a Shannon diverzitás az összes kotorék (kétmintás t-próba, $t = 1,429$, $df = 51$, $P \geq 0,05$) (borz: $0,784 \pm 0,218$, róka: $0,875 \pm 0,228$) esetében statisztikailag alátámasztható eltérést nem mutatott. A lakott kotorékokat (kétmintás t-próba, $t = 1,852$, $df = 29$, $P < 0,05$) (borz: $0,734 \pm 0,231$, róka: $0,883 \pm 0,214$), valamint a lakott nagy várat vizsgálva (kétmintás t-próba, $t = 2,670$, $df = 14$, $P < 0,01$) (borz: $0,688 \pm 0,261$, róka: $0,980 \pm 0,137$), azonban az eltérés már szignifikáns mértékű volt (15. táblázat).

Puffer	Diverzitás index	Összes kotorék			Lakott kotorék			Lakott nagy vár		
		Borz (n = 20)	Róka (n = 33)	t/t _w	Borz (n = 13)	Róka (n = 18)	t/t _w	Borz (n = 9)	Róka (n = 7)	t/t _w
		Átlag ± SD	Átlag ± SD		Átlag ± SD	Átlag ± SD		Átlag ± SD	Átlag ± SD	
1200	Simpson	0,562 ± 0,035	0,585 ± 0,046	p = 0,059	0,553 ± 0,030	0,586 ± 0,052	p = 0,035	0,557 ± 0,035	0,602 ± 0,042	p = 0,031
	Shannon	0,906 ± 0,072	0,961 ± 0,087	p = 0,022	0,882 ± 0,060	0,965 ± 0,091	p = 0,007	0,890 ± 0,070	0,991 ± 0,077	p = 0,016
800	Simpson	0,535 ± 0,061	0,572 ± 0,079	p = 0,079	0,521 ± 0,053	0,574 ± 0,091	p = 0,053	0,508 ± 0,057	0,612 ± 0,058	p = 0,002
	Shannon	0,862 ± 0,105	0,938 ± 0,140	p = 0,041	0,829 ± 0,085	0,952 ± 0,148	p = 0,007	0,804 ± 0,090	1,009 ± 0,101	p < 0,001
400	Simpson	0,489 ± 0,136	0,541 ± 0,134	p = 0,183	0,465 ± 0,150	0,543 ± 0,124	p = 0,123	0,435 ± 0,173	0,605 ± 0,055	p = 0,021
	Shannon	0,784 ± 0,218	0,875 ± 0,228	p = 0,158	0,734 ± 0,231	0,883 ± 0,214	p = 0,074	0,688 ± 0,261	0,980 ± 0,137	p = 0,018

15. táblázat: A diverzitás értékek összehasonlítása a különböző méretű pufferek és kotorék kategóriák esetén (Márton és munkatársai 2014)

A kisemlős lyuksűrűség becslés eredménye azt mutatta, hogy a lakott rókavárak közelében ($201,12 \pm 81,23$ db/hektár) a kisemlős lyukak sűrűsége szignifikánsan nagyobb volt (Welch-próba, $t_W = 3,975$, $df = 6$, $P < 0,005$), mint a borzvárak esetében ($74,22 \pm 26,21$ db/hektár) (4. ábra).



4. ábra: A kisemlős lyuksűrűség alakulása a két ragadozó lakott nagy várai közelében (a,b: $P < 0,005$), (Márton és munkatársai 2014)

3.2.3. Következtetések

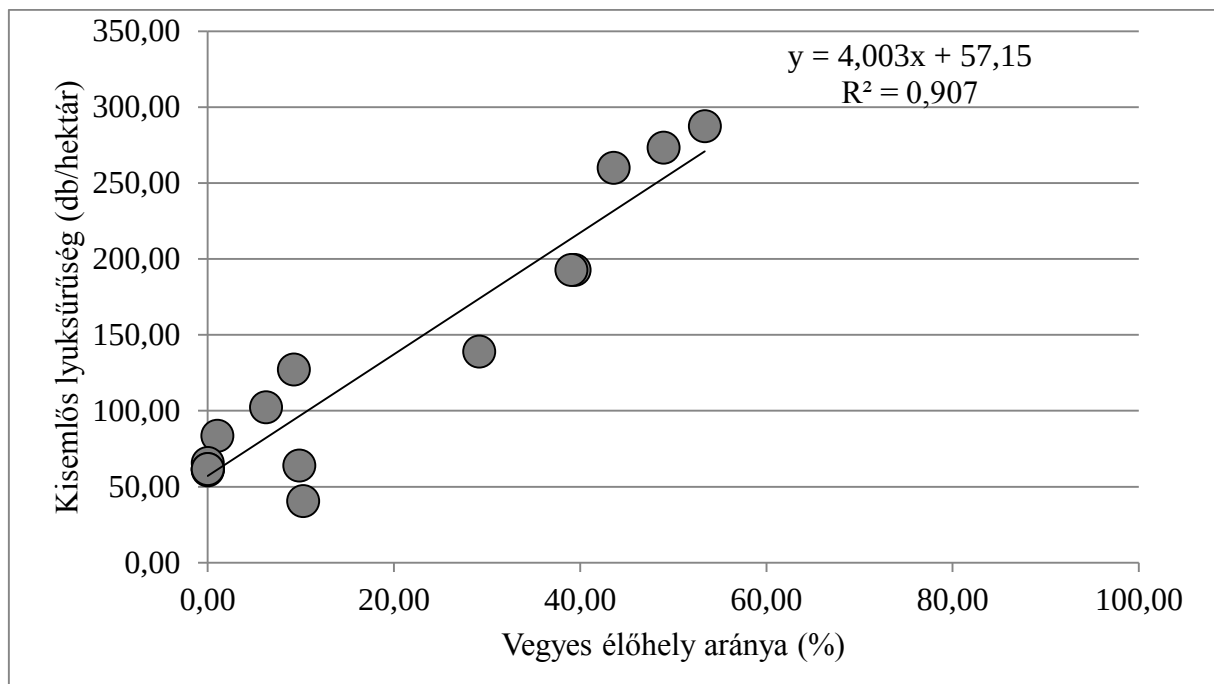
A két ragadozó lakott kotorékainak elhelyezkedése alapján mind a borz (χ^2 -próba, $\chi^2 = 10,575$, $df = 2$, $P < 0,01$, $n = 13$), mind a róka (χ^2 -próba, $\chi^2 = 18,684$, $df = 2$, $P < 0,001$, $n = 18$) kotorékainak eloszlása különbözik a vizsgálati területen jelenlévő élőhelyek aránya alapján várttól. Mindkét faj valamilyen élőhelyi tulajdonság, például a vegetációtípus, a talajtípus, a vízrajzi adottság vagy az adott táplálékforrás jelenléte, illetve ezek összessége alapján választja ki kotorékának helyét (Neal és Cheeseman 1996). A lakott kotorékok elhelyezkedése alapján a vizsgálati terület vegetációtípusaira számított élőhely-preferencia értéke a borz esetében a fedett élőhelytípus kedveltséget, míg a nyílt és a vegyes élőhelyek elkerülését mutatta. A róka a fedett és a vegyes területeket preferálta, a nyílt területeket viszont teljes mértékben elkerülte. Ezek az értékek megegyeznek egyes korábbi, hasonló élőhelyen végzett felmérések eredményeivel (Heltai és munkatársai 2011, Neal és Cheeseman 1996). A vizsgálati terület vegetációtípusaiban a két ragadozó lakott kotorékainak eloszlását összehasonlítva nem kaptunk statisztikailag igazolható különbséget (χ^2 -próba, $\chi^2 = 2,838$, $df = 1$, $P \geq 0,05$, $n = 31$). Amikor azonban az egyes kotorékok köré a két faj mozgáskörzetének megfelelő területű köröket illesztettünk (Kowalczyk és munkatársai 2003 és 2006, Tuytens és munkatársai 2000, Weber és Meia 1996) és ezekben vizsgáltuk a különböző vegetációtípusok arányát és eloszlását, a különbség egyértelművé vált. Az élőhelytípusok arányát összehasonlítva jól látható, hogy az 1200 méter sugarú sávon belül a nyílt és a vegyes területek esetén mindhárom kotorék kategóriában kimutatható volt a különbség. A nyílt területek a borz, a vegyes élőhelyek pedig a róka esetében mutatkoztak nagyobb arányúnak. A 800 méter sugarú sávon belül a vegyes élőhely mindhárom kotorék kategóriában a róka esetében volt szignifikánsan nagyobb arányú. A 400 méter sugarú sávon belül az összes kotorékot tekintve a vegyes terület aránya a rókánál nagyobb volt, míg a lakott kotorék és a lakott nagy vár kategóriában a fedett élőhelyek a borznál, a vegyes élőhelyek pedig a rókánál voltak jelen nagyobb arányban. A borznál mindhárom kotorék kategória esetében azt tapasztaltuk, hogy minél kisebb a puffer területe, annál nagyobb a fedett élőhely, és annál kisebb a nyílt terület aránya. A vegyes élőhely is csökkenő trendet mutatott, de nem olyan fokozatosan, mint a nyílt vegetáció. Megfigyelhető volt az a tendencia is, hogy a 800 méteres és a 400 méteres sávon belül az összes kotoréktól a lakott nagy vár kategória felé haladva a vegyes élőhely aránya csökkenést mutatott. A róka esetében a 800 méteres és a 400 méteres sávon belül az összes kotoréktól a lakott nagy várak felé haladva a fedett és a nyílt élőhelyek aránya egyaránt csökkent. A vegyes élőhely esetében viszont két grádiens melletti

növekedés volt megfigyelhető, azaz a pufferek területének szűkülésével, valamint az összes kotoréktól a lakott nagy vár kategória felé haladva, egyaránt növekedett annak aránya. Ezek az eredmények arra engednek következtetni, hogy a kotoréképítés szempontjából a borz számára a fedett, a róka számára pedig a vegyes növényzet tekinthető kiemelkedő fontosságúnak (Neal és Cheeseman 1996).

Az élőhelyi arányok eloszlását vizsgálva az 1200 méteres sávon belül nem volt kimutatható eltérés, azonban a 800 méteres sávon belül a lakott kotorékok, valamint a lakott nagy várak esetében már statisztikailag igazolhatóan eltérő eloszlást mutattak az élőhelytípusok. A 400 méteres sávon belül az összes kotorék esetében is kimutatható volt a különbség. Az élőhelyi arányok eloszlásában annál erősebb volt az eltérés minél kisebb méretű pufferen belül vizsgáltuk és minél inkább haladtunk a lakott nagy vár kategória felé. A zsákmányban gazdag élőhelyeken a közepes testű ragadozó fajokra is kisebb méretű mozgáskörzetek jellemzőek (Csányi 2007, Kruuk 1989). A fajok közötti nicheszegregáció pedig a fajra jellemző mozgáskörzeten belül jelentős (Holmala és Kauhala 2009).

Mindhárom méretű sávon belül az látható, hogy az összes és a lakott kotorékok esetében, hogy a szűkebb sávok felé haladva csökken a diverzitás érték. A sáv szélességének csökkenésével bekövetkező diverzitáscsökkenés trendje nagymértékben az élőhelyi adatok területi felbontásával lehet magyarázható, az azonban meglepő, hogy a nagy lakott rókavárak esetében ezt a trendet nem tapasztaljuk. Összességében ezek az eredmények azt mutatják, hogy a róka számára fontosabbak lehetnek a vegyes, nagyobb diverzitású élőhelyek, mint a borznak.

A kisemlős lyuksűrűség felmérés eredménye azt mutatta, hogy a lakott rókavárak közelében a kisemlős lyukak sűrűsége szignifikánsan nagyobb volt. Ezt követően megvizsgáltuk az összefüggést a különböző vegetáció típusok, diverzitás indexek és a kisemlős lyuksűrűség között. Azt tapasztaltuk, hogy a kisemlős lyuksűrűség és a fedett élőhely arányának alakulása között, nincs kimutatható összefüggés (ANOVA, $F = 3,15$, $df = 1;14$, $P \geq 0,05$). A nyílt vegetációval szignifikáns mértékű (ANOVA, $F = 4,72$, $df = 1;14$, $P < 0,05$) mérsékelt erősségű és negatív a kapcsolat ($r = -0,502$), míg a vegyes élőhely esetén igen szoros pozitív ($r = 0,952$) és szignifikáns (ANOVA, $F = 136,07$, $df = 1;14$, $P < 0,01$) korrelációt találtunk (5. ábra).



5. ábra: Összefüggés a kisemlős lyuksűrűség és a vegyes élőhely arányának alakulása között. (ANOVA, $F = 136,07$, $df = 1;14$, $P < 0,01$) (Márton és munkatársai 2014)

A diverzitás indexek és a kisemlős lyuksűrűség összefüggését vizsgálva azt az eredményt kaptuk, hogy a Simpson diverzitással szignifikáns (ANOVA, $F = 5,63$, $df = 1;14$, $P < 0,05$) pozitív, és mérsékelten erős a kapcsolat ($r = 0,535$) volt kimutatható. A Shannon diverzitás esetén pedig szignifikáns (ANOVA, $F = 8,35$, $df = 1;14$, $P < 0,025$) pozitív, és közepesen erős kapcsolatot találtunk ($r = 0,611$).

Az eredmények alapján arra következtettünk, hogy az élőhely-preferencia vizsgálat mellett érdemes elvégezni a mozgáskörzet szintjén történő élőhelyválasztás felmérését is. A vizsgálati terület nagy mérete könnyen elfedheti azokat az apró, mégis lényeges különbségeket, amelyek lehetővé teszik, hogy a két közepes testű ragadozó egy adott élőhelyen egyre növekvő állománnyal legyen jelen. A vizsgálat rámutat továbbá arra is, hogy a kotorékok mindkét faj számára kiemelt fontossággal bírnak (Kruuk 1989, Neal és Cheeseman 1996).

Eredményeink alapján a borz és a róka kotorékának eltérő élőhelyi szerkezetű területeket választott, amely feltevésünk szerint összefügghet azzal is, hogy fő prédafajaik különböznek (Lanszki és munkatársai 1999, Neal és Cheeseman 1996). A kisemlősök mindkét faj számára fontos táplálékforrást jelentenek (Canova és Rosa 1993, Lanszki és munkatársai 1999), bár több vizsgálat eredménye is azt mutatta, hogy a borz számára a gerinctelenek és a növények tekinthetők inkább elsődleges táplálékalkotónak (Canova és Rosa 1993, Lanszki és munkatársai 1999, Lucherini és Crema 1995, Neal és Cheeseman 1996). A

róka érendjében viszont az első helyen a kisemlősök állnak (Baltrunaite 2002, Canova és Rosa 1993, Lanszki és munkatársai 1999).

Az élőhelyi arányok vizsgálatánál a vegyes élőhely minden esetben különbözött. Az összefüggés vizsgálat eredménye egyértelműen rámutatott arra, hogy ebben a vegetáció típusban a róka megtalálja elsődleges táplálékforrását, amelyre az általános ökológiai szegélyhatás adhat magyarázatot (Smith és munkatársai 1997). A borz számára viszont elegendő táplálékot biztosíthat a fedett, valamint a nyílt élőhely gerinctelen- és növényvilága (Canova és Rosa 1993, Kruuk 1989, Neal és Cheeseman 1996).

*A vizsgálat eredményeinek összegzéseként elmondható, hogy a két közepes testű ragadozó nicheszegregációjában a kotorékoknak és ezen belül a nagy váraknak, valamint a fő táplálékforrások területi eloszlásának van kiemelkedő szerepe. **Eltérő vegetáció szerkezetű élőhelyeket választanak kotorékuk helyéül, de ez a választás nem a növényzet összetétele alapján történik, hanem tulajdonképpen fő prédafajaik jellemző élőhelyeihez adaptálódhatnak.***

A puffer sávokon alapuló, valamint a kisemlős lyuksűrűség vizsgálat során alkalmazott módszerünk a két ragadozó nicheszegregációjának viszonylag gyors és egyszerű kimutatását teszi lehetővé. Mindazonáltal eredményeink általános érvényességét célszerű lenne más területeken, különböző élőhelyeken is ellenőrizni.

4. A vörös róka és az eurázsiai borz állományaival való tudatos gazdálkodás fejlesztése

4.1. A vörös róka ragadozógazdálkodási modelljének terepi próbája és fejlesztése

A róka ragadozógazdálkodási modelljének kidolgozása (összefoglalva: Heltai 2010) során az egyik legfontosabb cél a hatékonyság mérésnek egyszerű meghatározása volt. Ezt szolgálta a gyérítési ráta, amely terítéksűrűség és az állománysűrűség hányadosa. A gyérítési ráta értékelési szintjének meghatározása országos statisztikai, és/vagy a kérdőíves felmérésekkel gyűjtött önkéntes, illetve kötelező adatszolgáltatáson alapult (Heltai és munkatársai 2004a). Az állománynövekedést átlagosan 5 kölyökkel, és a terület teljes elméleti nőstény állományára (törzsállomány 50%-a) határoztuk meg, melynek során a természetes mortalitást nem vettük figyelembe. Azaz a rendelkezésre álló zoológiai és vadgazdálkodási statisztikai adatok alapján a gyérítési ráta szükséges mértékét, amely már az állomány csökkenését okozza 2,5-ben határoztuk meg.

Az alapadatok nagy szórása és az elhanyagolások együttesen azonban elfedhetik a jól gazdálkodó vadgazdálkodási egységek munkáját és egyúttal túlságosan szigorú értékelési feltételekhez vezethetnek. Emiatt határoztuk el, hogy 2005-ben három jól működő, de élőhelyében és gazdálkodásában is különböző vadgazdálkodási egység esetében – Petőfi Vadásztársaság (Jászárokszállás), Hubertus Vadásztársaság (Abádszalók), Nagykun Vadásztársaság (Karcag) – terepi adatgyűjtés és a ragadozógazdálkodási modell alapján együtt értékeljük ez irányú tevékenységüket és egyúttal a gyérítési ráta alapján történő értékelés megfelelőségét is.

4.1.1. Vizsgálati területek és módszerek

A vizsgálati területek kotoréksűrűségének felméréséhez a rugalmas sávos becslést alkalmaztuk. A felméréseket a három területen két nap alatt végeztük el 2005. év tavaszán. Mindhárom vadászterületen egy-egy kb. 3000 hektáros mintaterületet jelöltünk ki, melyen egymástól 500 méterre, párhuzamosan határoztuk meg a bejárando vonalakat észak-déli irányban. A vonalakon GEKO 201 típusú GPS készülék segítségével tájékozódunk, illetve ugyanezzel a készülékkel rögzítettük a bejárt útvonalakat és a megtalált kotorékok helyét. A

látótávolságokat – amilyen messziről egy kotorékot még észlelhetőnek tartottunk - a vonal jobb és bal oldalán folyamatosan rögzítettük. A látótávolságokból és a vonal hosszából kiszámítottuk a ténylegesen bejárt terület nagyságát. Ez Abádszalókon 1712 ha, Jászárokszálláson 1567 ha, Karcagon 1712 pedig ha volt. A megtalált kotorékokat lakottságuk szerint csoportosítottuk, majd összes és lakott kotoréksűrűséget számoltunk, és ennek alapján határoztuk meg a teljes területen található kotorékok számát. A vizsgálati területeken vadászat során elejtett felnőtt szukák adatai alapján területenként megállapítottuk továbbá a szaporító és nem szaporító szukák arányát, valamint becsültük a szaporító szukák átlagos szaporulatának nagyságát a méhekben található placentahegek száma alapján.

A területek ragadozógazdálkodását a kotorékfelmérés alapján meghatározott róka állománynagyságból kiindulva, a ragadozógazdálkodási modell alapján a gyérítési ráta kiszámításával jellemeztük, azaz: $\text{gyérítési ráta} = \text{terítéksűrűség} / \text{állománysűrűség}$. Az állománynövekedését kétféle módon határoztuk meg. Első esetben a modell alapján a becsült állományban 1:1 ivararányt feltételezve az országos átlagra jellemző szukánkénti 5 kölyökkel számoltunk. A második esetben a becsült állományban szintén 1:1 ivararányt feltételeztünk, de ezután az adott területre jellemző szaporító szukák arányát és a placentahegek alapján becsült szaporulatnagyságot vettük figyelembe. A számítások során az eredményeket minden esetben egész számra kerekítettük. A terítékadatokat a vadgazdálkodók havi rendszerességgel bocsátották rendelkezésünkre.

4.1.2. Eredmények

A három terület kotoréksűrűség becslésének eredményeit a 16. és a 17. táblázat mutatja. Látható, hogy Abádszalókon és Jászárokszálláson a becsült állománysűrűség alacsonyabb, mint a kérdőíves felmérések alapján abban az időszakban publikált országos (7,45 db/1000 ha) és alföldi (7,28 db/1000 ha) rókasűrűség (Heltai 2010), míg Karcagon a becsült állomány jelentős mértékben meghaladja azt. Mindhárom területen magas volt a nem szaporító szukák aránya és a becsült átlagos szaporulat is meghaladta az országos átlagot (18. táblázat).

Terület	Bejárt útvonat (km)	Bejárt terület (ha)	Megtalált kotorék (db)	Becsült kotorék (db)	Becsült törzsállomány (db)
Abádszalók	74,080	1712	4	53	106
Jászárokszállás	53,060	1567	4	29	58
Karcag	75,450	1712	8	154	308

16. táblázat: A kotorékfelmérés alapadatai (Heltai és munkatársai 2010)

Terület	Terület nagysága (ha)	Kotorék sűrűség (db/1000 ha)	Törzsállomány sűrűség (db/1000 ha)
Abádszalók	22751	2,32	4,64
Jászárokszállás	10190	2,85	5,7
Karcag	29190	5,25	10,5

17. táblázat: A vizsgálati területek becsült kotorék és állománysűrűségi adatai (Heltai és munkatársai 2010)

Terület	Mintaszám	Szaporító szuka	Átlagos szaporulat	Szórás
Abádszalók	105	77	6,43	2,81
Jászárokszállás	51	29	6,04	2,11
Karcag	13	11	9,18	2,48

18. táblázat: A vizsgált szukák reprodukciós adatai (Heltai és munkatársai 2010)

Az állománysűrűségi adatok alapján, 1:1 ivararányt feltételezve az állomány növekedését kétféle módon számítottuk ki (19. táblázat). A ragadozógazdálkodási modell alapján minden szukát szaporítónak tekintve és átlagosan 5 kölyökkel számolva (I.-es oszlop), azt láthatjuk, hogy csak Abádszalókon haladja meg a teríték nagysága az állománynövekedését. A valósághoz közelebb álló módon számolt – azaz a szukák számát a nem szaporító szukák arányával csökkentve és, a becsült szaporulatot az adott területen a placentahegek alapján mért adatokkal megadva (II-es oszlop) – a növekmény már Jászárokszálláson is csak kismértékben kisebb, mint az éves teríték. Karcagon viszont mindkét számítási mód az elégtelen gyérítést jelzi.

Terület	Szaporító szukák		Növekmény		Teríték	Gyérítési ráta
	I.	II.	I.	II.		
Abádszalók	53	39	265	251	281	2,66
Jászárokszállás	29	16	145	94	101	1,73
Karcag	154	130	770	1170	248	0,80

19. táblázat: Az állomány növekedése, az éves terítékadatok és a gyérítési ráta alakulása (I: törzsállomány 50%-a – 5 kölyök szukánként; II: inaktív szukák és valós szaporulat figyelembe vételével) (Heltai és munkatársai 2010)

Az állománysűrűség és terítéksűrűség adatok alapján számolt gyérítési ráta hasonló képet mutat. Egyedül Abádszalókon haladták meg a korábban az országos adatok és elméleti szaporodási ráta alapján javasolt 2,5-es gyérítési rátát. Jászárokszálláson magasabb volt a gyérítési ráta értéke, mint a vizsgálat előtti évtizedben tapasztalt országos értékek - 1988 és 2004 között 0,59 és 0,86 között változott -, de nem érte el még a 2-es értéket sem. Ennek ellenére a szaporulati adatokkal összevetve a teríték nagyságát, úgy tűnik, hogy ez a szint is megfelelő az állomány szinten tartására. Karcagon a gyérítés intenzitása egyértelműen alacsony, az országos átlag szerint alakult. Mindhárom területen, a szezonon³ kívüli, azaz tavaszi gyérítésre törekedtek, legjobban itt is Abádszalók teljesített (20. táblázat).

Terület	Teríték összesen	Teríték szezonban (nov.-febr.)		Teríték szezonon kívül (márc.-okt.)	
		db	%	db	%
Abádszalók	281	20	7.11	261	92.89
Jászárokszállás	101	26	25.74	75	74.26
Karcag	248	37	14.92	211	85.08

20. táblázat: A teríték éven belüli megoszlása (Heltai és munkatársai 2010)

4.1.3. Következtetések

A három vizsgált terület közül kettőn – Abádszalókon és Jászárokszálláson – az általunk becsült állománysűrűség az országos és nagytérégi szintre jellemző (Heltai 2010) átlag alatt volt. Ennek valószínűsíthető oka, hogy ezeknél a társaságoknál évek óta kitartó és intenzív ragadozógyérítés folyik. Karcagon azonban az állománysűrűség jelentősen meghaladta a két másik területen, és az országosan becsült, értékeket is. Feltételezhető, hogy ez a nagyobb állománysűrűség a korábbi évek elégtelen mértékű ragadozógyérítésének következménye.

A korábbi években a gyérítés intenzitását minden esetben csak a gyérítési ráta segítségével értékeltük. Ennek a viszonyzámnak az értékelése, különösen a napi vadgazdálkodási gyakorlatban azonban számos nehézségbe ütközött. Ezért tartottuk fontosnak, hogy e három területen, ahol megfelelő adatok álltak rendelkezésünkre, értékeljük a teríték abszolút nagyságát is, a becsülhető éves állománynövekedéshez képest. Eredményeink azt mutatják, hogy a három terület közül csak Abádszalókon voltak képesek a

³A vörös róka egész évben vadászható faj. Szezonjának azt az időszakot tekintjük, amikor gereznája értékes, ez novemberből februárig tart. Az apróvad védelme érdekében azonban a gyérítésnek az ezenkívüli időszakban kellene intenzívebbnek lennie (Heltai és munkatársai 2004, Heltai 2010).

növekménynél egyértelműen több rókát terítékre hozni, azaz vélhetően további kismértékű állománycsökkenést előidézni, míg Jászárokszálláson szinten tartás, Karcagon pedig további állománynövekedés valószínűsíthető.

Az egyes területekre kiszámolt gyérítési ráta értékek az előzőekkel összhangban egyértelműen azt mutatják, hogy a leghatékonyabb gyérítés Abádszalókon, míg a legkevésbé hatékony Karcagon volt tapasztalható. **Ugyanakkor a gyérítési ráta értékeket összevetve az abszolút, tehát a terepen mért, számokkal, annak jellemzését feltétlenül átértékelésre javasoljuk.** Korábban az országos átlagos adatok alapján egyértelműen a 2,5-nél nagyobb gyérítési rátát tartottuk elfogadhatónak (pl.: Szemethy és munkatársai 1994, 2001, Heltai és munkatársai 2004a). A terepi adatok alapján azonban úgy látjuk, hogy a szaporodásban valóban résztvevő szukák arányának és a területre jellemző szaporulat nagyságának ismeretében ezt az értékelést egy finomabb bontású, hármas skála alapján célszerű elvégezni:

- **a gyérítési ráta kisebb, mint 1,5: a gyérítés elégtelen**, a róka állományát nem a gyérítés szabályozza, az élőhely minőségének függvényében állománynövekedés várható;
- **a gyérítési ráta 1,5 és 2 között: a gyérítés intenzitása valószínűleg elegendő** a további növekedés megakadályozásához;
- **a gyérítés ráta több mint 2: a gyérítés megfelelő intenzitású**, az állomány csökkenhet.

4.2. Az eurázsiai borz ragadozógazdálkodási modelljének megalapozása

A borz az 1973-ban történt védetté nyilvánítását követő évtizedekben egész Magyarország területén előforduló, közönséges ragadozóvá vált. Állománysűrűsége és elterjedési területe vizsgálatának kezdete, azaz 1987 óta növekszik, napjainkban már nincs olyan hazai tájegység, ahol ne fordulna elő (Heltai és munkatársai, 2001; Heltai, 2010). Állományának a hazaihoz hasonló növekedése az 1980-as évektől kezdve egész Európában megfigyelhető volt (Mitchell-Jones és munkatársai, 1999). A skandináv országokban ráadásul nem csak állománynövekedésről, hanem északi irányú terjeszkedésről is beszámoltak, olyannyira, hogy az 1990-es évek elején néhány alkalommal még az Északi Sarkkör közeléből is jelentettek borz észlelést. Elterjedési területének határa Svédországban és Norvégiában 300

km-rel, Finnországban pedig mintegy 100 km-rel tolódott északabbra az 1940-es években tapasztaltakhoz képest (Bevanger és Lindström, 1995; Kauhala, 1995). Terjeszkedése és sűrűségnövekedése annak ellenére következett be, hogy a nyestkutya is ebben az időszakban telepedett meg Finnországban (Kauhala, 1994). A borz 2001 óta ismét vadászható, a jelenleg hatályos jogszabály szerint vadászidénye július 1. és február utolsó napja között van.

Csányi (2007) meghatározása szerint a vadgazdálkodás az adott faj és annak élőhelye közötti kapcsolatba, valamint a faj populációdinamikájába való tudatos beavatkozás. Ahhoz azonban, hogy egy adott fajjal célzottan és megfelelően gazdálkodjunk, nagyon alaposan ismerni kell annak élőhelyhasználatának és populációdinamikájának jellemzőit. Kizárólag ezek alapján lehet ugyanis a faj jellemzőin (természetráján) alapuló, hatékony gazdálkodási modellt kidolgozni. Bár elméletben a rókára kidolgozott ragadozógazdálkodási modell (Heltai 2010) a borz esetében is alkalmazható lehetne, ennek éppen ezen ismeretek hiánya adja a korlátait. A borz esetében ugyanis jóval bizonytalanabb a létszámbecslés, mint a rókánál. Az ott bevált kotorécfelmérésem alapuló létszámbecslés a borznál, annak társas életmódja miatt csak korlátozottan alkalmazható. Nem tudjuk ugyanis még becsülni sem, hogy egy kotorékhoz ténylegesen hány egyed tartozhat. A nemzetközi irodalom szerint ugyanis a borz lehet magányos (szoliter) életmódú, de élhet családi csoportokban (klánok) is. A választott stratégia valószínűleg az állomány sűrűségétől és a táplálékforrások elérhetőségétől függ (Kruuk 1989, Macdonald 1983, Silva és munkatársai 1994). A másik hiányosság, hogy a rókával ellentétben a borznál nem állnak rendelkezésre hazai szaporodásbiológiai adatok. Nem ismerjük sem a szaporító szukák arányát (ez utalhat arra, hogy klánok vagy szoliter egyedek/párok fordulnak elő a területünkön – klánok esetében ugyanis a szukáknak csak kisebb hányada aktív), sem az átlagos szaporulat nagyságát. Az állomány növekedési képessége azonban csak ezen ismeretek alapján számolható ki, és ennek figyelembevételével határozható meg a szinten tartáshoz, vagy az állománycsökkentéshez szükséges vadászati nyomás (gyérítési ráta) is.

Célunk a fentiek miatt az volt, hogy hazai szaporodásbiológiai adatok gyűjtésével pontosabb képet alkothassunk a magyarországi borzállomány növekedési képességéről. A gyűjtött minták esetében ezért a placentahegek alapján meghatároztuk egyrészt a szaporító és nem szaporító szukák arányát, valamint az egy szukára jutó átlagos szaporulat nagyságát.

4.2.1. Az adatgyűjtés és értékelés módszerei

A szaporodási mutatók megállapításához részint a Vadvilág Megőrzési Intézet munkatársai által korábban rögzített boncolási jegyzőkönyvi adatokat (ezek 1997 és 2002 közötti elejtésekből és elhullásokból származtak), másrészt a vizsgálathoz célzottan gyűjtött adatokat dolgoztunk föl. A frissen gyűjtött minták Solt és Dunaújváros körzetében 2010 és 2011-ben terítékre hozott nőstényekből származtak. A tárolási nehézségek és a távolság miatt azt a megoldást választottuk, hogy az elejtést követően a helyszínen eltávolított méheket alkoholba vagy formalinba tették, és az Intézetbe ilyen módon tartósítva juttatták el. Nyolc méhet kaptunk Soltról (itt az elejtés pontos idejét is megadták), kettőt pedig Dunaújvárosból. A 10 méh közül kettőnél roncsolt volt a szövet, így nem kaptunk pontos adatot, ezért végül ebből a mintagyűjtésből nyolc mintával rendelkezünk.

A méheket szikével vagy ollóval a hüvely felől felnyitottuk, fehér lapra terítettük és, megszámloltuk az egyértelműen meghatározható placentahegek számát (Lindström 1981, Heltai 2010). Az adatokat a jobb és bal oldali méhszarvról is feljegyeztük, a boncolásról jegyzőkönyvet vezettünk.

A másik adatsor a SZIE-VMI Országos Emlős Ragadozó Monitorozó program adatbázisából származott. Az 1997 és 2002 évek között készült boncolási jegyzőkönyvek adatokat tartalmaznak az ezen időszak alatt felboncolt nőstény borzok testméreteiről, kondíciójáról (vesezsír-index) és placentahegeik számáról. Összesen 16 nőstény adatai lettek rögzítve az elhullás helyével és időpontjával együtt. Mivel a testek egy része roncsoltan került boncolásra (elütésből származó tetemeket is vizsgáltak), az adatok hiányosak, vagyis nem minden esetben rendelkezünk teljes adatsorral. A 16 borzszuka közül 3 esetében nem volt feltüntetve a placentahegek száma, valószínűleg roncsolás miatt. Így összesen 13 mintával tudtunk dolgozni. Meg kell jegyezni azt is, hogy a 13 szukából egy esetében nem placentahegszám, hanem magzatszám volt feltüntetve, az állat ugyanis fialás előtt pusztult el. Így összességében 21 egyed adatai alapján végeztük vizsgálatainkat.

Az adatértékelés során kiszámítottuk a szaporító – nem szaporító szukák arányát, az előbbieket esetében a placentahegeket megszámlálva megbecsültük a szaporulat nagyságát. Kiszámítottuk az átlagos utódszámot az összes szuka, illetve csak a szaporító szukák esetében is. Kellő mennyiségű adat hiányában csak alacsony mintaszám mellett ($n=8$) kiszámoltuk a jobb és a bal méhszarvban talált placentahegek átlagát is. Szintén alacsony mintaszámnál ($n=6$), de vizsgáltuk a kondíció (vesezsír-index) és a szaporulat nagyságának összefüggését is.

4.2.2. Eredmények

A 26 egyedből 5 esetében nem volt módunk placentahegeket számolni (vagy nem állt rendelkezésre adat, vagy fiatal (juvenil) volt az állat, vagy súlyosan roncsolódtak a szövetek), így a vizsgálati mintaszám 21-re csökkent (8 a friss mintagyűjtésből és 13 a jegyzőkönyvekből származó régebbi adatsorból).

A vizsgált 21 kifejlett (adult) egyedből származó borzméh közül nyolcban nem voltak placentahegek, így az inaktív szukák száma 8, mely az összes minta (21 db.) 38,1 %-a. Az aktív szukák száma ezzel összhangban 13, mely az összes vizsgált kifejlett nőtény 61,9 %-a. Az átlagos placentahegszám az összes szuka (21 egyed) esetében 1,71 volt, az aktív szukák (13 egyed) átlagos placentahegszáma viszont 2,77. Közülük a legtöbbszörnek (5 egyed) 2 placentaheg, 2-2 szukának volt 1, illetve 3 placentaheg a méhében, 3 szukánál 4 db-ot, egynél pedig 6 db-ot számoltunk.

4.2.3. Következtetések

Vizsgálatunk adatai alapján a szaporító szukák aránya az összes nőtény mintegy 60%-a (61,9%), az inaktív szukáké pedig közel 40% (38,1%). A szaporító szukák aránya tehát vizsgálatunkban jóval magasabbnak tűnik az Angliában tapasztalt nagyjából 30%-nál. Kruuk (1989) összegző művében 38%-ra teszi az ottani szaporító szukák arányát, és szerinte ez a jellemző arány Angliában és Svédországban is. Ez arra enged következtetni, hogy Magyarországon a borz kevésbé élhet szociális rendszerben, mint a szigetországban. A 60% fölötti szaporító szuka arány a rókaéhoz közelít (67%), szemben például a nálunk ténylegesen társas életmódot folytató aránsakállal, amelynél ez az arány csupán 29% (Heltai 2010). A borz tehát adataink alapján, Magyarországon a róka többnyire szoliter életmódjához hasonló termékenyülési mutatóval rendelkezik (Heltai 2010). Ez akár válasz is lehet gyors és nagyarányú elterjedésére, mivel ezek szerint a szukák nagyobb arányban vesznek részt a szaporodásban.

Vizsgálatainkban az aktív szukák átlagos utódszáma (placentahegből vagy magzatból számítva) 2,77 volt, de többségükben kettőt találtunk. A szaporulati mutatók alapján tehát a borz állománycsökkentéséhez alacsonyabb gyérítési ráta is elég, mint a róka esetében. Míg az utóbbinál páronként átlagosan 5 kölyökkel számolunk, a borznál – a kapott adatok alapján – 1,71 (a róka növekedési potenciáljának 34%-a) az átlagos szaporulat. Az előző fejezetben bemutatott vizsgálat eredménye szerint a rókaállomány szinten tartásához 1,5

és 2,0 közötti gyérítési ráta szükséges, míg a populáció csökkentéséhez a tavasszal becsült állomány legalább kétszeresét kell kivenni (2,0 fölötti gyérítési ráta). **Ez alapján a borz állományának szinten tartásához, annak általunk kapott szaporodási mutatóit figyelembe véve 0,5 és 0,7 közötti, az állomány csökkentéséhez pedig 0,7 fölötti gyérítési rátával kell számolni.** Ehhez képest az Országos Vadgazdálkodási Adattár adatai alapján 2004 óta még a szinten tartáshoz szükséges gyérítési rátánál is kisebb volt a vadászat hatékonysága (21. táblázat), így nem meglepő a borz állományának és elterjedési területének folyamatos növekedése.

Év	Becsült állomány (egyed)	Becsült állomány sűrűség (egyed/100 ha)	Teríték (egyed)	Teríték sűrűség (egyed/100 ha)	Gyérítési ráta
2004	31 054	0,33	3 092	0,03	0,10
2005	31 787	0,34	3 258	0,04	0,10
2006	32 044	0,34	3 570	0,04	0,11
2007	35 306	0,38	4 531	0,05	0,13
2008	37 291	0,40	4 426	0,05	0,12
2009	37 614	0,40	5 527	0,06	0,15
2010	38 443	0,41	5 799	0,06	0,15
2011	38 296	0,41	6 734	0,07	0,18
2012	39 595	0,43	9 128	0,10	0,23
2013	41 140	0,44	8514	0,09	0,21
2014	40 921	0,44	8785	0,09	0,21

21. táblázat: Az eurázsiai borz becsült állománya, éves terítéke, ezek sűrűsége és a hozzájuk tartozó gyérítési ráta 2004 és 2014 között. (Nagy és Heltai 2014 után módosítva. Az adatok forrása: Országos Vadgazdálkodási Adattár: <http://ova.info.hu/vgstat.html>)

Az alacsony hatékonyságú gyérítés, az eredményeink szerint szoliter életmód és az ebből adódó magasabb szaporodási ráta együttesen járult hozzá előbb a borz terjedéséhez (Heltai 2010, Heltai és munkatársai 2001 és 2013), majd ahhoz, hogy a vadászhatóság sem törte meg állományának növekedését (21. táblázat). Mindezek alapján a borz vadászhatósága és vadászidénye az elmúlt évtizedben semmilyen negatív változást nem okozott a korábban védett faj elterjedésében és állománynagyságában.

4.3. A vörös róka és az eurázsiai borz ragadozógazdálkodás értékelése a gazdálkodási modellek alapján

Eredményeink alapján tehát részben finomodott a róka kilövések a gyérítési ráta nagysága alapján való hatékonyság mérése, részben pedig ugyanez az értékelés modellként szolgált a borz esetében is. Az értékelés lehetőségét figyelembe véve az Országos Vadgazdálkodási Adattár adatbázisának felhasználásával végeztünk elemzést. Elsődleges feltételezésünk az volt, hogy a róka esetében az 1,5-öt, borz esetében a 0,5-öt elérő, vagy azt meghaladó gyérítési ráta alkalmas arra, hogy az átlagosnál alacsonyabb állománysűrűséget eredményezzen. Másodlagos feltételezésünk szerint pedig az alacsonyabb ragadozó állomány magasabb apróvadsűrűséget (itt: növekvő mezei nyúl terítéket) eredményez. Szintén feltételeztük, hogy a nagyvadas területeken/vadgazdálkodási körzetekben a ragadozók gyérítése alacsonyabb hatékonyságú, mint az apróvadas körzetekben. Az apróvadas területek esetében azért választottuk Békés és Jász-Nagykun-Szolnok megyét, mert az első hasonló vizsgálatra ugyanezekben a megyékben került sor az 1980-as évek végén (Heltai és munkatársai 1992a). A borz ekkor még védett faj volt, így részletes elemzésre csak a róka esetében nyílt lehetőség. Békés megyében 1988-ban a vadásztársaságok valamivel kevesebb mint 60%-a, míg 1990-ben 50%-a teljesített az állomány csökkentéséhez kívánatos 2,0 gyérítési ráta fölött. Szolnok megyében nagyobb visszaesés mutatkozott. Itt 1988-ban a társaságok 57%-a érte el a 2,0 gyérítési rátát, míg 1990-ben mindössze 20%-uk. Az általunk fejlesztett gazdálkodási modelleken alapuló vizsgálatunk céljaként tehát a két legelterjedtebb és így legfontosabb ragadozóval, a rókával és a borzzal való gazdálkodás országos és vadgazdálkodási körzet (Csányi 1992 és 1999) szintű értékelését tűztük ki.

4.3.1. Az adatok forrása és az értékelések módszerei

Az elemzéshez az Országos Vadgazdálkodási Adattár rókára és borzra vonatkozó 2004 és 2013 közötti vadgazdálkodási egységenkénti (VGE) becslési és teríték adatait használtuk fel. Az adatokat összevonva és anonim módon (az egyes adatsorok területi azonosítása nélkül) elemeztük. A teljes mintaszám mind a rókát, mind a borzot tekintve meghaladta a tízezres értéket (22. táblázat). Az elemzést mindkét ragadozó faj esetében a gyérítési ráta, az adott ragadozó becsült állománysűrűsége és a mezei nyúl hasznosítás sűrűségi értékei alapján végeztük. A korábbi vizsgálatok során mért adatokra támaszkodva hatékony gyérítési rátának rókánál az 1,5, míg borznál a 0,5 értéket elérő vagy meghaladó

szintet tekintettük. Az országos szint mellett két apróvadás (I/1. Szolnok és Dél-Heves, I/7. Békés) és két nagyvadás (V/1. Bakony-Vértes, V/2. Dunazug) körzet esetében végeztünk részletesebb elemzést. Az adatok értékeléséhez varianciaanalízist (ANOVA) Tukey-Kramer féle post hoc próbával, valamint lineáris regressziót alkalmaztunk (Reiczigel és munkatársai 2010). Lineáris regresszió számítás esetén a mezei nyúl terítéksűrűség adatait egy évvel visszafelé csúsztattuk. Ennek oka az, hogy a ragadozó gyérítés hatása a zsákmány állományon leghamarabb (azaz késéssel) a következő évben válik érzékelhetővé (Csányi 2007, Heltai 2010).

Faj	Országos	I/1. Szolnok	I/7. Békés	V/1. Bakony-Vértes	V/2. Dunazug
Róka	12931	925	740	587	168
Borz	12773	877	696	585	166

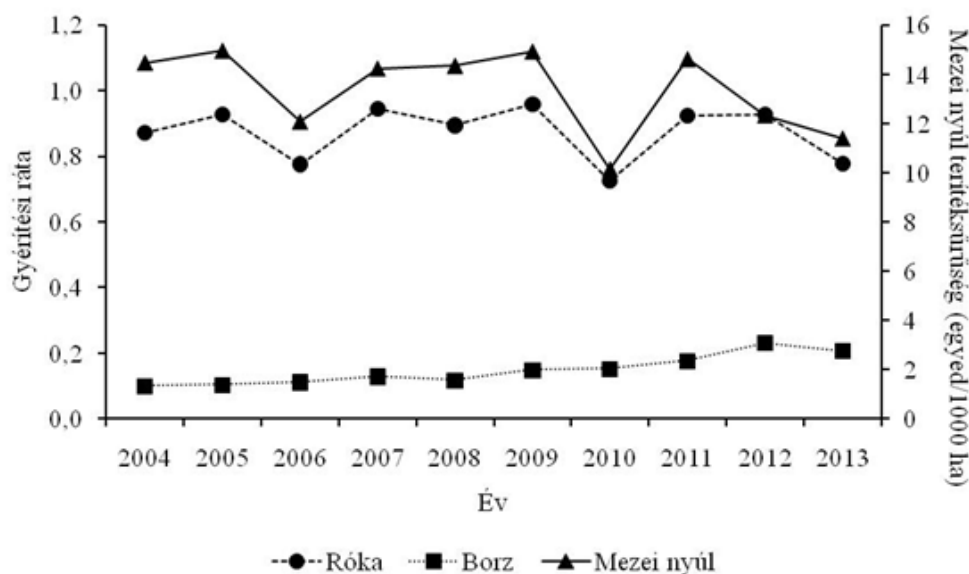
22. táblázat: A tíz éves időszakban vizsgált vadgazdálkodási egységek összevont száma országosan, illetve körzetenként a két ragadozó esetében (Heltai és munkatársai 2016)

Második elemzési módszerünk a gyérítési ráták csoportosításán alapult. Ehhez első lépésként kiszámítottuk az átlagos ($\pm$ szórás) országos gyérítési ráta értékét a teljes vizsgálati időszakra (róka: $1,15 \pm 1,26$; borz: $0,19 \pm 0,38$). Ezt követően a hatékonynak tekintett értékeket figyelembe véve mindkét ragadozó esetében három csoportot alakítottunk ki (országos átlag alatti és azzal egyenlő = „A”; országos átlagot meghaladó, de az 1,5 illetve 0,5 rátánál alacsonyabb = „B”; 1,5 illetve 0,5 rátával egyenlő és azt meghaladó = „C”). A csoportokhoz hozzárendeltük az ugyanazon vadgazdálkodási egységhez tartozó becsült ragadozó sűrűséget (egyed/1000 hektár) és mezei nyúl terítéksűrűséget (egyed/1000 hektár). A csoportok összehasonlítását országosan és körzetenként is elvégeztük, valamint az egyes csoportokon belül kapott értékeik alapján összevetettük az egyes körzeteket is. A statisztikai elemzéshez Dunn-féle post hoc próbával kombinált Kruskal-Wallis tesztet alkalmaztunk (Reiczigel és munkatársai 2010).

4.3.2. Országos elemzés

Az elmúlt tíz év adatai alapján a róka gyérítési rátája hullámzó, de nagyságrendileg állandó képet mutatott (0,7-0,9). A borz gyérítési rátát viszont növekvő trend jellemzi, 2004-2012 évek között az megkétszereződött ($0,10 \rightarrow 0,21$). Ugyanebben az időszakban viszont a

mezei nyúl terítéksűrűségében a hullámzó értékek mellett enyhe csökkenés figyelhető meg (6. ábra).



6. ábra: A vizsgált ragadozó fajok gyérítési rátája és a mezei nyúl terítéksűrűsége 2004 és 2013 között (Heltai és munkatársai 2016)

A mezei nyúl terítéksűrűsége sem a róka (ANOVA: $F = 3,668$; $p = 0,097$; $df = [1;7]$; $n = 9$; Lineáris regresszió: $r = -0,578$), sem a borz gyérítési rátával nem mutatott szignifikáns kapcsolatot (ANOVA: $F = 2,663$; $p = 0,147$; $df = [1;7]$; $n = 9$; Lineáris regresszió: $r = -0,524$).

4.3.3. Apró- és nagyvadas körzetek ragadozógazdálkodásának összehasonlítása

A kiválasztott körzetek elemzése során a Tukey-Kramer post hoc teszt nem mutatott szignifikáns különbséget a két nagyvadas körzet között a vizsgált mutatókban (V/1. vs. V/2.: $p \geq 0,05$). Az apróvadas körzetek esetében a mezei nyúl terítéksűrűség (I/1. vs. I/7.: $p < 0,01$) és a borz gyérítési ráta (I/1. vs. I/7.: $p < 0,001$) viszont statisztikailag is igazolhatóan nagyobb volt a békési körzetben (I/7.). A nagyvadassal szemben az apróvadas körzetekben szignifikánsan nagyobb mezei nyúl terítéksűrűséget és róka gyérítési rátát tapasztaltunk. A borz gyérítési ráta csak a békési körzetben (0,23) haladta meg igazolhatóan a nagyvadas területek (0,11; 0,9) értékét (I/1. vs. V/1.: $p \geq 0,05$; I/1. vs. V/2.: $p \geq 0,05$; I/7. vs. V/1.: $p < 0,01$; I/7. vs. V/2.: $p < 0,001$). A lineáris regresszió a körzetek szintjén nem jelzett szignifikáns kapcsolatot az egyes ragadozók gyérítési rátái és a mezei nyúl terítéksűrűsége között.

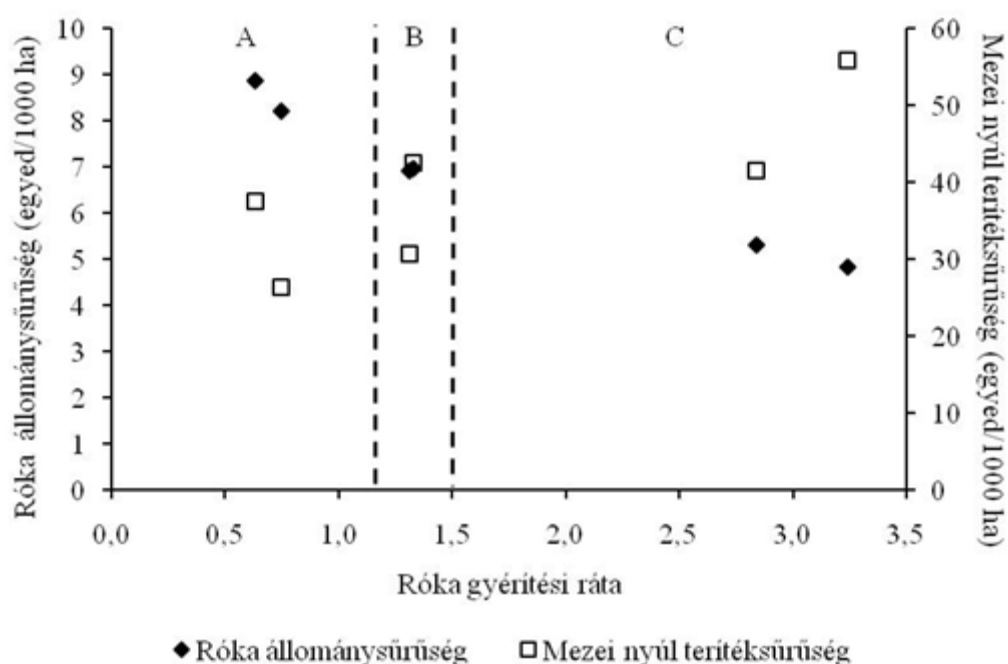
4.3.4. A ragadozó gyérítési ráták csoportosításán alapuló elemzés

A róka esetében az országos szintű adatok statisztikai értékelése során azt tapasztaltuk, hogy a gyérítési csoportonként kapott átlagos gyérítési ráták között szignifikáns (Dunn-teszt: $p < 0,001$) a különbség ($A < B < C$). A róka sűrűséget ($A > B > C$) és a mezei nyúl terítéksűrűséget ($A < B < C$) vizsgálva szintén szignifikáns különbség mutatkozott a csoportok között.

A vizsgált négy körzetben a róka gyérítési ráta az országos átlag alatti csoporton belül (A) egyedül a két nagyvadas körzetben volt azonos mértékű (V/1. vs. V/2.: $p \geq 0,05$). Az országos átlag és 1,5 közötti gyérítési rátát elérő csoport (B) esetében szignifikáns különbséget nem tapasztaltunk, míg az 1,5 rátával egyenlő vagy azt meghaladó kategóriában (C) szintén csak a két nagyvadas körzet értékei voltak statisztikailag azonosak (V/1. vs. V/2.: $p \geq 0,05$). Az apróvadas körzetek gyérítési rátája akár az „A”, akár a „C” csoportot tekintve nagyobb volt a nagyvadas területek értékeinél. A róka sűrűséget vizsgálva az „A” kategóriában az V/1. nagyvadas körzet értéke (9,80 egyed/1000 ha) szignifikánsan meghaladta a két apróvadas körzet értékét (I/1.: 8,21; I/7.: 8,87 egyed/1000 ha), más esetben különbség nem volt kimutatható. A „B” kategóriában szignifikáns eltérést nem tapasztaltunk. Az 1,5 rátával egyenlő vagy azt meghaladó csoportban kizárólag a két apróvadas körzet (I/1.: 5,31; I/7.: 4,83 egyed/1000 ha) között mutatkozott igazolható eltérés ($p < 0,01$). A mezei nyúl terítéksűrűség az országos átlag alatti csoporton belül az apróvadas körzetekben szignifikánsan nagyobb volt a nagyvadas körzetek értékeinél ($p < 0,001$). A másik két csoport esetében is hasonló eredményt kaptunk azzal a különbséggel, hogy itt a két apróvadas körzet (I/1. < I/7.) értékei is szignifikánsan különböztek egymástól (B és C: I/1. vs. I/7.: $p < 0,001$).

Az egyes körzeteken belül a rókagazdálkodási mutatókat csoportonként is összehasonlítottuk. Az I/1. apróvadas körzetben tapasztalt róka gyérítési ráta három kategóriája szignifikánsan ($p < 0,001$) különbözött egymástól ($A < B < C$). A róka sűrűségben szintén kimutatható volt az eltérés mindhárom összevetés esetén ($A > B > C$). A mezei nyúl terítéksűrűség az „A” és „C” ($p < 0,001$), illetve a „B” és „C” ($p < 0,05$) kategóriát tekintve különbözött, annak értéke a „C” csoportban volt a legnagyobb. Az I/7. apróvadas körzetben a róka gyérítési ráta mindhárom kategóriája szignifikáns mértékben ($p < 0,001$) eltérő értékeket mutatott ($A < B < C$). A róka sűrűség az „A” és a „B” csoportban azonos volt. A legalacsonyabb róka sűrűséget az 1,5 gyérítési rátát meghaladó csoportban tapasztaltuk (7. ábra). A mezei nyúl terítéksűrűség csak a két szélső csoport ($A < C$) esetében volt eltérő ($p < 0,001$). Az V/1. nagyvadas körzetben az országos átlag alatti róka gyérítési ráta szignifikánsan

alacsonyabb volt (0,46) mint a „B” és „C” csoportnál ($p < 0,001$). A „B” és „C” csoport értékei viszont nem különböztek egymástól. A róka sűrűség elemzése során szintén ezt az eredményt kaptuk. A mezei nyúl terítéksűrűségben csak a két szélső csoport ($A < C$) tért el szignifikáns mértékben ($p < 0,05$). Az V/2. nagyvadas körzet róka gyérítési rátáját vizsgálva az országos átlag alatti csoport szignifikánsan alacsonyabb értéket (0,42) mutatott, mint a másik két csoport ($p < 0,001$). A „B” és „C” csoport értékei nagyságrendileg azonosak voltak. A róka sűrűség és a mezei nyúl terítéksűrűsége esetében szignifikáns különbség nem volt kimutatható a csoportok között.



7. ábra: A rókagazdálkodás mutatóinak alakulása a vizsgált apróvadas körzetekben (A = országos átlag ráta $\geq$ ráta; B = országos átlag ráta $<$ ráta $< 1,5$; C = $1,5 \leq$ ráta) (Heltai és munkatársai 2016)

A mintaszámok gyérítési csoportonkénti eloszlását tekintve éles különbség mutatkozott az apróvadas és nagyvadas körzetek között (23. táblázat). Előbbiben az 1,5 értéket meghaladó csoporton belül található a vadgazdálkodási egységek több mint fele, míg az utóbbiban ez az arány 10% alatt van.

Elemzési szint	Róka						Borz					
	A		B		C		A		B		C	
	n	n%	n	n%	n	n%	n	n%	n	n%	n	n%
Országos	8577	66,3	1264	9,8	3090	23,9	8836	69,2	2546	19,9	1391	10,9
I/1 Szolnok	279	30,2	116	12,5	530	57,3	674	76,9	120	13,7	83	9,5

Elemzési szint	Róka						Borz					
	A		B		C		A		B		C	
	n	n%	n	n%	n	n%	n	n%	n	n%	n	n%
I/7 Békés	262	35,4	89	12,0	389	52,6	406	58,3	153	22,0	137	19,7
V/1 Bakony	519	88,4	40	6,8	28	4,8	427	73,0	120	20,5	38	6,5
V/2 Dunazug	144	85,7	9	5,4	15	8,9	134	80,7	22	13,3	10	6,0

23. táblázat: A vadgazdálkodási egységek ragadozó gyérítési kategóriák szerinti eloszlása a vizsgált időszakban (A = országos átlag ráta $\geq$ ráta; B = országos átlag ráta $<$ ráta $< 1,5$ vagy $0,5$; C = $1,5$ vagy $0,5 \leq$ ráta, n = mintaszám, n% = mintaszám aránya) (Heltai és munkatársai 2016)

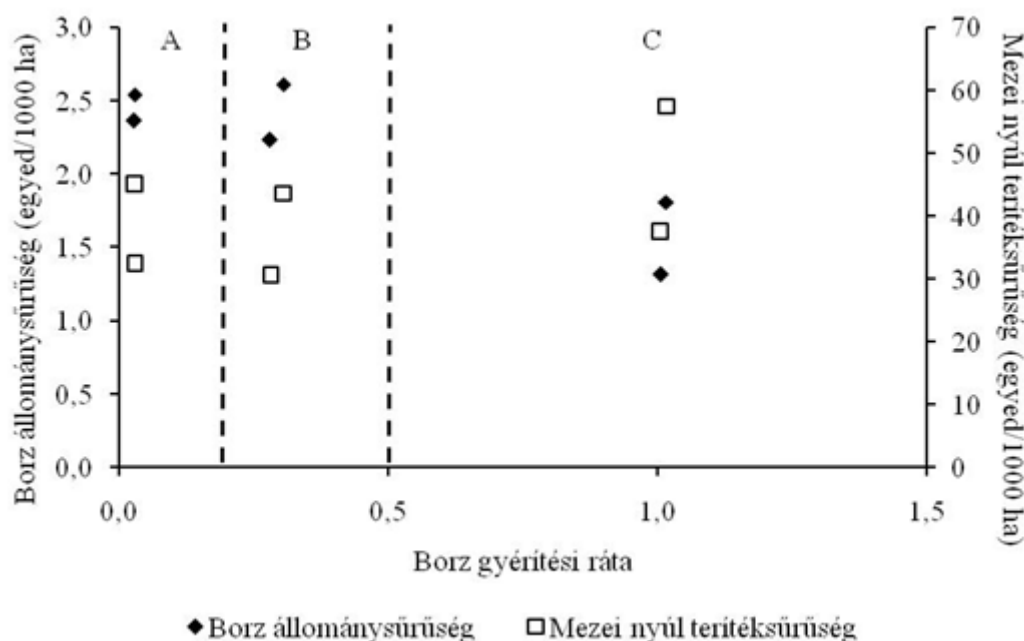
A borznál az országos szintű adatok statisztikai értékelése során azt tapasztaltuk, hogy a gyérítési csoportonként kapott átlagos gyérítési ráták között ($A < B < C$) a különbség szignifikáns (Dunn-teszt: $p < 0,001$). A borz sűrűségben szintén szignifikáns az eltérés, azonban az értékek itt fordított trendet mutatnak ($A > B > C$). A mezei nyúl terítéksűrűség az „A” és a „B” csoport között nem különbözött szignifikánsan ($p \geq 0,05$), a $0,5$ rátát meghaladó csoport azonban kimutathatóan meghaladta ezek értékét ($p < 0,001$).

A körzetek összehasonlítása során a borz gyérítési ráta országos átlag alatti csoportján (A) belül a nagyvadas körzetek értékei meghaladták ($p < 0,001$) az apróvadasokét. Az országos átlag és a $0,5$ gyérítési ráta közötti csoportban (B) szignifikáns különbséget nem tapasztaltunk, míg a $0,5$ ráta fölötti kategóriában (C) csak az I/7. apróvadas (1,02) és a V/1. nagyvadas (0,68) körzet értékei voltak statisztikailag eltérőek ($p < 0,01$). A borz sűrűséget vizsgálva az „A” és a „B” csoportokban sem a két apróvadas, sem a két nagyvadas körzet között nem volt szignifikáns a különbség. Ugyanitt mindkét nagyvadas körzet borz sűrűsége kimutathatóan meghaladta a két apróvadas körzet értékeit. A $0,5$ rátát meghaladó csoport elemzése során az I/7. és az V/2., valamint az V/1. és az V/2. körzetek között nem volt igazolható az eltérés. A mezei nyúl terítéksűrűség mindhárom csoportban az apróvadas körzeteken belül nagyobb volt, mint a nagyvadas körzetek értékei ($p < 0,001$).

Az egyes körzeteken belül a borz esetében a csoportonkénti összehasonlításából az alábbi eredményeket kaptuk:

- Az I/1. apróvadas körzetben a borz gyérítési ráta három kategóriája szignifikánsan különbözött egymástól, a legnagyobb érték a „C” a csoport esetében találtuk (1,01). A borz sűrűségben az „A” és a „B” csoport nem különbözött (8. ábra), míg a „C” csoport értéke (1,31 egyed/1000 ha) mindkettőnél szignifikánsan alacsonyabb volt ($p < 0,001$). A mezei nyúl terítéksűrűségét tekintve nem mutatkozott szignifikáns különbség a csoportok között.

- Az I/7. apróvadás körzetet vizsgálva a borz gyérítési ráta mindhárom kategóriája ($A < B < C$) szignifikánsan eltért egymástól ($p < 0,001$). A borz sűrűségében csak a „B” (2,61 egyed/1000 ha) és a „C” csoport (1,81 egyed/1000 ha) között volt kimutatható az eltérés ($p < 0,01$). A mezei nyúl terítéksűrűsége az „A” és a „C” ($p < 0,01$), valamint a „B” és a „C” ($p < 0,05$) csoportok között tért el szignifikáns mértékben, ahol a „C” csoport mutatta a legmagasabb értéket (57,56 egyed/1000 ha).
- Az V/1. nagyvadás körzetben a borz gyérítési ráta mindhárom kategóriája ($A < B < C$) szignifikánsan eltért egymástól. A 0,5 gyérítési rátát meghaladó csoport a borz sűrűséget tekintve szignifikánsan alacsonyabb értéket mutatott a másik két kategóriánál (A vs. C: $p < 0,001$; B vs. C: $p < 0,05$). Az „A” és a „B” csoport között viszont nem volt szignifikáns különbség. A mezei nyúl terítéksűrűsége csak az „A” (0,58 egyed/1000 ha) és a „B” csoport (0,96 egyed/1000 ha) összevetésekor tért el szignifikáns mértékben ($p < 0,01$).
- Az V/2. nagyvadás körzet borz gyérítési rátájában az országos átlag alatti csoport szignifikánsan alacsonyabb értéket (0,05) mutatott a másik két csoportnál (A vs. B: $p < 0,001$; A vs. C: $p < 0,001$). A „B” (0,29) és „C” csoport (0,76) közötti látszólag jelentős eltérést viszont a statisztikai elemzés nem támasztotta alá. A borz állománysűrűségben és a mezei nyúl terítéksűrűségben a kategóriák között különbség nem volt kimutatható.



8. ábra: Az eurázsiai borz vadászati mutatóinak alakulása a vizsgált apróvadás körzetekben (A = országos átlag ráta $\geq$ ráta; B = országos átlag ráta $<$ ráta $< 0,5$; C = $0,5 \leq$ ráta) (Heltai és munkatársai 2016)

A mintaszám eloszlása a gyérítési csoportokon belüli az országos átlag alatt gyérítő területek dominanciáját mutatta (23. táblázat). 0,5 értéket meghaladó rátát körzetszinten a vadgazdálkodási egységek 10%-a sem érte el, ez alól a Békési körzet jelentett kivételt (19,7%).

4.3.5. Következtetések

Eredményeink közül a legfontosabbnak azt tartjuk, hogy az apróvadas körzetek vadgazdálkodási egységei a korábban tapasztaltaknál erélyesebb ragadozó gyérítést végeznek. Az adatok részletes elemzése azt mutatja, hogy munkájuk egyre hatékonyabbá vált. Ez a megállapításunk azon alapul, hogy rendelkezésünkre áll a Vadvilág Megőrzési Intézetben 23 évvel ezelőtt készült, a Földművelésügyi Minisztérium megbízásából készült elemzés (*"Vadgazdálkodási körzetek meghatározása és minta vadgazdálkodási tervek kidolgozása"*), amelyben a rókgazdálkodás szintén Békés és Jász-Nagykun-Szolnok megye adatai alapján került értékelésre (Heltai és munkatársai 1992a). Akkori eredményeink szerint a rókasűrűség korlátozásához szükséges gyérítési rátát a társaságok több mint fele nem érte el, továbbá a gyérítés Békés megyében lényegesen intenzívebb volt, mint Jász-Nagykun-Szolnok megye területén, ahol 1990-ben ez a mutató a területeknek csupán 20%-án volt megfelelő mértékű. Mostani eredményeink szerint viszont a vizsgált apróvadas körzeteket alkotó vadgazdálkodási egységek 40%-a végezte a gyérítést 2,0, és több mint fele 1,5 ráta felett, míg az országos átlag alatt, vagy azzal egyező mértékben a vadászterületeknek csak 30-35%-a teljesített (23. táblázat). Bár ez azt jelenti, hogy a vizsgált három közül egy apróvadas vadgazdálkodási egység rókgyérítési tevékenysége még mindig elégtelen, de a többség már nagyobb erőfeszítést tett és ennek eredménye is látható.

Az adatok elemzése azt mutatta, hogy ahol a róka gyérítési ráta meghaladta az 1,5 értéket, ott a róka becsült állománysűrűsége alacsonyabb, a mezei nyúl hasznosítása pedig nagyobb, mint az országos átlag alatti rátát mutató csoport esetén tapasztalt értékek (24. táblázat). Ezek szerint tehát a gyérítési ráta 1,5 felett, a korábbi terepi vizsgálatokkal összhangban, már hatékonynak tekinthető, és úgy tűnik, hogy valóban képes a rókaállományt csökkenteni, vagy legalább alacsonyabb szinten tartani. Úgy gondoljuk, az sem véletlen, hogy ezeken a területeken a mezei nyúl hasznosítása is magasabb, azaz vélhetően a róka, mezei nyúlra gyakorolt hatása is csökkent (Adkins 2003, Kauhala 2004). Eredményeink alapján tehát az apróvadas területeken továbbra is kiemelten fontosnak

tartjuk a rókaállomány csökkentését. A hatékonyság növelésére az új eszközök (például: hattyúnyak csapda, visszatartó kábeles csapda, testszorító csapda) használata, valamint főképp a kotorékozás kínál lehetőséget.

Sűrűségi mutatók	Apróvadas körzetek								Nagyvadas körzetek							
	I/1				I/7				V/1				V/2			
	Róka gyérítési ráta		Borz gyérítési ráta		Róka gyérítési ráta		Borz gyérítési ráta		Róka gyérítési ráta		Borz gyérítési ráta		Róka gyérítési ráta		Borz gyérítési ráta	
	O ≥	1,5 ≤	O ≥	0,5 ≤	O ≥	1,5 ≤	O ≥	0,5 ≤	O ≥	1,5 ≤	O ≥	0,5 ≤	O ≥	1,5 ≤	O ≥	0,5 ≤
Róka állománysűrűség	+++ s.	--- s.			+++ s.	--- s.			+++ s.	--- s.			+ ns.	- ns.		
Borz állománysűrűség			+++ s.	--- s.			+ ns.	- ns.			+++ s.	--- s.			+ ns.	- ns.
Mezei nyúl terítéksűrűség	--- s.	+++ s.	- ns.	+ ns.	--- s.	+++ s.	-- s.	++ s.	- s.	+ s.	+ ns.	- ns.	- ns.	+ ns.	+ ns.	- ns.

24. táblázat: A gyérítés kapcsolata a ragadozók állománysűrűségével és a mezei nyúl teríték sűrűségével (O = Országos átlag gyérítési ráta, + = pozitív kapcsolat, - = negatív kapcsolat, s. = szignifikáns, ns. = nem szignifikáns, fekete cella = nem vizsgált kapcsolat (Heltai és munkatársai 2016))

Az eredmények alapján az is elmondható, hogy az apróvadas területek helyzetén valamelyest könnyítene, ha a szomszédos nagyvadas vadgazdálkodási egységek róka gyérítése is intenzívebbé válna. A vizsgálatba vont nagyvadas területek 87%-a ugyanis átlagosan csak 0,45-os gyérítési rátát ért el, azaz ezeken a területeken a róka szaporodása és állományváltozása gyakorlatilag csak az élőhelyek minőségétől függhet (Heltai és munkatársai 2010). Ezekből a vadgazdálkodási egységekből viszont a telítődés miatt szétszóródó egyedek feltölthetik az apróvadas területeken megüresedett territóriumokat (Csányi 2007, Heltai 2010). Ez a folyamat pedig jelentősen ronthatja az apróvadas területeken az intenzívebb ragadozó gyérítés hatékonyságát, az abba fektetett költségek megtérülését. További problémát jelent az erdősítések következtében fellépő nagyvadterjeszkedés, amely az apróvadas területek vegyes- esetleg nagyvadassá válását vonhatja maga után. Az apróvadas jelleg megőrzése csak az érintett vadgazdálkodási egységek együttműködésével valósulhat meg, azaz körzet vagy tájegység szintű gazdálkodásra lenne szükség.

A rókához képest a borz csökkentésének jelentősége kevésbé mutatható ki a mezei nyúl gazdálkodás eredményességében (24. táblázat). Érdeemes megemlíteni, hogy a 0,5 gyérítési rátát elért vadgazdálkodási egységeket trendszinten mind az öt esetben (országos- és négy körzeti szint) alacsonyabb borz sűrűség jellemezte, mint az országos átlag alatti gyérítést folytatókat. Statisztikailag az eltérések közül 5-ből 3, azaz 60% igazolható tehát az állományszabályozás szempontjából a 0,5 gyérítési ráta valóban megfelelő lehet, ahogy azt a borz szaporodásbiológiai adatai alapján bemutattuk. Természetesen e feltételes állítás megerősítésére a jövőben további terepi ellenőrzési és populáció-modellezési vizsgálatok is szükségesek. A faj gyérítésére a gyakorlatból gyűjtött tapasztalataink szerint elsősorban a testszorító csapdák lehetnek alkalmasak.

A vizsgálat eredményei alapján megállapításaink a következőkben foglalhatók össze:

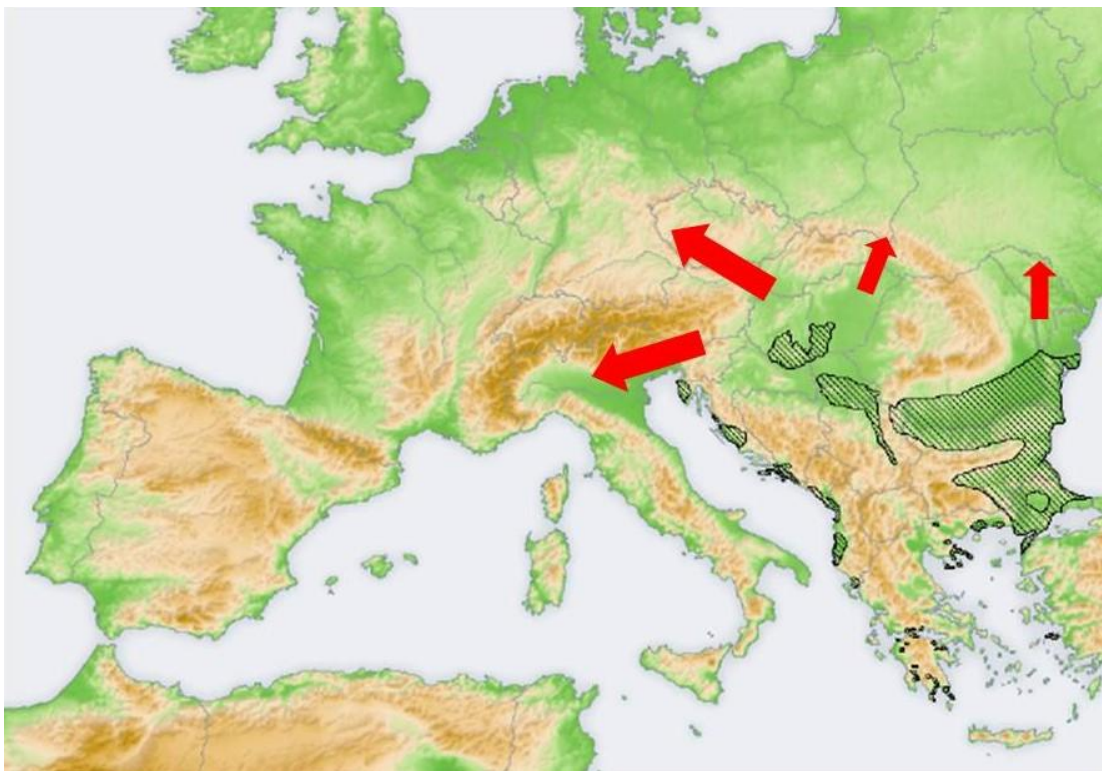
- az apróvadas körzetek gazdálkodói jobban figyelnek a rókára, gyérítésük erőteljesebb, amely feltételezhetően a róka állományát és hatását mérsékelni képes;
- az apróvadas körzetek róka gyérítési rátájának átlaga már olyan, ami nagytérési szinten is a róka állomány szabályozhatóságát eredményezheti;
- a két általánosan elterjedt, közönséges ragadozó közül a róka hatása tűnik a jelentősebbnek a mezei nyúl esetében;
- a borz esetében a gyérítésre vonatkozó statisztikai adatok nem mutatnak egyértelmű kapcsolatot a mezei nyúl hasznosításával;
- ahol a róka gyérítési ráta nagyobb, ott a rókaállomány becsült sűrűsége kisebb, ugyanezek a területek viszont a mezei nyúl terítéksűrűsége nagyobb;
- azok a területek, amelyek jelentős erőfeszítéseket tesznek a rókával való gazdálkodás során, nemcsak elérik, de általában jelentősen meg is haladják a 1,5-es gyérítési rátát.

5. Az aranyakál állományaival való gazdálkodás megalapozása

Az aranyakál Európa, pontosabban Közép- és Kelet-Európa egyik legritkább, leghamarabb védelem alá helyezett (Bulgária – 1962 – Demeter és Spassov 1993) ragadozója. A faj az élőhely fragmentáció ragadozókra gyakorolt negatív hatásának egyik klasszikus példájából (Giannatos 2004 és Giannatos és munkatársai 2005), a különböző testméretű ragadozók közötti versengés vesztes (Krystufek és munkatársai 2007) fajából, néhány évtized alatt Európa egyik legsikeresebb ragadozójává vált. Jelentőségének és szerepének felértékelődését mutatja, hogy európai elterjedésének változását néhány évtized alatt többen is összefoglalták. Demeter és Spassov (1993), Krystufek és munkatársa (1997). Az elsősorban ezeken az összegzéseken alapuló Európai Emlős Atlasz (Mitchell-Jones és munkatársai 1999) még a faj korlátozott elterjedését, és a korábbi állományösszeomlás utáni lassú felépülést mutatták be.

Ezt a folyamatot jól jelzi az IUCN (2006) felmérése, amely 25 európai országra vonatkozott. A terjedésnek és állománynövekedésnek köszönhetően az aranyakált a veszélyeztetettség közeli (near threatened) kategóriába sorolták át a korábbi sebezhető (vulnerable) kategóriából. Az adatgyűjtés eredményei alapján őshonos fajként ebben az időszakban (sok esetben ekkor már újra) szaporodó állományai élnek Albániában, Bosznia-Hercegovinában, Bulgáriában, Horvátországban, Görögországban, Magyarországon, Szerbiában, Romániában, Oroszországban és Ukrajnában. A stabil populációk mellett alkalmankénti megfigyelések is egyre gyakrabban fordulnak elő Ausztriában, Szlovákiában, Szlovéniában és Olaszországban (IUCN 2006).

Arnold és munkatársai (2012) a sakál európai elterjedését bemutató összefoglaló írása már egyértelműen egy a Balkánról induló és Közép– valamint Nyugat-Európa irányába tartó terjeszkedést igazolnak (1. térkép). Az állománynövekedés az utóbbi 10 évben már Görögországban is érzékelhető az utóbbi 10 évben (Migli és munkatársai 2014), pedig eddig ez volt az egyetlen olyan ország, amelynek a területén a legtovább volt tapasztalható a faj állománycsökkenése az elterjedési területen belül (Giannatos és munkatársai 2005).



1. térkép: Az aransakál elterjedése és lehetséges terjedési útvonalai Európában (Arnold és munkatársai 2012 után módosítva)

Az állomány nagyság és az elterjedési terület növekedése már megállíthatatlannak tűnik. Kóborló egyedek jelenlétét, vagy az első szaporodó családok megtelepedését igazolják többek között Ausztriában (Herzig-Strachil 2008), Németországban (Möckel 2000 és Weinghart és munkatársai 2012), Lengyelországban (Kowalczyk és munkatársai 2015), Dániában (The Local 2015, Romby 2015), Svájcban (KORA 2016a és 2016b), Fehéroroszországban (Banea 2013a), Észtországban (Banea 2013b, STV 2012), Lettországban (Toom 2014) és Litvániában (Levickaite 2015, Stratford 2015) is. Elterjedési területének jelenlegi helyzetét Trouwborst és munkatársai (2015) összegezték. Az aransakál a visszatelepülő európai vadvilág egyik példafajává vált (Deinet és munkatársai 2013), az IUCN (2016) honlapján pedig már nem fenyegetett (least concern) besorolást kapott.

Az aransakál globális elterjedésével kapcsolatban kiemelendő, hogy Koepfli és munkatársai (2015) tanulmánya szerint bár az Észak-Afrikai aransakál külső bélyegeiben hasonlít az eurázsiai kontinensen előfordulóra, de attól genetikailag jelentős mértékben különbözik. Vizsgálatuk eredményei alapján azt javasolták, hogy a különböző kontinenseken a faj előfordulási adatai és elterjedési területe legyen két külön fajra szétválasztva. Ennek alapján Észak-Afrikában a *Canis anthus* (afrikai arany farkas- African golden wolf), míg

Európában és Ázsiában a *Canis aureus* (Eurázsiai aransakál – Eurasian golden jackal) fordul elő.

Az aransakál európai terjeszkedése, megjelenése és visszailleszkedése korábbi élőhelyeire, majd terjedése korábban valószínűleg még nem benépesített területeken számos kérdést vetett fel, és új kutatási programokat indított el elsősorban a terjeszkedésben érintett balkáni és Kelet-, valamint Közép-Európai országokban is. Az európai programok a 2000-es évek elején gyorsultak fel és ettől kezdve publikálták az első eredményeket a faj elterjedési területén, így például Görögországban (Giannatos és munkatársai 2005, 2010), Bulgáriában (Spasov és Markov, 2004), Szerbiában (Zachos és munkatársai 2009; Cirovic és munkatársai 2014), Szlovéniában (Krofel és Potocnik 2008, Mihelic és Krofel 2012), Horvátországban (Radovic és Kovacic 2010; Boskovic és munkatársai 2013), Olaszországban (Lapini és munkatársai 2009) és Ausztriában (Plass 2007). A Szerbiában 2014. októberében megrendezett első nemzetközi sakál-szimpoziumon (First International Jackal Symposium⁴) már 14 ország 47 kutatója vett részt és mutatta be eredményeit.

Az aransakál európai terjeszkedése során az elsők között kezdtük meg a faj életmódjának és lehetséges hatásainak kutatását, ami napjainkban is folytatódik. Közel két évtizede követjük nyomon a faj terjeszkedését (Heltai és munkatársai 2001 és 2004b; Szabó és munkatársai 2007 és 2009b; Tóth és munkatársai 2009, Arnold és munkatársai 2012), tanulmányozzuk táplálkozás-ökológiáját (Lanszki és Heltai 2002; Lanszki és munkatársai 2006; Heltai és munkatársai 2013, Lanszki és munkatársai 2015), bioakusztikus módszerrel tíz éve monitorozzuk az egyes területek sakálállományát (Lanszki és munkatársai 2007, Heltai és munkatársai 2012 és 2013, Szabó és munkatársai 2006 és 2009), valamint megkezdjük a genetikai és parazitológiai vizsgálatokat is (Rutkowski és munkatársai 2015, Takács és munkatársai 2014).

5.1. Az aransakál jelenléte Magyarországon 1800 és 1995 között

Az aransakál XIX. és XX. századi elterjedését a Magyar Természettudományi Múzeum Emlősgyűjteményében fellelhető terjedelmes vadászati, és zoológiai irodalmi források áttanulmányozásának segítségével próbáltuk meghatározni (Tóth és munkatársai 2009). Munkánk során elsősorban arra törekedtünk, hogy az 1995 előtti adatokat értékeljük – a faj jelenlétének később adatai a kérdőíves felmérések eredményeiből és az Országos

⁴ <http://jackal.bio.bg.ac.rs/MATERIJALI/Timetable%20symposium%208102014.pdf>

Vadgazdálkodási Adattár teríték és állománybecslési adataiból ugyanis már jól nyomon követhetők.

A közleményekben fellelt az egyes észlelési adatokat a következő kategóriákba soroltuk: biztosan sakál, valószínűleg sakál, kérdéses adat, és biztosan nem sakál. A felállított kategóriák közül az elsőbe, csak olyan egyedek kerülhettek, amelyeket valamilyen közgyűjteményben helyeztek el, fényképüket közölték, vagy a téma valamely elismert szakértője megvizsgálta az egyedeket és publikációjában biztosan sakálként határozta azt meg. A következő két kategóriába sorolt példányokat a rendelkezésre álló adatok alapján próbáltuk meg elbírálni. A besorolásnál figyelembe vettük a korábbi leírások összegzése alapján kialakított sakál-határozókulcsot is (Heltai és Lanszki 2010). Ezek alapján kizártuk a sakálok közül azokat a kutyaféléket, amelyeknek valamelyik ismérve (testmérete, tömege, test-arányai, színezete, mintázata, egyedi határozó bélyegei) jelentősen eltértek a sakálétól (Tóth és munkatársai 2009).

Az irodalmi forrásmunkák áttekintése után összesen 55 olyan adatot találtunk, amely aranysakál jelenlétére (megfigyelésre, elejtésre, egyéb kapcsolódó adatközlésre) utalt. A felállított határozó kulcs alapján ezeket a következő kategóriákba soroltuk be:

- Biztosan nem sakál: 7
- Kérdéses adat: 26
- Valószínűleg sakál: 8
- Biztosan sakál: 14

Az értékelt adatok időszakok és területek közötti eloszlását a 25. táblázatban összegeztük. **A térbeli értékelés során feltűnő, hogy az aranysakál vagy „nádi farkas” észlelések az 1920-ig terjedő időben zömében a nagyobb folyók mentén, valamint a Duna-Tisza-közén történtek**, szembeszökő továbbá az is, hogy az északkeleti észlelések nagyon különböző élőhelyeket foglalnak magukban, mint például a hortobágyi pusztaságok, a Kárpátok lábai, illetve a Szernye-mocsár, vagy az Ecsedi-láp környéke.

A következő időszakban (1920-1945 között) az ország középső részén szinte teljesen megszűntek az észlelések, és a „kérdéses adatok” többsége ebben az időszakban a Déli-Kárpátok vonulatainak lábai mentén fordult elő. **Feltehető, hogy az aranysakál iránti érdeklődés növekedésével, illetve a faj szélesebb körű megismerésével van összefüggésben, hogy míg az első 120 évből csupán 2 biztos, és 4 valószínű sakálészlelést**

találtunk, addig a következő 25 évben közel ugyanennyi adatot (2 biztos és 2 valószínű észlelés) tudtunk összegyűjteni.

Az utolsó (1945-1995) időszak, azaz mintegy 50 év megfigyelései és elejtései azt sejtetik, hogy az aransakál feltehetően a legtöbb esetben a nagy folyók mentén tért vissza, majd zömében bizonyos gócpontokon jelent meg, mint amilyen a Dráva-mellék, Tolna-megye, a Tisza-tó környéke, a Nyírség déli része, valamint a Fertő-Hanság vidéke. **A területi adatok összevetése során még kitűnt, hogy a biztos és valószínű észlelések közül egyedül a Nyírség és Hortobágy környékéről vannak adatok mindhárom időszakból, tehát feltehetően az elmúlt 200 évben elsősorban ezen a vidéken találta meg az aransakál a számára kedvező életfeltételeket.**

Terület	Biztosan sakál				Valószínűleg sakál				Kérdéses adat			
	1800-1920	1920-1945	1945-1995	Össz	1800-1920	1920-1945	1945-1995	Össz.	1800-1920	1920-1945	1945-1995	Össz
Duna-Tisza-köze	1	0	0	1	1	0	0	1	6	0	0	6
Tiszántúl	0	2	4	6	0	0	0	0	7	1	1	9
Dunántúl	0	0	8	8	2	2	1	5	3	0	1	4
Románia	0	0	0	0	1	0	0	1	0	5	0	5
Horvátország és Szerbia	1	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	2
Ukrajna	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0

25. táblázat: Aransakál előfordulások 1800 és 1995 között (Tóth és munkatársai 2009 után módosítva)

5.2. Terjedés a folyó völgyekben - a Tisza szerepe az aransakál terjedésében

Az aransakál Kárpát-medencei jelenlétére vonatkozó történeti adatok elemzésének egyik következtetése volt, hogy a faj a nagyobb folyók völgyei mentén jut, illetve jutott el hazánk területére. Ez a következtetés megegyezik Demeter és Spassov (1993) valamint Krystufek és munkatársai (1997) által leírtakkal, továbbá a görögországi tapasztalatokkal (Giannatos 2004, Giannatos és munkatársai 2005), mint ahogy a szerbiai terjedés során is kiemelt fontosságúnak tartják a folyóvölgyeket a terjeszkedésben (Penezic 2016), sőt az egyik első genetikai vizsgálat eredményei is erre utaltak, a Szerbiában kimutatható palacknyak hatáson keresztül (Zachos és munkatársai 2009).

Az aransakál hazai megtelepedését a vadgazdálkodási egységek körében végzett kérdőíves felméréssel és az új előfordulási/szaporodási területekről történő bizonyító példányok gyűjtésével és vizsgálatával bizonyítottuk, illetve követtük nyomon (Heltai és munkatársai 2004b). Akkori eredményeink alapján az elterjedési terület központjának Somogy-, Baranya-, és Bács-Kiskun-megyéket határoztuk meg, de feltételeztük további terjedését is, többek között a keleti országrészbe is. Erre alapozva a Tisza folyó völgyében végzett akusztikus állományfelméréssel és a már ismert szaporodási területen túli bizonyító példányok gyűjtésével kerestük a választ arra, hogy a Tisza valóban zöldfolyosó szerepet tölt-e be a sakál hazai (észak-keleti irányú) terjedésében.

Munkánk során 2004 és 2005 őszén a Tisza vonalának jelentős részét is bejártuk. A vizsgálat során igyekeztünk minél közelebb haladni a folyóhoz. Lehetőség szerint a Tiszagátról játszottuk le a hangot. 2004 őszén 7 éjszaka alatt a Borsodi-mezőségtől Szentes vonaláig haladtunk déli irányban, és végeztünk akusztikus felmérést a Tisza mentén (58 megállási pont, kb. 280 km). 2005 tavaszán mindössze egy éjszaka gyűjtöttünk adatokat a Borsodi- mezőségben (10 megállás, kb. 72 km). Ennek a területnek a felmérése azért volt indokolt, mert – bár nem közvetlenül a Tisza mellett fekszik – de két korábbi bizonyító példányról is tudtunk ezen a területen. 2005 őszén Tiszaújváros és Algyő között 8 éjszaka alatt 91 helyen végeztünk felmérést (kb. 420 km). A Tisza mentén haladva, annak jelentős részén elvégeztük az akusztikus felmérést, kiemelt jelentőséggel azokon a területeken, ahol a kérdőíves felmérés alapján, vagy más adatközlésen keresztül pozitív visszajelzést kaptunk megfigyelt, vagy elejtett sakálról.

2004 őszén az 58 megállási pont közül 3 helyen kaptunk választ Tiszabog, Tizsakürt, és Csongrád külterületén. 2005 tavaszán egy éjszaka végeztünk felmérést. A Borsodi-mezőséget körbejárva 10 megállás során, egyik helyen sem válaszoltak sakálok. 2005 őszén 91 megállás alatt is mindössze egy egyed, vagy család választ hallottuk Tizsakécskétől délre. A vizsgálati időszakban a Tisza folyó környezetéből összesen 4 bizonyító példányt sikerült gyűjteni (26. táblázat).

No.	Év/hó/nap	Település	UTM kód	Módszer	Név
1.	2004.09	Borsodivánka	DT 78	Fénykép	Mezei János
2.	2005.02.10	Gelej	DT 89	Fénykép	Mezei János
3.	2004.12	Karcag	DT 93	Fénykép	Domján Sándor
4.	2004.03	Abádszalók	DT 65	Talált tetem	Lázár Pál

26. táblázat: Aransakál bizonyítópéldányok 2002 és 2005 között a Tisza közelében (Szabó és munkatársai 2006)

A Tisza mentén végzett felméréseink során mindkét évben hallottunk sakál válaszokat. Csongrád és Lakitelek körzetében bizonyítottuk a családok megtelepedését, valamint a folyó felsőbb szakasza mellől – Karcag, Abádszalók, Borsodivánka, Gelej térségéből – több bizonyító példányt is gyűjtöttünk. **Ennek alapján feltételezhetjük, hogy az aransakál észak-keleti irányú terjeszkedési útvonala a Tisza és kapcsolódó mellékfolyóinak völgyei, árterei. A forrás populáció valószínűsíthetően Bács-Kiskun megyében, a terjedési útvonal a folyóvölgyben, az új szaporodási területek pedig ezek segítségével a keleti országrészben is újra megjelenhetnek.** Ezt bizonyították a szórvány családok jelenléte és a bizonyító példányok adatai.

Feltételezésünk helyességét a későbbiekben több módon is bizonyítani lehetett. A bizonyító példányok, vagy bizonyítható előfordulási adatok gyűjtését és értékelését folyamatosan végezzük. 1997 óta összesen 217 esetben kaptunk valamilyen bizonyító információt az aransakál jelenlétéről. Összesen 103 egyed került be intézetünkbe további vizsgálatokra. 83 esetben fotó dokumentációval igazolt jelenlétről kaptunk információt (elejtés, elütött egyed, terepi megfigyelés, elhullott egyed, csapdás befogás, vadkamera felvétel, stb.). A fényképek és videofelvételek (3 db) mellett összegyűjtöttünk több gereznát és kifőzött koponyát is. Ezekből az adatokból összesen 12 további egyed elejtéséről vannak adataink (27. táblázat). A megvizsgált egyedek között hímek és nőstények, fiatal és kifejlett egyedek egyaránt voltak, ami egyértelműen bizonyítja a szaporodó családok és populációk jelenlétét.

Sorszám	Dátum	Legközelebbi település	Megjegyzés
1.	2006.02.01	Túrkeve	teríték
2.	2008.04.08	Hortobágy	teríték
3.	2008.06.06	Battonya	teríték, 1 éves, hím
4.	2009.06.22	Békéscsaba	teríték, kifejlett hím, 16 kg
5.	2009.09.24	Kondoros	teríték, subadult hím, 9,7kg
6.	2009.09.24	Kondoros	teríték, subadult hím, 8,1kg
7.	2009.09.24	Kondoros	teríték, subadult nőstény 7,3kg
8.	2009.10.01	Kondoros	teríték, hím, 9kg
9.	2009.10.05	Déaványa	teríték 1 subadult hím (és további három sakált is megfigyeltek ugyanakkor)
10.	2010.12.20	Szerep	teríték, felnőtt nőstény, 14 kg
11.	2011.01.15	Szarvas	teríték, felnőtt nőstény, 10,2 kg
12.	2012.06.26	Mezőszemere	teríték, vemhes nőstény (5 kölyökkel)

27. táblázat: Aransakál bizonyítópéldányok a Tiszántúlon 2006 után

A keleti országrészben való megtelepedés további bizonyítéka a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóságán, részben a kutatócsoportommal való együttműködés eredményeként, összegyűjtött előfordulási adatok, melyek szintén a megtelepedés bizonyítékai (28. táblázat⁵).

Sorszám	Település	Év	Megfigyelés típusa
1.	Hortobágy	2007	teríték, kifejlett egyed
2.	Kömörő	2009	teríték, kifejlett hím
3.	Kömörő	2009	teríték, 1 kifejlett nőstény és 1 subadult egyed
4.	Újszentmargita	2009	fénykép, kifejlett egyed
5.	Nádudvar	2009	megfigyelés, kifejlett egyed
6.	Hortobágy	2009	megfigyelés, kifejlett egyed
7.	Karcag	2009	teríték, subadult egyed
8.	Karcag	2010	spontán sakál üvöltés
9.	Újtikos	2011	spontán sakál üvöltés
10.	Karcag	2011	teríték, 2 kifejlett egyed
11.	Polgár	2011	teríték, 1 subadult egyed
12.	Karcag	2012	teríték, 4 kifejlett egyed
13.	Berettyóújfalu	2012	teríték, 2 kifejlett egyed, 3 subadult egyed
14.	Hajdúsámson	2012	akusztikus felmérés, 1 családi válasz
15.	Hortobágy	2013	megfigyelés, kifejlett egyed
16.	Nagyhegyes	2013	teríték, 4 subadult egyed
17.	Nagyhegyes	2013	teríték, 2 kifejlett egyed
18.	Hortobágy	2013	fellelt tetem, 2 subadult egyed
19.	Túrkeve	2013	akusztikus felmérés, 2 családi válasz
20.	Csudaballa	2013	akusztikus felmérés, 1 családi válasz
21.	Prémtanya	2014	megfigyelés, kifejlett egyed
22.	Elep	2015	fellelt tetem, kifejlett nőstény
23.	Hajdúsámson	2015	akusztikus felmérés, 1 családi válasz
24.	Nagyhegyes	2015	akusztikus felmérés, 2 családi válasz
25.	Nagyhegyes	2015	akusztikus felmérés, 2 családi válasz

28. táblázat: Aranysakál megfigyelések a Tiszántúlon 2007 után (Molnár Attila – Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság - közlése alapján, módosítva)

A megtelepedés harmadik bizonyítéka pedig a lelövési adatok megjelenése és állandósulása volt a keleti országrészben (29. táblázat).

⁵ Az aranysakállal kapcsolatos kutatási programban számos szervezet és kutató fordult hozzánk gyakorlati, tudományos módszertani, vagy szakirodalmi segítségért. A kérések között a legtöbb esetben az akusztikus felméréshez kértek segítséget. Minden ilyen esetben átadtuk a módszer végrehajtásának és a szükséges technikai eszközök leírását, az adatgyűjtéshez javasolt táblázatot. Cserébe az adatok megküldését és azok programunkban történő felhasználási lehetőségét kértük.

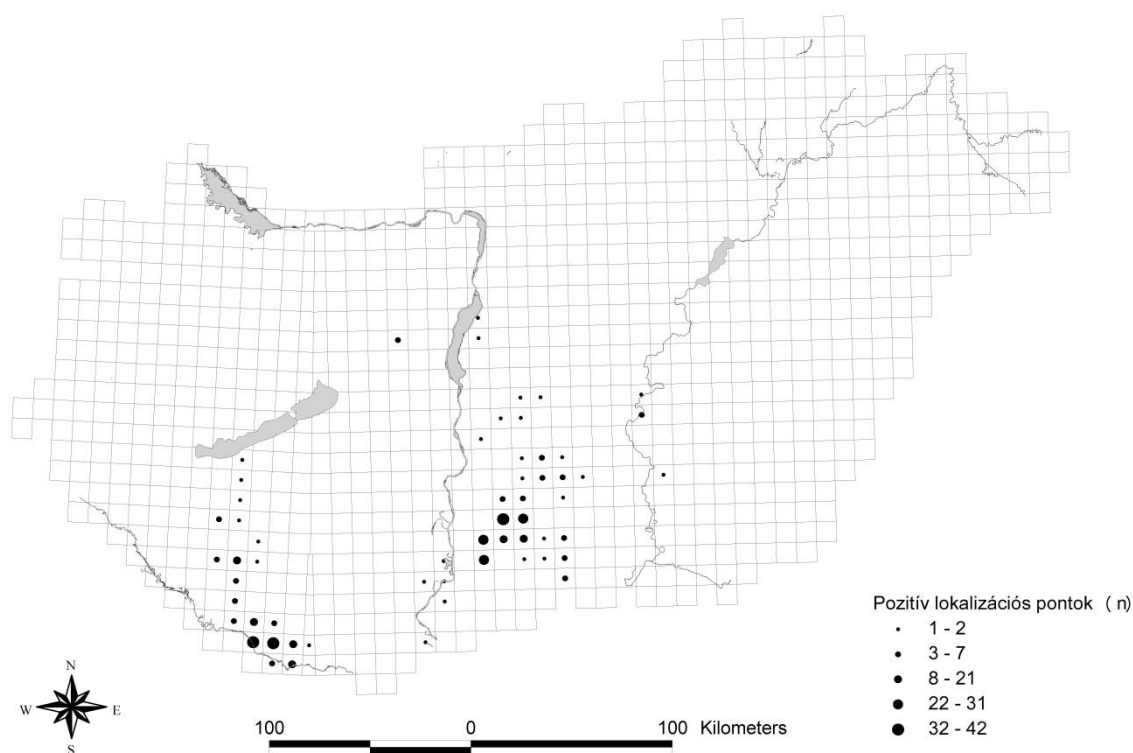
Megnevezés	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	évek
Baranya	2	4	4	16	19	25	31	33	25	32	36	69	169	167	204	272	381	501	452	511	20
Somogy	4	4	5	4	13	25	26	30	38	36	55	56	102	173	270	299	426	614	650	946	20
Bács-Kiskun		1	2	1	5	8	11	15	22	20	44	34	50	57	115	115	155	209	256	406	19
Békés						1	1			1			2	2	9	8	18	35	54	46	11
Tolna				1						1	1		7	14	21	31	67	114	140	186	11
Csongrád										1		2	2	1	7	13	10	23	59	78	10
Zala								1				1	4	5	4	5	11	21	27	39	10
Fejér										1	2		7	9	8	18	19	43	47	109	10
Pest												1	1	2	7	3	5	13	17	31	9
Győr-Moson-Sopron		1						1					1		1	4	8	12	11	19	9
Vas							1						4	10	20	11	15	22	32	27	9
Borsod-Abaúj-Zemplén										2				4	1		1	23	17	23	7
Szabolcs-Szatmár					1									3	3		2	5	4	17	7
Jász-Nagykun-Szolnok										1	1				1	1		0	8	16	7
Hajdú-Bihar														2		5	5	12	22	47	6
Veszprém															3	1	6	9	4	18	6
Heves														3				1	5	6	4
Komárom-Esztergom											1							3	8	9	4
Nógrád																				1	1
Összesen	6	10	11	22	38	59	70	80	85	95	140	163	349	452	674	786	1129	1660	1813	2535	
Érintett megye (db)	2	4	3	4	4	4	5	5	3	9	7	6	11	14	15	14	15	18	18	19	

29. táblázat: Az aransakál terítékének változása 1995 és 2014 között (Nagy Zsolt és munkatársai 2013 után módosítva. Az adatok forrása Országos Vadgazdálkodási Adattár <http://ova.info.hu/vgstat.html>)

5.3. Az aransakál állományának változása egyes vizsgálati területeken – a hektikus állományváltozás és az invázió példái

Az aransakál terítéke 1995 és 2014 között exponenciális növekedést (exponenciális trend – Spearman rank korreláció: $p < 0,001$; $n = 20$; $r = 0,992$) mutatott, ahogy a terítéket jelentő megyék számának változása is exponenciális volt (exponenciális trend– Spearman rank korreláció: $p < 0,001$; $n = 20$; $r = 0,942$). Magyarországon 1995 és 2014 között hivatalosan 10177 egyed került terítékre, a lelövések száma pedig évről évre növekedett. A teljes teríték 82%-a a Dunántúlon esett, a Dunától keletre ez az érték csak 18%. Minden évben ugyanaz a három megye (Baranya, Somogy valamint Bács-Kiskun) jelentette a teríték döntő hányadát (összesített átlag= 92%, SD= 8,2). A három megye meghatározó szerepét jól mutatja, hogy míg Somogyban és Baranyában a rendelkezésre álló adatok gyűjtése óta (1995) minden évben, míg Bács-Kiskun esetében egy évet (1995) kivéve szintén minden évben volt elejtés (29. táblázat).

Az aransakál állományát 2004-óta akusztikus állománybecsléssel monitorozzuk. Az azóta eltelt időben kollégáimmal 260 éjszaka alatt több, mint kétezer helyszínen ellenőriztük ezzel a módszerrel a sakál jelenlétét. A felmérések összesítése alapján készült elterjedési térkép elsősorban a magterületek (Somogy-, Baranya-, és Bács-Kiskun-megye) fontosságát mutatják (2. térkép). Négy vizsgálati helyszínen – Kétújfaluban, Hajós-Szentgyörgyön, Császártöltésen és a Velencei-tó körzetében – a felméréseket több éves, esetenként évtizedes monitorozás keretében végeztük, rendszeresen ugyanazon felmérési pontokat használva (30. táblázat).



2. térkép: Az aransakál elterjedése Magyarországon az akusztikus felmérések adatai alapján (az UTM négyzetekben lévő pont nagysága az adott területen sikeres felmérések /válasz igazolta a sakál családok jelenlétét/ számától függ, a jelmagyarázat szerint)

	2004		2005		2006		2007			2008		2009		2010		2011		2012		2013		2014		2015	
	T	Ö	T	Ö	T	Ö	T	Ny	Ö	T	Ö	T	Ö	T	Ö	T	Ö	T	Ö	T	Ö	T	Ö	T	Ö
Kétújfalú - Baranya megye																									
Felmért pontok száma	13	16	13	17	18	20	19	20	19	18	18	19	18	19	20	19	18	19	20	20	20	20	20	21	20
Pozitív pontok száma	9	11	7	10	7	9	14	12	5	8	5	8	8	13	6	7	6	9	18	12	10	12	6	14	14
Pozitív pontok aránya	69,2	68,8	53,8	58,8	38,9	45	73,7	60	26,3	44,4	27,8	42,1	44,4	68,4	30	36,8	33,3	47,4	90	60	50	60	30	66,7	70
Válaszó családok száma	11	16	3	16	11	11	17	17	8	8	5	7	10	17	5	17	6	13	27	14	10	17	2	21	24
Hajósszentgyörgy - Bács-Kiskun megye																									
Felmért pontok száma	19	20	17	18	20	18	21	18	24	24	23	23		22											

[illegible]

Terület	Pozitív monitoring pontok aránya		Változás	Válaszolók sakál családok száma	
	Minimum	Maximum		Minimum	Maximum
Kétújfalu	26,3	73,7	nem szignifikáns, erősen változó – stabil (lineáris regresszió: $F = 0,040$; $p = 0,844$; $df = [1;23]$; $n = 25$)	3	24
Hajós-Szentgyörgy	4,3	63,2	nem szignifikáns, csökkenő (lineáris regresszió: $F = 3,267$; $p = 0,098$; $df = [1;11]$; $n = 13$)	0	16

Terület	Pozitív monitoring pontok aránya		Változás	Válaszoló sakál családok száma	
	Minimum	Maximum		Minimum	Maximum
Császártöltés	7,7	50,0	szignifikáns, csökkenő (lineáris regresszió: $F = 5,144$; $p = 0,037$; $df = [1;17]$; $n = 19$, $r = -0,482$; $r^2 = 0,232$)	2	21
Velencei-tó	25,0	87,5	szignifikáns, növekvő (lineáris regresszió: $F = 12,600$; $p = 0,012$; $df = [1;6]$; $n = 8$, $r = 0,823$; $r^2 = 0,677$)	1	5

31. táblázat: Az aransakál elterjedésének változása akusztikus állományfelmérés alapján, négy vizsgálati területen

A Velencei-tó térségében tapasztalható állománynövekedést a Fejér-megyére vonatkozó részletes teríték adatok is alátámasztják. A növekedés mind az érintett vadgazdálkodási egységek számában, mind a becsült és a terítékre hozott egyedek számában folyamatos, valamint a terítékekkel kapcsolatos változók esetében exponenciális (sakált becslő egységek száma: lineáris trend, $F = 230,92$; $p < 0,001$; $df = [1;6]$; $n = 8$; $r = 0,987$; sakál becsült állomány: lineáris trend, $F = 41,118$; $p = 0,001$; $df = [1;6]$; $n = 8$; $r = 0,934$; sakál terítéket jelentő egységek száma: exponenciális trend, $F = 32,780$; $p = 0,001$; $df = [1;6]$; $n = 8$; $r = 0,977$; sakál teríték: exponenciális trend, $F = 15,868$; $p = 0,007$; $df = [1;6]$; $n = 8$; $r = 0,966$) (32. táblázat).

Év	Vadgazdálkodási egységek száma	sakált becslő egységek száma	sakál becslés	sakál terítéket jelentő egységek száma	sakál teríték
2007	76	5	8	5	7
2008	76	13	78	6	9
2009	76	15	56	6	8
2010	75	19	74	9	18
2011	76	29	133	10	19
2012	76	36	180	17	43
2013	76	36	202	20	47
2014	76	44	338	31	109
A növekedés mértéke 2007 és 2014 között (%)		880	4225	620	1557

32. táblázat: Az aransakál terítékének változása Fejér-megyében 2007 és 2014 között az Országos Vadgazdálkodási Adattár adatai alapján

5.4. Az aranyakál táplálkozása

Az aranyakál folyamatos és gyors terjedése különösen az állattenyésztők és a vadgazdálkodók körében élesíti újjá a klasszikus ember-ragadozó konfliktusokat (Boitani és Powell 2012, Macdonald és Sillero-Zubiri 2004). Jellemzően Szerbiában és Magyarországon feltételezik a sakál jelentős őz és háziállat-fogyasztását (Heltai és munkatársai 2013, Szabó és munkatársai 2010). A Balkán-félszigeten végzett vizsgálatok eredményei szerint viszont részben az antropogén eredetű táplálékforrások (háziállat tetemek), részben egyéb hulladékok (Cirovic és munkatársai 2014, Giannatos és munkatársai 2010, Lanszki és munkatársai 2010), továbbá a vadászat során keletkező zsiger és tetemek (Boskovic és munkatársai 2013, Radovic és Kovacic 2010, Raichev és munkatársai 2013) tekinthetők a sakál legfontosabb táplálékforrásainak. A tetemek, szerves hulladékok elfogyasztása, eltakarítása miatt ezekben az országokban a sakált kifejezetten pozitív ökoszisztéma szolgáltatónak tekintik (Cirovic és munkatársai 2016). Magyarországi vizsgálataink alapján, nagy kisemlős sűrűségű, mezőgazdasági művelés alatt álló területeken, a sakálok elsődleges táplálékai egész évben a kisemlősök voltak (Lanszki és Heltai 2002 és 2010, Lanszki és munkatársai 2006). A táplálkozás vizsgálatok általában nem támasztják alá azokat a *”szakértői és gyakorlati megfigyeléseket”*, melyek jelentős nagyvad és háziállat zsákmányolást jeleznek, ahogy azt a hazai csülkös vad teríték adatok sem támasztják alá (33. táblázat). Ennek bekövetkezése azonban teljes mértékben mégsem zárható ki (ld. pl. Yom-Tov és munkatársai 1995).

Év	Baranya	Bács-Kiskun	Somogy
1995	2303	2903	2669
2007	3375	8247	4275
2014	3934	9585	4360

33. táblázat: Az őz terítékének változása az aranyakál legfontosabb elterjedési területein (Baranya, Somogy és Bács-Kiskun megye) 1995 és 2014 között az Országos Vadgazdálkodási Adattár adatai alapján

A sakál vadászatának közvetlen megfigyelése (Khidas 1990, Kruuk 1972, Lamprecht 1978, Moehlman 1987) a faj rejtőzködő életmódja és a növényzet fedettsége miatt Európában nehéz. A sakál táplálék-összetételének és táplálkozási szokásainak vizsgálata ezért legtöbbször közvetett módon, az ürülék és gyomortartalom alapján történik. Mindkét módszernek vannak előnyei és hátrányai (Cavallini és Volpi 1995, Reynolds és Aebischer 1991, Witt 1980), választásuk mégis elsősorban a mintagyűjtés lehetőségén múlik.

5.4.1. Az aranyakál táplálék összetétele a megtelepedés kezdetén ürülék analízis alapján

A ragadozó fajok elterjedését és állománysűrűségét jelentős mértékben befolyásolja az adott területen számukra hozzáférhető táplálékforrások minősége (összetétele) és mennyisége (biomasszája). Ennek felderítése érdekében az aranyakál magyarországi elterjedésének egyik központjában, az Ormánságban (Kétújfalu, Teklafalu, Lakócsa, Potony és Zádor községek által határolt közel 10x10 km kiterjedésű, településtől mentes síkvidéki terület belsejében) felmértük a táplálékkínálatot. A felmérés során a 2001 őszi és 2004 őszi időszak között évszakonként egy-egy alkalommal 4 éjszakai periódusokban, a főbb élőhely típusokban (erdő, parlag, szántó, bozót) végeztük a kisemlősök (táplálékforrás) élvefogó csapdázására alapozott felmérését. Az említett fő élőhely típusok aránya a sakálprogram 2000-es kezdetétől a felmérésekben szereplő 2005-ig terjedő időszakban jelentősen megváltozott. Ebben az időszakban a nagy kiterjedésű parlagterületeket ugyanis ismét mezőgazdasági művelés alá vonták. A parlagterületek aránya emiatt 56%-ról 14%-ra csökkent, a szántók aránya viszont 11%-ról 49%-ra nőtt. Az erdősültség nőtt (23%-ról 30%-ra), a vízelvezető árkokat kísérő, táblákat szegélyező cserjés, bozótos részaránya pedig kismértékben csökkent (10%-ról 7%-ra).

A kisemlősök életközösségen belüli létszáma, biomasszája és fajösszetétele (a dominancia) évtől és évszaktól függően változott, valamint azt jelentős mértékben befolyásolta az élőhely típusa. A kisemlősök népessége tél végétől ősziig jellemzően minden évben emelkedett. 2001 őszi gradációt (254 egyed/ha), ezzel szemben a 2003-as kemény télen rendkívül alacsony (2 egyed/ha) sűrűséget tapasztaltunk. Legmagasabb biomassza-értéket a parlagterületen mértünk. Kezdetben a nyílt területeken élő mezei pocok, majd a 2003-ban és 2004-ben az élőhely generalista erdei egér faj-együttes dominált a kisemlős életközösségben. Összességében, bár esetenkénti kiugróan magas és alacsony értékek mellett, de jelentős sűrűségű volt a vizsgált kisemlős létszám.

A program keretében 2000 decembere és 2004 novembere között, havonta gyűjtöttünk sakál- és róka ürülék mintákat. Az ürületek faji elkülönítése szag, méret és forma alapján történt (Macdonald 1979). A sakál faji sajátossága, hogy territóriumának határát kémiai és látható (vizuális) jelzésekkel (ürüléssel, vizelettel) jelöli, és azt rendszeresen felújítja (Macdonald 1979). Ugyanazon a kb. 650 ha területen belül, az évek alatt bekövetkezett élőhelyi változások miatt a mintavételi útvonalunk hosszát 12,8 km-ről 22,7 km-re kellett

növelnünk. A vizsgált időszakban 814 sakál és 894 róka ürüléket gyűjtöttünk és dolgoztunk fel. Az ismert hosszúságú gyűjtőút és a gyűjtött mintaszám alapján számítottuk a sakál és a róka relatív sűrűségváltozását. A relatív sűrűség sakál esetében $1,0 \pm 0,20$ hullaték/km (átlag $\pm$ s.e.), róka esetében pedig $1,1 \pm 0,19$ hullaték/km volt, mely a 2001-ben tapasztalt magas sűrűséget követően fokozatosan csökkent (Lanszki és munkatársai 2006).

A begyűjtött ürülékeket frissen lefagyasztottuk, majd 3 hónapig -18°C -on tároltuk, hogy mérsékeljük az esetleges fertőződés veszélyét. Ezt követően ún. nedves technikát alkalmazva, (amely áztatás, folyóvízben átmosás, majd szárítás fázisokból állt), az ürülékben található táplálékmaradványok elemzésével meghatároztuk az előforduló táplálék-taxonok relatív előfordulási gyakoriságát, valamint a táplálékmaradványok súlymérése alapján azok mennyiségi (biomassza számítás szerinti) összetételét (Lanszki 2002).

Vizsgálataink eredményei alapján a sakál táplálékában a kisemlősök domináltak, részarányuk 37% és 97% között változott, átlagosan 77,2% volt. Kifejezetten preferálta a nyílt területekhez kötődő mezei pockot (*Microtus arvalis*), de a kisemlős táplálékban időszakosan jelentős arányban szerepeltek más fajok is, pl. erdei egerek (*Apodemus sylvaticus*). Ritkán, de előfordult a kisebb testű vetélytársak, így a menyét (*Mustela nivalis*) és a vörös róka fogyasztása is. Ezen a jellemzően alacsony mezei nyúl sűrűségű területen ez a zsákmány általában alacsony arányban (0-10%, átlagosan 1,4%) fordult elő a táplálékban. A csülkös vad részaránya – évszaktól és évtől nagyban függően – 43%-ig terjedt. A nagyvadból a sakál elsősorban a vaddisznót (tavasszal főként a malacot) fogyasztotta számottevő arányban (átlagosan 9%), gyakorlatilag tehát ez a taxon tekinthető a sakál másodlagosan fontos táplálékának. Ugyanakkor a szarvasfélék fogyasztása a feltételezésekkel ellentétben – ezen a nagyvadas területen és ebben a vizsgálatban - igen alacsony szinten mozgott (átlagosan 2,0%). Háziállatokat, főként a szabadon hozzáférhető dögtérről biztos forrást jelentő szarvasmarha és sertés tetemet inkább csak táplálékhiányos időszakokban és kölyöknevelés idején alkalmanként fogyasztotta (0-29%, átlagosan 5,1%). A fácán (*Phasianus colchicus*) fogyasztása átlagosan 0,5% (0-2,9%) volt. Egyéb gerinceseket például kistestű énekesmadarakat, siklókat, gyíkokat, halakat valamint gerinctelenek (főként futóbogarakat és cserebogarakat) csak kis mennyiségi arányban fogyasztott. Időszakosan azonban jelentős (0,2-32%, átlagosan 5,6%) volt a növények, például vadon termő gyümölcsök, különösen a kökény (*Prunus spinosa*) és a szilva (*Prunus domestica*), valamint magvak, például a kukorica fogyasztása.

A róka elsődlegesen táplálékát szintén kisemlősök alkották, melyek részaránya a teljes táplálékban belül 30% és 94% között változott (átlagosan 68,1%). A sakálhoz hasonlóan ebben

az esetben is a mezei pocok volt a legfontosabb zsákmány faj. Másodlagosan fontos táplálékként a róka is fogyasztott növényeket, például vadon termő gyümölcsök termését és kukoricát (2-68%, átlagosan 18,2%).

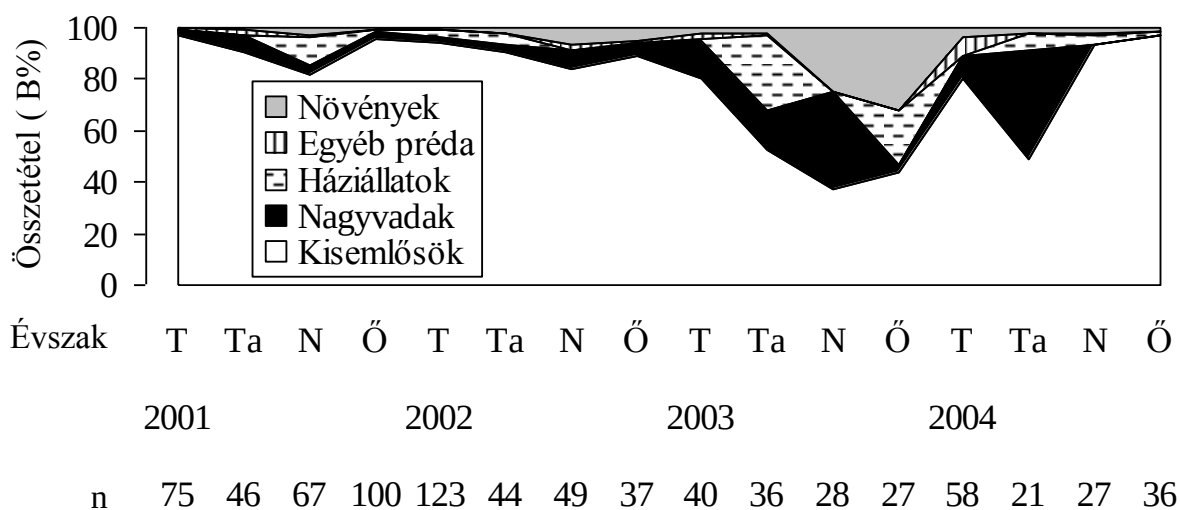
A vizsgálatban a sakál – a várttal ellentétben – lényegesen nagyobb mennyiségben fogyasztott kisemlősöket, kisebb arányban fácánt és növényeket, valamint - kevésbé meglepő módon - több vaddisznót. Nem volt lényeges különbség például a szarvasfélék fogyasztásában. **A sakál és a róka tápláléka esetenként lényeges évek és évszakok közötti különbséget mutatott.** A kisemlősök fogyasztási aránya azonban mindkét ragadozó táplálékában nagy volt télen és ősszel, viszont alacsonyabb tavasszal és nyáron (34. táblázat).

Táplálék kategória	Hatás	df	Arany sakál		Vörös róka	
			χ^2	P	χ^2	P
Kisrágcsálók	Év	3	5,1	0,1635	34,1	<0,0001*
	Évszak	3	14,6	0,0021*	13,3	0,0040*
	Interakció	9	22,2	0,0083	32,4	0,0001*
Mezei nyúl	Év	3	9,8	0,0205	13,1	0,0044*
Szarvasfélék	Évszak	3	6,8	0,0789	17,8	0,0004*
Vaddisznó	Év	3	13,7	0,0033*	5,0	0,1708
	Évszak	3	15,5	0,0014*	19,2	0,0002*
Egyéb madarak	Év	3	8,2	0,0429	18,5	0,0003*
	Évszak	3	11,0	0,0118	19,8	<0,0001*
Hüllők és kétélűek	Évszak	3	16,0	0,0011*	24,7	<0,0001*
Gerinctelenek	Év	3	16,2	0,0010*	2,8	0,4256
	Évszak	3	188,1	<0,0001*	234,2	<0,0001*
Növények	Év	3	21,9	<0,0001*	45,9	<0,0001*
	Évszak	3	48,3	<0,0001*	63,5	<0,0001*
	Interakció	9	41,3	<0,0001*	59,8	<0,0001*

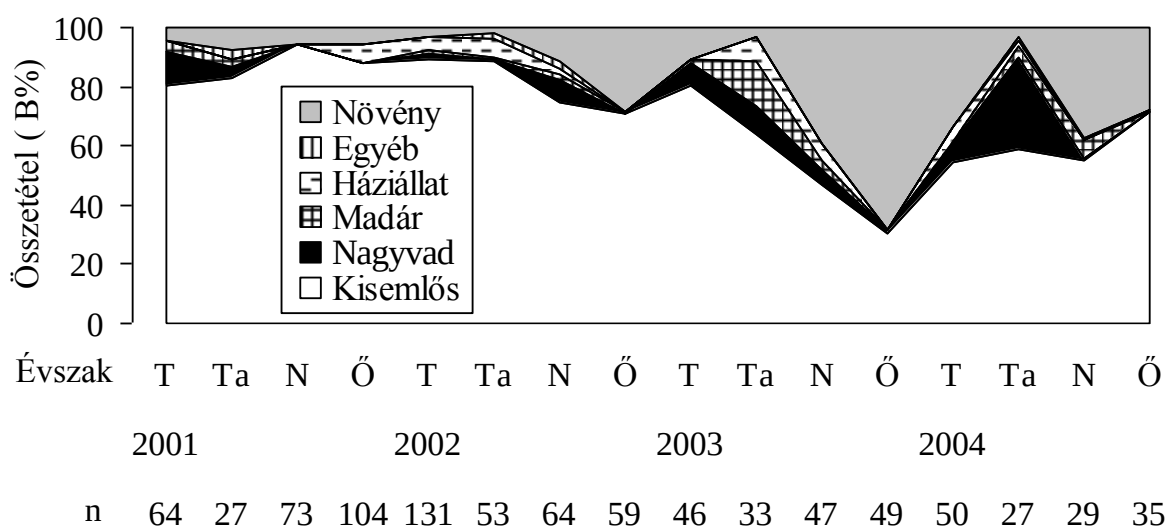
34. táblázat: Az arany sakál és a vörös róka táplálékkészletének különbségei a táplálékalkotó kategóriák előfordulási gyakorisága alapján négy év (2001-2004) és négy évszak adatai alapján (csak a szignifikáns különbségek (Lanszki és munkatársai 2006 nyomán módosítva))

A vizsgálat első két évében mindkét ragadozóra minden időszakban alapvetően a kisemlős fogyasztás volt meghatározó. A 2002/2003-as nagyon hideg és hosszú, jelentős hótakaróval jellemezhető télen, azonban a kisemlős forrás rendkívül visszaesett. Erre a két ragadozó eltérő táplálékváltással válaszolt (azaz funkcionális válaszuk eltért). A sakál 2003 tavaszán és nyarán a táplálékát főként vaddisznóval, háziállat tetemmel és növényekkel egészítette ki. A róka madarakkal, mezei nyúllal, és a sakáltól lényegesen nagyobb mértékben, növényekkel táplálkozott (9. és 10. ábra). A ragadozók táplálkozási szokásait vizsgálva tehát megállapíthatjuk, hogy mindkét ragadozó alapvetően a nyílt területekhez

kötődő fajokkal táplálkozott, továbbá lényegesnek tartjuk megjegyezni, hogy a ragadozók kisemlős fogyasztása nem függött szorosan az aktuálisan rendelkezésre álló kisemlős készlettől.



9. ábra: A sakál évszakonkénti táplálék-összetételének alakulása a vizsgált időszakban (Lanszki és munkatársai 2006)



10. ábra: A róka évszakonkénti táplálék-összetételének alakulása a vizsgált időszakban (Lanszki és munkatársai 2006)

A két faj között kialakult verseny során a sakál jutott jobb minőségű (állati, illetve a „megszokott” kisemlős) táplálékhoz, és a róka kényszerült a gyengébb minőségű források kihasználására. Ebben a sakált segíti, hogy bár elsősorban magányosan, de emellett párban, illetve nagyobb prédára csoportosan is vadászhat, míg a róka – jellemzően a kevésbé hatékony, magányos (kereső) vadász.

5.4.2. Az arany sakál táplálék összetétele 20 évvel a megtelepedés után gyomortartalom analízis alapján⁶

A vizsgálatot a SEFAG Zrt. lábodi vadászterületén végeztük, ahol 2012 és 2013 között 59 elejtett és 3 csapdával fogott sakál gyomrát tudtuk begyűjteni. A terület híres nagyvadállományáról. A vizsgálati időszakban (2012-ben és 2013-ban) a terítékadatok (példány/km²) a következők szerint alakultak: dámszarvas 3,09 és 2,53, gímszarvas 0,91 és 0,74, őz mindkét évben 0,06, vaddisznó 2,47 és 1,97. Az apróvad, így a fácán és a mezei nyúl állománya a területen jelentéktelen volt (terítéksűrűség <0,1 pld/km²). A keletkezett nagyvadsziger (amelynek csupán egy részét semmisítik meg, jelentős része az elejtés helyén marad) minimális mennyiségének kiszámolásához a terület nagyvadfajonkénti teríték és egyedi testtömeg adatait használtuk fel. A számításhoz egységesen 25%-os zsigerekre számolt veszteséget (Szunyoghy 1963, Whitehead 1993) vettünk alapul. A területen 2012. január és 2013. december között 2030 db nagyvad került terítékre. Ebből 1943 db vadászaton esett (szabad területen, vagy vaddisznóskertben), amelyek közül 1909 db testtömegének adata is ismert volt (98,3%). Emellett összesen 87 db elhullott nagyvadat regisztráltak, amelyek közül 25 db testtömege volt ismert (28,7%). A területen a sakálcsaládok sűrűsége akusztikus állománybecslés alapján 0,28 család/km² volt. A sakál terítéke 2012-ben 0,22, 2013-ban 0,24 példány/km² volt, míg a rókaé 0,13 és 0,10 példány/km².

A gyomrokat fagyasztva tároltuk a vizsgálat megkezdéséig. A táplálékalkotókat makroszkópos és mikroszkópos vizsgálatokkal különítettük el a szőrszálak, tolla, bőr, csontok és kitin maradványok alapján (Bíró és munkatársai 2005, Jedrzejewska és Jedrzejewski 1998). Minden felismerhető táplálékalkotót elkülönítettünk. Az elemzéshez a következő táplálékalkotó kategóriákat alkalmaztuk: 1 – sziger (bőrdarab, inak, belsőségek, emésztőszerv és annak tartalma) és dög (rég és friss hús is lehet, orvvadászatra utaló jelekkel, pl. bőrkesztyű darab hússal) együtt (a két altípus gyakran nem elkülöníthető), 2 – vaddisznó (kifejlett), 3 – szarvas (gímszarvas és dámszarvas; kifejlett), 4 – szarvas fiatal korosztály, 5 – őz (kifejlett), 6 – ragadozóemlősök, 7 – kisemlősök, 8 – madarak, 9 – hüllők, 10 – halak, 11 – gerinctelenek, 12 – növények (közvetlen fogyasztásból), 13 – egyéb (nem emészthető, nem

⁶ Ennek a vizsgálatnak minden terepi munkáját a tragikusan fiatalon elhunyt Ács Kornél erdőmérnöknek köszönhetjük. Gyakorlati szaktudása, kiapadhatatlan érdeklődése és megingathatatlan eltökéltsége mindig hiányozni fog.

szerves anyagok). Az alkalmazott módszertan további részletei a 2015-ben megjelent publikációinkban találhatók (Lanszki és munkatársai 2015).

A lőtt nagyvad összesített zsigerelt súlya az értékelt 24 hónap alatt 89405 kg volt. Legnagyobb részt a vaddisznó tett ki (47,3%), amit a gímszarvas (30,8%) és a dámszarvas (21,6%) követett. A területen az őz vadászati jelentősége kicsi, ennek megfelelően az értékesített hús aránya is elhanyagolható volt (0,3%). Az értékesített vadhús mennyisége, ezzel együtt a zsiger mennyisége (zsiger összesen 22362 kg) a vizsgált területen jellegzetes mintázatot követ. A szeptember-január közötti időszakra koncentrálo intenzív vadásztatás következtében ezen a területen ebben az 5 hónapban volt a legnagyobb a sakál számára rendelkezésre álló zsiger tömege, ami a 24 hónapból 9 esetben meghaladta az 1 tonnát. Ezen túl a sebzett (és elhullott) nagyvad mennyisége szintén jelentős hozzáférhető táplálék lehetett az aranyakál számára. Az összes mintában (n=2030) az elhullások aránya 4,3% (87 db) volt, amiből 25 db nagyvad (a regisztrált 87 db 28,7%-a) testtömege ismert. Ezek súlya összesen 1851,5 kg. Amennyiben ezt az értéket a teljes elhullott létszámmra vetítjük, akkor az elhullott vad 6443 kg további táplálékforrást jelenthetett a vizsgált időszakban. Ez a mennyiség 7,2%-a az értékesített lőtt vad mennyiségének.

A vizsgált 62 gyomor átlagos táplálékalkotó tartalma $137,3 \pm 29,21$ g volt. Az üres gyomrok nélkül számolva pedig $152,0 \pm 31,73$ g. A gyomortartalommal rendelkező minták 25%-a kevesebb, mint 25 gramm súlyú volt, további 25%-a pedig több mint 178 gramm táplálékmaradványt tartalmazott. A legnagyobb mennyiséget tartalmazó gyomor 1559,9 gramm (a sakál testtömegének 15%-a!) táplálékot tartalmazott.

A sakál elsődleges táplálékát mindkét számításmód (nedves tömeg /W/ és gyakoriság /O/) szerint a zsiger és a dög alkotta (35. táblázat). Az összesen 55,0% (W) zsigerből és döghúsból 7,9% vaddisznó, 39,0% szarvas (gím- és dámszarvas /*Dama dama*/), 3,5% őz, 0,7% madár (begytartalom) és 3,9% pontosan nem meghatározható maradvány volt. Másodlagosan fontos tápláléka a felnőtt vaddisznó (W: 11,6%) volt, ezzel megegyező arányban fogyasztott kifejlett szarvast és őzet. Szarvasborjú fogyasztása egy esetben volt kimutatható. Viszonylag számottevő volt a ragadozó emlősök, így a borz és a kutya, alárendelt a kisemlősök/kisrágcsálók (*Microtus sp.*, *Gliridae*) fogyasztása. A gerinctelenek között számottevő volt a sáskák (*Acridoidea*) és a lárvák (különösen a gyapottok bagolylepke (*Helicoverpa armigera* hernyója) fogyasztása, de kimutatható volt a gyomrokban galacsinhajtó bogár (*Scarabeidae*), darázs (*Vespidae*) és darászfészek valamint szitakötő (*Odonata: Epiprocta*) is. Gyakran, de viszonylag kis mennyiségi arányban fogyasztott a

növények közül gyümölcsöket, elsősorban szilvát (W: 5,0%, O: 10,5%), továbbá szőlőt, kökényt és szedret. Az egyéb növények között leggyakrabban fűfélék (W: 0,1% O: 6,0%), valamint falevél, fenyőtű, alkörmös (*Phytolacca americana*) volt kimutatható. Az egyéb (nem emészthető, nem szerves) anyagok között bőrkesztyű darab is szerepelt.

Bár minden évszakban a zsiger és dögfogyasztás volt az elsődleges, a mennyiségi összetételt alapul véve télen a nagyvadfajok (adult korcsoport) és részben a ragadozók, tavasszal és nyáron a növények és az őz (kora tavasz, adult korcsoport), ősszel a gerinctelenek fogyasztása is számottevő volt. Relatív gyakoriság számítás szerint télen a vaddisznó, tavasztól ősziig a növények és a gerinctelenek voltak a sakál fontosabb kiegészítő táplálékai.

Táplálékalkotó	W	O
Vaddisznó, <i>Sus Scrofa</i>	11,6	7,0
Gímszarvas, <i>Cervus elaphus</i> vagy dámszarvas, <i>Dama dama</i>	5,5	4,0
szarvasféle fiatal	2,0	1,0
Őz, <i>Capreolus capreolus</i>	6,0	4,0
Csülkösvad, tetem	22,2	4,0
Csülkösvad, zsiger	32,8	24,0
Kutya, <i>Canis familiaris</i>	0,8	2,0
Borz, <i>Meles meles</i>	6,0	1,0
Kisrágcsálók	0,9	5,0
Közepes méretű madarak, <i>Aves</i>	1,1	2,0
Zöld gyík, <i>Lacerta viridis</i>	0,1	1,0
Hal fajok, <i>Pisces</i>	2,1	5,0
Ízeltlábúak, <i>Arthropoda</i>	2,6	15,0
Gyümölcs	6,1	14,0
Egyéb növények	0,2	10,0
Egyéb anyagok	0,3	1,0
Mintaszám (n)	62	
Táplálék alkotók száma (N)	100	

35. táblázat: Az aransakál táplálékösszetétele Lábodon, gyomortartalom vizsgálat alapján (W: nedves tömeg százalék, O: előfordulási gyakoriság) (Lanszki és munkatársai 2015)

5.5. Az aranyakál genetikai struktúrája és terjeszkedése Európában

Az aranyakál genetikai sajátosságaira irányuló kutatások messze elmaradnak a többi európai nagyragadozótól, mint például a farkasétól (Flagstad és munkatársai 2003, Hindrikson és munkatársai 2013, Lucchini és munkatársai 2004, Pilot és munkatársai 2006), vagy a hiúzétól (Gugolz és munkatársai 2008, Hellborg és munkatársai 2002, Rueness és munkatársai 2003, Schmidt és munkatársai 2009). Az első a sakál genetikai struktúráját leíró tanulmányokban nagyon alacsony genetikai változatosságot mutattak ki Szerbiában, Bulgáriában, Horvátországban és Olaszországban. Ezzel szemben a Dalmát sakálpopulációnál különbség mutatkozott. Ezek a tanulmányok a sakál „lépőkő-szerű” (step stone), kis távolságokra érő terjeszkedési jeééemzőit jelezték (Fabbri és munkatársai 2014, Zachos és munkatársai 2009). A sakál esetében a genetikai vizsgálatok alapján kikövetkeztethető terjeszkedési karakterisztika ellentétes a szintén terjedésben lévő szürke farkasnál (Deinet és munkatársai 2013) tapasztalt nagy távolságú terjedési modellel (Andersen és munkatársai 2015, Randi 2011). Az alacsony genetikai diverzitás oka azonban jelenleg még nem ismert. Az ugyanis egyaránt következhet a korábbi (XX. század első fele) élőhely feldarabolódásból és a jelentős állománycsökkenésből, vagy éppen a jelenlegi gyors terjeszkedéshez kapcsolódó alapító hatásból (Rutkowski és munkatársai 2015). Az ázsiai és európai egyedek között genetikai kapcsolat nem ismert, az észak-afrikai sakálokat pedig legújabban önálló fajnak tekintik (Koepfli és munkatársai 2015). Így valójában az európai előfordulások biztos forrását sem ismerjük, bár az archeológiai vizsgálatok szerint már hétezer évvel ezelőtt is elterjedt volt a mediterrán régió egyes területein (Sommer és Benecke 2005). Jelenleg Fabbri és munkatársai (2014) munkája alapján annyit tudunk, hogy az Észak-Olaszországi populáció alapítói a Dalmát tengerpartról és a földrajzilag beljebb eső, szárazföldi területekről egyaránt érkezhettek.

A 2014 októberében, Veliko Gradiste-ban (Szerbia) megrendezett 1. nemzetközi aranyakál szimpóziumon kialakított nemzetközi együttműködésben (11 ország, 20 kutató) vizsgáltuk az aranyakál genetikai struktúráját, különös tekintettel a gyors, inváziószerű terjedést esetleg magyarázó genetikai háttérre. A vizsgálatban résztvevő országok: Lengyelország, Szlovénia, Görögország, Szerbia, Észtország, Ukrajna, Magyarország, Románia, Örményország, Grúzia és Litvánia voltak.

A nemzetközi szerzői közösség által készített tanulmány célja egy kontinentális kiterjedésű – európai szintű - vizsgálat volt a sakál genetikai struktúrájának jellemzésére, amelybe a sakál eddig még nem vizsgált elterjedési területeit is bevontuk. Ennek érdekében

szövetmintát gyűjtöttünk Peloponészoszról (Dél-Görögország) – amely valószínűleg egy neolitikum eredetű populáció (Sommer és Benecke 2005), a Kis-Ázsia partjaihoz közeli Samos-szigetről (amely az első izolált populáció), és a Kaukázusból, amely szintén forráspopuláció lehet. Mindezek mellett kísérletet tettünk arra is, hogy a Baltikumban megjelent sakálók (Trouwborst és munkatársai 2015) eredetét is felfedjük. Ehhez öt földrajzi régióból gyűjtöttünk aranysakál szövetmintát, összesen 97 egyedből: I. Dél-Kelet-Európából (DKE: Románia: 5, Horvátország:2, Szlovénia: 2, Ukrajna: 12, Szerbia:25, Magyarország: 10, Görögország –észak: 1), II. Kaukázus (KAU: Karabak-hegység, Örményország, Grúzia): 14, III. Baltikum (BAL: Litvánia, Észtország:5), IV. Görögország – Peloponészosz (GÖR_P: 11), és V. Görögország - Samos-sziget (GÖR_S: 10). A genomi DNS vizsgálatok részletes módszereit a 2015-ben megjelent publikációnkban (Rutkowski és munkatársai 2015) mutatjuk be. A genetikai vizsgálatokra a Lengyel Tudományos Akadémia Zoológiai Intézetének laboratóriumában került sor. A mikroszatellit lókuszok polimorfizmusát három szinten vizsgáltuk. Mindegyik lókusz esetében és minden mintánál megbecsültük az allélek számát (A), a megfigyelt heterozigotitást (HO), a várt heterozigotitást (HE, Nei és Roychoudhury 1974) és a beltenyésztettségi együtthatót (FIS). Emellett minden földrajzi régió esetében megbecsültük a mikroszatellit lókuszok polimorfizmusát. A földrajzi térségekhez rendelt minták genetikai csoportba sorolásához a Bayes-féle klaszteranalízist módszert alkalmaztuk (STRUCTURE version 2.3.4; Pritchard és munkatársai 2000).

A szekvenált mitokondriális DNS szakaszok feldolgozása BioEdit 7.0.5.3 szoftverrel történt (Hall 1999). A haplotípusok (H) számát, valamint a földrajzi régiók és genetikai csoportok haplotípus diverzitását (h), nukleotid diverzitását (π) és az átlagos nukleotid különbségeket a haplotípusok között DNAsp 5.10 (Librado és Rozas 2009) szoftverrel számoltuk, míg a haplotípusok gyakoriságát ARLEQUIN v3.5.1.2 programmal (Excoffier és Lischer 2010). Az azonosított haplotípusokat összehasonlítottuk az ismert és tárolt mintákkal (GenBank - KT362174–KT362176), amelyek a következő helyekről származtak: Bulgária, Szerbia, Horvátország és Olaszország (KF588364; Zachos és munkatársai 2009, Fabbri és munkatársai 2014); Szerbia (HQ845260; Rueness és munkatársai 2011); Bulgária (AF184048; Randi és munkatársai 2000); Lengyelország és Ukrajna (KT268318 és KT268319; Kowalczyk és munkatársai 2015), Kaukázus (KJ490945 és KJ490946; Pilot és munkatársai 2014), és India (AY289997 és AY289996; Aggarwal és munkatársai 2007).

Az összesen 97 sakálból 15 polimorf mikroszatellit lókuszon összesen 102 allélt azonosítottunk (1.05 allél/egyed). A legtöbb lókuszon a polimorfizmus mérsékelt volt (5-11 allél). A heterozigotitás értéke leggyakrabban 0.60 volt, csak három lókuszon érte el a 0.70-es

értéket. $K=3$ érték esetén három csoportot lehet elkülöníteni: Balti-Kaukázusi, Dél-Kelet Európai – Görögország Peloponészosz, és Görögország Samos-sziget területe. A klaszteranalíziseredményei alapján négy, minimális keveredést és szignifikáns eltérést mutató csoportot (Dél-Kelet Európai, Balti-Kaukázusi, Görögország Peloponészoszi és Samos-szigeti) lehetett elkülöníteni. A Görögország Samos-szigeti populáció feltehetően a földrajzi izoláció miatt, jelentősen különbözött a többi területtől (36. táblázat).

Régió	DKE	KAU	BAL	GÖR_P	GÖR_S
DKE		0.347	-0.199	0.507	0.961
KAU	0.125		-0.045	0.024	0.716
BAL	0.100	0.051		0.090	0.863
GÖR_P	0.113	0.207	0.268		0.790
GÖR_S	0.293	0.205	0.343	0.388	

36. táblázat: Genetikai különbségek a földrajzi régiók között a mikroszatellita vizsgálat alapján (a szignifikáns értékek (1,000 permutáció; $P < 0.05$) vastag betűvel; Dél-Kelet-Európa-DKE, Kaukázus-KAU, Baltikum-BAL, Görögország – Peloponészosz-GÖR_P, Görögország - Samos-sziget-GÖR_S). (Rutkowski és munkatársai 2015)

A mitokondriális DNS vizsgálat alapján 93 mintából 4 különböző haplotípust tudtunk elkülöníteni. A haplotípus-diverzitás és a nukleotid-különbözőség is alacsony volt. A Baltikumon kívül régióként 2 haplotípust azonosítottunk. A legmagasabb fokú haplotípus különbség a görögországi Peloponészoszi, míg a legnagyobb változatosság a kaukázusi mintáknál mutatkozott. A haplotípus gyakoriság alapján nem találtunk eltérést genetikai struktúrában a Balkáni és Kaukázusi, valamint a Balkáni és a Dél-Kelet Európai minták között (37. táblázat).

Haplotípus	Triplet	DKE	GÖR-P	KAU	BAL	GÖR-S	Összesen
H1	TGG	0.98	0.64	0.77	1.00	-	0.800
H2	CAA	-	-	-	-	0.70	0.076
H3	TAA	-	-	0.23	-	0.30	0.068
H4	TAG	0.02	0.36	-	-	-	0.056

37. táblázat: Az aranyakál haplotípusok eloszlása a vizsgált földrajzi régiók között (Dél-Kelet-Európa-DKE, Kaukázus-KAU, Baltikum-BAL, Görögország – Peloponészosz-GÖR_P, Görögország - Samos-sziget-GÖR_S). (Rutkowski és munkatársai 2015)

Mind a mikroszatellit mind az mtDNS markerekkel végzett vizsgálatok azt mutatják, hogy a korábbi kutatásokhoz (Fabbri és munkatársai 2014, Zachos és munkatársai 2009) képest:

- Magasabb genetikai változatosságot találtunk az európai sakálpopulációkban, kivételt képez ez alól a görögországi Samos-szigeti populáció.
- Az előző tanulmányokkal szemben nem egy (Fabbri és munkatársai 2014, Zachos és munkatársai 2009) hanem négy haplotípust tudtunk megkülönböztetni. Ennek oka az lehet, hogy lényegesen nagyobb vizsgálati terület lett bevonva, mint korábban. A Kaukázusban kimutattuk a H3-at, míg Görögországban mindhárom új haplotípus (H2, H3, H4) előfordult. Érdekesség még, hogy a H4-et nemcsak a Peloponnészoszon, de Ukrajnában is kimutattuk. A legnagyobb haplotípus változatosságot a Peloponnészoszon találtuk.
- A vizsgált területek európai sakálpopulációinak genetikai változatossága kisebb, mint más kutyaféle ragadozóké Európában, ugyanakkor az izraeli sakálpopulációk genetikai változatossága nagyobb, mint az európaiaké (Cohen és munkatársai 2013, Flagstad és munkatársai 2003, Galov és munkatársai 2014, Jansson és munkatársai 2012, Lucchini és munkatársai 2004, Pilot és munkatársai 2006).

Az alacsony genetikai változatossága valószínűleg nem faj specifikus jellemző, sokkal inkább a sakálok egységes eredetére utal a kontinensen. Az előző tanulmányok is kiemelik a korlátozott mértékű genetikai strukturáltságot az európai sakálállományban, leginkább a horvát (Dalmát) szárazföldi populáció különbözőségét állapították meg a többi balkáni mintához viszonyítva (Fabbri és munkatársai 2014). Ezek alapján azt is el lehet mondani, hogy ez a többé-kevésbé izolált populáció már a középkorban vagy esetleg még hamarabb megjelent Dalmácia déli részén. Zachos és munkatársai (2009) már évekkel ezelőtt megállapították, hogy a bulgár, szlavón és szerb sakálok genetikailag nagy hasonlóságot mutatnak. Ez szintén megerősíti a faj jelenlegi, a térségben megfigyelt terjeszkedését. A peloponnészoszi minták különbözősége viszont felveti annak lehetőségét, hogy egy ősi görög populáció maradt fenn a mai napig a régióban, és ez találkozott/keveredett egy keletről, Ázsiából származó populációval, az új típussal. A korai Holocénból származó Dalmát és Görög sakál-leletek (Malez 1984, Sommer és Benecke 2005) alapján is elmondható, hogy csak ez a két terület mutat nagyobb genetikai változatosságot Kelet- Közép Európában, további megerősítést adva az ősidők óta a mediterrán térségben lévő sakálok jelenlétének.

Ennek az eredménynek különös érdekességet ad az, hogy bár a Balkánon többfelé találkozhatunk a sakál történelmi időkben történő, büntetésből (biológiai fegyverként) történő betelepítésének legendájával erről írásos bizonyíték csak Dalmáciában áll rendelkezésre (Kühn 1935). A velencei hajósok által végrehajtott, a XV. században történt, betelepítésből diplomáciai bonyodalom is lett.

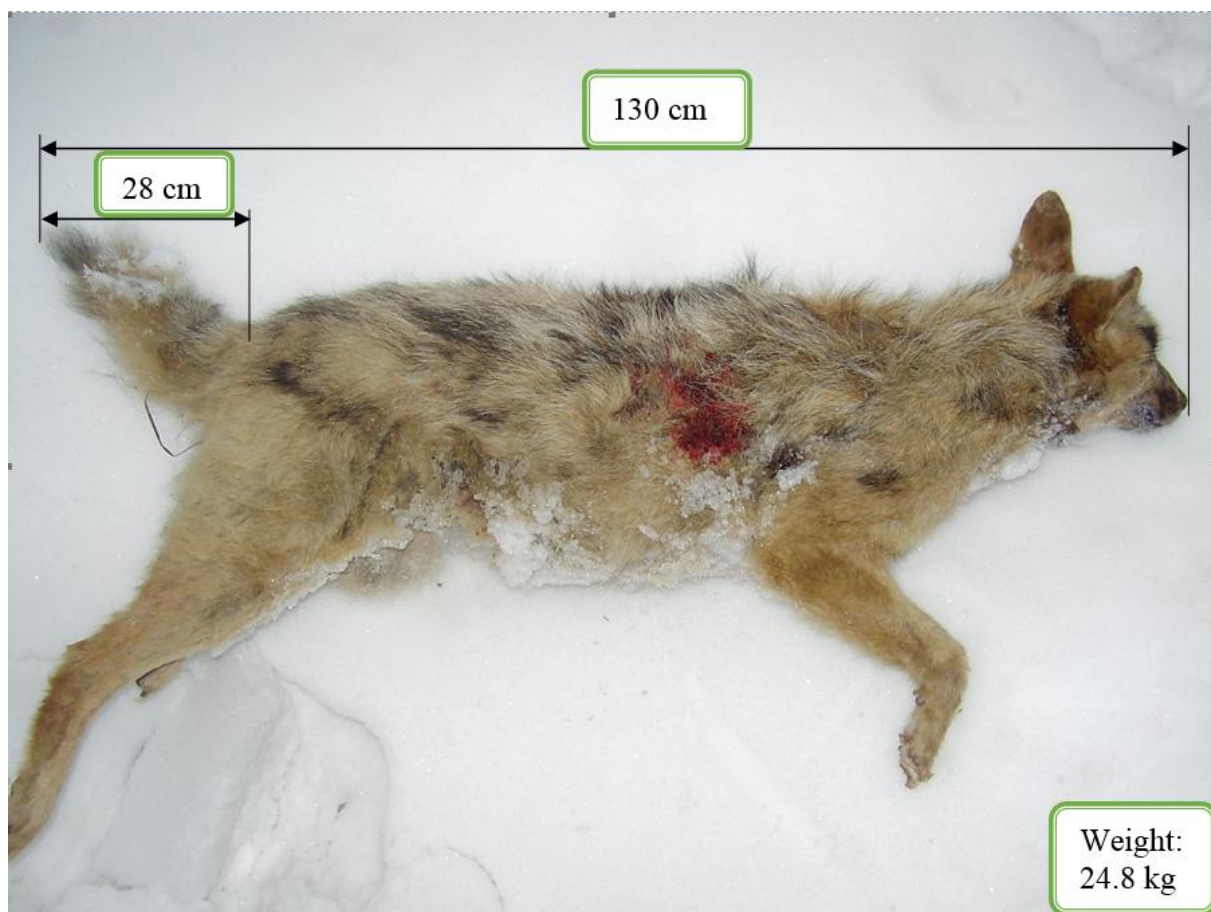
A genetikai tesztek (STRUCTURE, BAPS) folyamatos, napjainkban is tartó, génáramlást sugallnak a Kaukázus és Európa között. Ezt igazolja az az eredmény is, amely szerint volt néhány példány a Dél-Kelet Európai régióból, amelyek nagy valószínűséggel a Kaukázusi/Baltikumi klaszterből származnak. Meg kell említeni, hogy a Dél-Kelet-Európai régióból egy egyedet H4 haplotípusként (ami a Pelopponészosz-félszigeten gyakori) azonosítottunk, amely Kaukázusi vagy kevert Kaukázusi-Szamos szigeti eredetre utal. Az említett szigeti populáció egyébként nagymértékben különbözött az összes többitől. Sajnos nem tudtunk vizsgálni Törökországból származó mintát, így nem teljesen világos, hogy a sziget és a szárazföld közötti génkicserélődésnek valóban akadályt jelenthet-e a tenger. Minden esetre a genetikai elemzés megmutatta, hogy Samos-sziget és Görögország északi része között volt kapcsolat, hiszen a chalkidiki minta a Samos-klaszterből származott. A XX. század elejének zoológiai szakirodalma pedig több alkalommal is beszámolt arról, hogy a sakál hosszabb távokat is képes megtenni a tengeren keresztül szigetek között, például mai Horvátország területén (Becker 1908 és Morgan 1905).

A Balti államok közül elsőként Észtországban figyeltek meg aranysakált 2011-ben. Az ezt követő években is tudunk megfigyelésekről, közúti gázolásról, elejtésről Lettországból illetve Litvániában (Banea 2013b, Levickaitė 2015, Toom 2014.), és míg a kutatók spontán módon való megjelenést vélelmeznek, a hivatalos közlések, emberek általi behurcolásról szólnak (Trouwborst és munkatársai 2015).

A genetikai vizsgálatok azt mutatják, hogy az észt minták kaukázusi eredetűek, míg litvánok dél-kelet európaiak. Ez a kettős forrás nem erősíti meg azt a feltevést, amely szerint a sakál emberi segítséggel (behurcolással) került volna a Baltikumba. Meg kell azonban azt is említeni, hogy az észak-ukrán mintában kaukázusi eredetű géneket is találtunk, amely szintén megerősíti a természetes terjeszkedést Ukrajnán át Észtország felé. **A genetikai vizsgálatok eredményei a nagy hatótávolságú (léptékű) szétterjedést támasztják alá, ahol egymástól nagy távolságokra egymástól függetlenül is kialakulhatnak szaporodó populációk.** Az európai kontinensen tapasztalt északi irányú terjeszkedés, eredményeink alapján, két irányból (forrásból) is megtörténhetett: Ukrajnán keresztül a Kaukázusból és közvetlenül Dél-kelet Európából.

5.6. Az aranyakál és a kutya lehetséges hhibridizációja

A Bács-Kiskun megyei Szakmár község külterületén 2012 februárjában a vadgazdálkodási egység hivatásos vadásza ejtett el egy 24,8 kg-os testtömegű, vemhes kutyaféle ragadozót (1. fénykép).



1. fénykép: A Szakmáron 2012 februárjában elejtett egyed

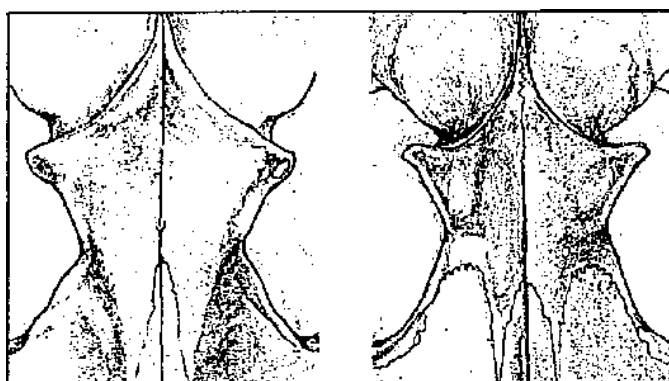
Az egyed testtömege és koponya szélessége, valamint hosszúsága is jelentősen meghaladta az aransakálra vonatkozó korábban ismert irodalmi értékeket (38. és 39. táblázat). A fark sakálra, a fej viszont kutyára hasonlított, a talpon az ujj párnák részleges összenövése, valamint a koponya tető alakulása szintén sakálra jellemző volt (2. és 3. fénykép).

Sillero-Zubiri és munkatársai 2004		
	kg	Min - Max
Kanok átlagos tömege	8,8	7,6-9,8
Nőstények átlagos tömege	7,3	6,5-7,8
Heltai (szerk) 2010		
Kanok átlagos tömege	11,7	8,7-13,8
Nőstények átlagos tömege	10,2	9,0-12,0

38. táblázat: Az aransakál átlagos testtömeg adatai irodalmi források alapján

Koponya méretek		
Mért parameter	Mért adat (mm)	Irodalmi adat (Hell és Bleho 1989) (mm)
A koponya hossza	176	129,3 – 144,5 - 155,1
A koponya szélessége	95	69,5 – 75,7 – 82,7
Hosszúság-szélesség index	1,88	1,91

39. táblázat: Az elejtett egyed koponyájának méret adatai



2. fénykép: A sakálra és a rókára jellemző koponyatető alakulás (Hell és Bleho 1995) és az elejtett egyed koponyája



3. fénykép: A terítékre került egyed feje, farka, és talppárnája

A mitokondriális DNS vizsgálatot PCR technikával a citokróm B szakaszon a Nagy Gén Diagnosztikai és Kutatási Kft. DNS laborjában végezték el. A vizsgált egyed adatait 12 kutya, és 10 ismert, küllemi bélyegei alapján egyértelműen aransakálnak besorolt egyed, mintához hasonlították. A kutyák esetében Cytb, KJ789955 (*Canis lupus familiaris*, alkalmazott primerek: TATTTCAACTATAAGAACAT és TGGTAGTACATAGCCCATGAATGC), az aransakálok esetében Cytb, AF028138 (*Canis aureus*, alkalmazott primerek: ACGAAAAACCCACCCACTAG és GACGTAGCCTATGAATGCTGTGGCT) kitteket alkalmaztak. **A mitokondriális DNS vizsgálat eredménye szerint a terítékre került egyed anyai vonalon kutya DNS-t tartalmazott** (40. táblázat).

Cytb, KJ789955, <i>Canis lupus familiaris</i>	434 bp (n=12)	423 bp - PCR
Cytb, AF028138, <i>Canis aureus</i>	332 bp (n=10)	385 bp - PCR
A vizsgált egyed	434 bp (n=1)	-

40. táblázat: A mitondriális DNS vizsgálat eredménye

Korábban Zachos és munkatársai (2009) közleményükben jeleztek egy magyarországi hibrid előfordulást, de annak az egyednek a mintájáról, begyűjtési helyéről, testméreteinek és külalakjának alakulásáról semmilyen részletes információval nem rendelkezünk. Galov és munkatársai (2015) pedig Horvátországból számoltak be hibridek észleléséről, szintén

genetikai vizsgálatok alapján. Esetükben a testméretek nem, de a testszínezett jelentősen eltért az aranysakál faji bélyegeitől.

5.7. Az aranysakál állományával való gazdálkodás problémái

Az aranysakál megjelenése és rohamos, invázió-szerű terjedése valószínűleg meglepetés volt mindenki számára. Azon esetek közé tartozik, amikor egy helyileg "kihalt"-nak tekintett faj rácáfol a természetvédelmi dogmákra és az általánosan elfogadott szabályokat felrúgva jól láthatóan írja át a tudomány és a gyakorlat addigi "tankönyvi" ismereteit. A változást az ismeretek bővülése nem tudta követni, ami nagyban nehezített a fajjal való gazdálkodás során mind a megfelelő célok meghatározását, mint pedig az azokhoz szükséges elméleti és gyakorlati teendők meghatározását.

Bár az aranysakál első történelmi betelepedéséről, térhódításáról sötétben tapogatódzunk, a hazai észlelések feldolgozása (Tóth és munkatársai 2009) azt támasztja alá, hogy Magyarországon az aranysakál – a dokumentált esetek számához képest - egykor valószínűleg sokkal elterjedtebb volt. A nagy folyószabályozások évszázados történetének végén élőhelyeinek utolsó foltjait a nagytáblás mezőgazdaság tüntette el, s ezzel párhuzamosan egy időre az aranysakál is eltűnt a magyar fauna tagja közül. Az újbóli megjelenése előtti, mintegy 50 év megfigyelései és elejtései adatai alapján jól látszik, hogy feltehetően a nagy folyók mentén tért vissza. Zömében bizonyos gócpontokon jelent meg, mint amilyen például a Dráva-mellék, Tolna-megye, a Tisza-tó környéke, a Nyírség déli része, valamint a Fertő-Hanság vidéke. Genetikai vizsgálataink alapján terjedésének forrását a Balkánon található maradvány populációk és részben a Kaukázusból érkező egyedek jelenthették (Rutkowski és munkatársai 2015).

A visszatelepülése valamikor az 1980-as években kezdődött (Demeter 1984), de az újbóli megtelepedést (azaz a kóborló egyedeken túl a szaporulat megjelenését is) csak a kilencvenes évek második felében sikerült igazolni (Heltai és munkatársai 2004b). Az elterjedéssel, állományváltozással kapcsolatos adatink állományának korlátlan (exponenciális) növekedését igazolták (Szabó és munkatársai 2009b). Az akusztikus állománybecslés során a faj szaporodó állományait, családait a legkülönbözőbb élőhelyeken sikerült meglesni. Nádas, mocsaras területeken, fás legelőkön, erdő-mezőgazdasági komplexum-ban, homokhátakra telepített száraz akácokban és fekete fenyvesekben éppúgy, mint az ártéri galéria erdőkben

(Szabó és munkatársai 2007 és 2008). Mindezek alapján az aransakál országos elterjedése várható, melynek gátja egyedül a bűvóhely hiánya és a farkas megjelenése lehet.

Táplálkozása a rókáéhoz hasonló, de mivel annál erősebb és sikereesebb, ezért egyértelműen dominál felette (Lanszki és munkatársai 2006). A hazai vizsgálatok eredményei az aransakál számára a kisemlős-táplálék, azon belül a mezei pocok elsődlegességét jelzik. Ez szinte kifogyhatatlan rágsálóbázisra utal, amit a forrásfelmérések is alátámasztanak. Másodlagos táplálékai a vaddisznó (részben tetem és zsiger) valamint alkalomszerűen növények. A szarvasfélék táplálkozási szerepe alárendelt, vagyis fogyaszt ugyan belőlük, de ennek aránya alacsony. Legújabb eredményeink a kisemlősök mellett nagyarányú nagyvad-zsiger fogyasztást jeleznek (Lanszki és munkatársai 2015).

Az aransakálról folyó viták középpontjában vadgazdálkodási és állattartási kártételének megítélése és mértéke áll (Heltai és munkatársai 2013), de hiányoznak az ezeket mérő célzott kutatások. A fajjal való gazdálkodás, az aransakálnak tulajdonított kártételek mérséklése a kutatások mellett új módszereket és szemléletmódot is kíván a természetvédelem, a vadgazdálkodás és az állattartás gyakorlatában. A nagyragadozók elleni védekezés esetében a nagytestű pásztorkutyák megfelelő tartási körülmények betartásakor aktívan és hatékonyan képesek ellátni a legelő háziállatok védelmét (Treves és munkatársai 2016). Felderítő őrzőstílusuk és aktív védelmi reakciójuk folyamatos oltalmat biztosít, a nappali legeltetéskor és az éjszakai pihenéskor egyaránt. A kutyák védelmi módszerének lényege a megelőzés, azaz egy ütközőzóna létrehozása a potenciális zsákmány és a ragadozó között. Ennek alapján feltételezhető, hogy alkalmazásuk az aransakál esetében hasonlóan eredményes lehet.

Jelenlegi tudásunk szerint, a jövőben a következő vizsgálatok szükségesek annak érdekében, hogy a terjeszkedő aransakál kezelése – a vadgazdálkodás, természetvédelem és az állattartók érdekében – adatokra alapozott és hatékony legyen:

- Az aransakál táplálkozásának vizsgálata a zsákmányfajokra gyakorolt hatás szempontjából, különösen az aransakál zsákmányolási jellemzőinek lehetséges hatásaira a nagyvadfajok szaporulatára.
- Az aransakál és a róka közötti versengés hatása a róka és a zsákmányfajok populáció dinamikájára (intra-guild kompetíció).
- Az aransakál terjeszkedésének előrejelzése és a megtelepedési folyamat befolyásolása a vadgazdálkodás eszközeivel.

- Az aranyakál károkozása a háziállat állományokban és ezek hatékony megelőzésének eszközei különös tekintettel az őshonos kutyafajták alkalmazásával párosított védekezésre.

6. Új tudományos eredmények

- I. A vizsgálataim során a ragadozóemlős-fajok monitorozására, egyes vizsgálatok elősegítésére számos invazív és nem invazív fajkimutatási és monitorozási módszert alkalmaztam, illetve alkalmaztunk kollégáinkkal. A vizsgálatok során ezeket folyamatosan fejlesztettük, teszteltük, illetve részben új módszereket és megoldásokat dolgoztunk ki. **Új és meghatározó jelentőségű tudományos eredménynek tartom, hogy sikeresen fejlesztettünk, teszteltünk és alkalmaztunk emlős ragadozó fajok kimutatására és állománysűrűségének változásának nyomon követésére alkalmas nem-invazív monitorozási módszereket. *A csillámmal jelölt táplálék elfogyasztásán alapuló módszer általánosan alkalmazható, az akusztikus állományfelméréssel az aranyakál, a szőrcsapdázással a kis- és nagytestű ragadozó fajok jelenlétének kimutatása is lehetséges.*** Az általunk kifejlesztett, vagy fejlesztett módszerekkel gyűjtött eredményeket, valamint a módszerek fejlesztését és tesztelését is sikeresen publikáltuk:
 - a. Patkó L., Ujhegyi N., **Heltai M.** 2016. More hair than wit: a review on carnivore related hair collecting methods. Acta Zoologica Bulgarica, 68(1): 5-13.
 - b. Patkó L., Ujhegyi N., Szabó L., Péter F., Schally G., Tóth M., Lanszki J., Nagy Z., Szemethy L., **Heltai M.** 2016. Even a hair casts its shadow: review and testing of noninvasive hair collecting methods of carnivore species. North-Western Journal of Zoology, 12(1): 130-140.
 - c. Patkó L., Szabó L., Szemethy L., **Heltai M.** 2015. Sneaky felids, smelly scents: a small scale survey for attracting cats. Wild Felid Monitor 8(1): 21.
 - d. Buczkó M. és **Heltai M.** 2010. Egy új, nem-invazív emlőshulladék-jelölési módszer kidolgozása és vizsgálata. Állattani Közlemények 95(1): 55-70.
 - e. Szabó L., **Heltai M.**, Papp K., Lanszki J., Szűcs E. 2004. Előzetes eredmények az aranyakál hazai állománybecsléséről. Vadbiológia 11: 75-82.
- II. Vizsgálataink során különböző élőhelyeken mutattuk be a róka és a borz kotorékhely választását, bizonyítottuk e fajok élőhely-generalista tulajdonságát, valamint a különböző élőhelyek és fajok, élőhelyválasztása közötti különbségeket. **Új, meghatározó tudományos eredménynek tartom, hogy bizonyítani tudtuk a róka és borz közötti niche szegregációt. Bizonyítottuk, hogy a két faj az utódnevelésre használt kotorékok helyének megválasztása során eltérő stratégiával választ**

helyszínt. A róka számára elsősorban a nagy kisemlős sűrűségű területek, míg a borz számára a takarást nyújtó területek fontosak. Az eredményekhez kapcsolódó legfontosabb tudományos publikációk:

- a. Márton M., Markolt F., Szabó L., Kozák L., Lanszki J., Patkó L. and **Heltai M.** 2016. Den site selection of the European badger, *Meles meles* and the red fox, *Vulpes vulpes* in Hungary. *Folia Zoologica* 65(1): 72-79.
- b. Márton M., Markolt F., Szabó L., **Heltai M.** 2014. Niche segregation between two medium-sized carnivores in a hilly area of Hungary. *Annales Zoologici Fennici* 54: 423-432.
- c. **Heltai M.**, Horváth Zs., Kiss Á., Nagy A., Markolt F., Szentkirályi P., Lanszki J., Kozák L., Márton M. 2013. Habitat-Dependent Burrow Preference of the Eurasian Badger in Its Original and New Occurrence Areas of Hungary. *Acta Zoologica Bulgarica* 65:(4) 487-492.
- d. Kozák L. és **Heltai M.** 2006. A borz (*Meles meles* Linnaeus, 1758) élőhely-preferenciája Hajdú-Bihar megyében. *Állattani Közlemények* 91(1): 43-55.

III. A vörös róka esetében a gazdálkodás egyszerű tervezését és hatékonyságának ellenőrzését lehetővé tévő ragadozógazdálkodási modellt korábban dolgoztuk ki, de azóta is folyamatosan fejlesztettük. **Terepi vizsgálatokkal, valamint az Országos Vadgazdálkodási Adattár adatbázisának felhasználásával értékeltük a rókával való/történő gazdálkodás hazai eredményességét és alapoztuk meg a gazdálkodási modell eurázsiai borzra való kiterjesztését is. Bizonyítottuk, hogy a korábban meghatározott gyérítési rátánál (2,5) alacsonyabb érték elérése esetén is lehet az sikeres, mind a róka állomány sűrűségének csökkentésében, mind a magasabb mezeli nyúl hasznosítási arány elérésében. Megalapoztuk a borzzal való gazdálkodási modelljét, meghatároztuk az állománysűrűség csökkentéséhez vezető gyérítési ráta nagyságát, bizonyítottuk, hogy ezzel a gyérítési rátával a borz állománya csökkenthető és azt is, hogy a állománysűrűségének csökkentése nem áll közvetlen kapcsolatban az apróvad-gazdálkodás sikerességével.** Az eredményhez kapcsolódó legfontosabb publikációk:

- a. **Heltai M.**, Márton M., Szemethy L., Csányi S. 2016. A ragadozógazdálkodás értékelése az elmúlt évtizedek adatai alapján. *Vadbiológia* 18:51-62.
- b. Nagy A. és **Heltai M.** 2014. Előzetes eredmények az Eurázsiai borz hazai szaporodási adatairól. *Vadbiológia* 16: 133-140.

- c. **Heltai M.**, Szabó L. és Csenki F. 2010. A ragadozó gazdálkodás értékelése három apróvadas vadgazdálkodási területen. Vadbiológia 14: 71-78.
 - d. **Heltai M.**, Szemethy L. és Bíró Zs. 2004. A tudatos ragadozó gazdálkodás szerepe és lehetősége a XXI. század vadgazdálkodásában. Vadbiológia 11: 65-74.
- IV. A visszatelepedéstől kezdve nyomon követtük az aranysakál hazai állományváltozását és terjedését. **Feltártuk a faj történelmi elterjedését, bizonyítottuk a terjedés napjainkban tapasztalható inváziós jellegét és a folyókhoz, mint zöldfolyosókhoz való kötődését. Meghatároztuk a rókával, mint potenciális mezo-predátor (közepes testméretű) versenytárssal szembeni sikerének legfontosabb tényezőit. Bizonyítottuk az aranysakál táplálkozásának változását az alapvetően korlátlanul rendelkezésre álló kistrágyászó állományok csökkenése esetén, valamint bizonyítottuk a nem megfelelő vadgazdálkodási gyakorlat hatását a faj táplálék összetételére. Elértük, hogy az aranysakállal foglalkozó hazai kutatások európai szinten is figyelemreméltóak és elismertek legyenek.** Az eredményhez kapcsolódó legfontosabb publikációk:
- a. Lanszki J., Kurys A., **Heltai M.**, Csányi S., Ács K. 2015. Diet composition of the golden jackal in an area of intensive big game management. Annales Zoologici Fennici 52(4): 243-255.
 - b. Rutkowski R., Krofel M., Giannatos G., Čirović D., Männil P., Volokh A.M., Lanszki J., **Heltai M.**, Szabó L., Banea O.C., Yavruyan E., Hayrapetyan V., Kopalani N., Miliou A., Tryfonopoulos G.A., Lymberakis P., Penezić A., Pakeltytė G., Suchecka E., Bogdanowicz W. 2015. A European Concern? Genetic Structure and Expansion of Golden Jackals (*Canis aureus*) in Europe and the Caucasus. Plos One. Paper e0141236.
 - c. Arnold J., Humer A., **Heltai M.**, Murariu D., Spassov N., Hacklander K. 2012. Current status and distribution of golden jackals (*Canis aureus* L., 1758) in Europe. Mammal Review 42(1): 1-11.
 - d. **Heltai M.**, Torbó L. T., Lanszki J., Szabó L. 2012. Az aranysakál (*Canis aureus* L. 1758) állomány nagyságának vizsgálata közvetlen megfigyelések alapján. Tájökológiai Lapok 10(2): 405-411.
 - e. Szabó L., **Heltai M.**, Szűcs E., Lanszki J., Lehoczki R. 2009. Expansion range of the golden jackal in Hungary between 1997 and 2006. Mammalia 73: 307-311.

- f. Tóth T., Krecsák L., Szűcs E., **Heltai M.**, Huszár Gy. 2009. Records of the golden jackal (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) in Hungary from 1800th until 2007, based on a literature survey. North-Western Journal of Zoology 5(2): 386-405.
- g. Szabó L., **Heltai M.**, Lanszki J. 2009. Az aranysakál állománysűrűségének változása a hajós-szentgyörgyi erdőben 2004 és 2009 között. Állattani Közlemények 94(2): 187-198.
- h. Lanszki J., **Heltai M.**, Szabó L. 2006. Feeding habits and trophic niche overlap between sympatric golden jackal (*Canis aureus*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in the Pannonian ecoregion (Hungary). Canadian Journal of Zoology 84(11): 1647-1656.
- i. Szabó L., **Heltai M.**, Lanszki J. 2006. A Tisza, mint zöld folyosó szerepe az aranysakál magyarországi terjedésében. Vadbiológia 12: 47-54.

7. Összefoglalás

Tudományos pályafutásom során mindvégig arra törekedtem, hogy a hazánkban előforduló 14 emlős ragadozó faj esetében hozzájáruljak megítélésük, a velük való tudatos gazdálkodás és/vagy állománymegőrzésük szakmai megalapozásához, továbbá a közönséges vadászható fajok esetében hangsúlyosan a gazdálkodási modellek kidolgozásához, fejlesztéséhez és ellenőrzéséhez. Kutatásaimat mindvégig valamely tudományos közösség tagjaként végeztem, amelyben a legfontosabb munkahelyem, a Vadvilág Megőrzési Intézet volt. Egyes programok, vagy fajok esetében együtt dolgoztam az Eötvös Lóránd Tudományegyetem, a Debreceni Egyetem és a Kaposvári Egyetem munkatársaival. **Nemzetközi kapcsolatrendszerem az aranysakállal kapcsolatos tudományos munka során alakult ki.** Együtt dolgozhattam az Athéni Egyetem, a Belgrádi Tudományegyetem, a Bécsi Természeti Erőforrások és Élettudományok (BOKU), a Bolgár Tudományos Akadémia és Lengyel Tudományos Akadémia kutatóival. **Legfontosabb vizsgálati területeim a következők voltak⁷:**

- Ragadozóemlős-fajok nagyléptékű (országos) és vizsgálati terület szintű monitorozására alkalmas módszerek fejlesztése és tesztelése.
 - Felépítettük és 1987 és 2006 között sikeresen alkalmaztuk a ragadozó fajok országos helyzetének nyomon követésére a vadgazdálkodási egységek körében végzett postai kérdőíves felmérést. Később (2013) kifejlesztettük és az adatgyűjtésre sikeresen alkalmaztuk a kérdőív elektronikus változatát (<http://vmi.info.hu/ragadozo/>).

⁷ A kutatások támogatói voltak: 2001-2005: Az aranysakál visszatelepedésének és vadgazdálkodási hatásainak vizsgálata (FVM Vadgazdálkodási Alap); 2005-2006: Ragadozó-gazdálkodás fejlesztése a hazai apróvad-gazdálkodás gyakorlatában (FVM Vadgazdálkodási Alap); 2005-2006: Az aranysakál állományváltozásának és élőhely-használatának vizsgálata (FVM Vadgazdálkodási Alap); 2007-2009: Biodiversity and geographic variation of certain representatives of the mammal fauna in Bulgaria and Hungary. A Magyar és Bolgár Tudományos Akadémia közötti együttműködés; 2009-2011: A tudomány eredményei, az eredmények közlésének tudománya a Szent István Egyetemen. Társadalmi Megújulás Operatív Program; 2010-2014: Az aranysakál (*Canis aureus* L. 1758) állománysűrűségének és táplálkozási szokásainak vizsgálata eltérő élőhelyeken a Pannon régióban. Magyar – Szerb Kormányközi TÉT Együttműködés, 2010-2012: Population biological diversity and zoo-monitor characteristics of main representatives of mammals' fauna in Bulgaria and Hungary. A Magyar és Bolgár Tudományos Akadémia közötti együttműködés; 2012-2016: Fenntartható természetvédelem magyarországi Natura 2000 területeken - Emlős ragadozó fajok monitorozásának fejlesztése és tesztelése" (Svájci-Magyar Együttműködési Program). 2016-2017: Aranysakál állományok vizsgálata a magyar-osztrák határon. Osztrák-Magyar Akció Alapítvány/Stiftung Aktion Österreich-Ungarn.

- Kifejlesztettük, sikeresen teszteltük és alkalmaztuk a kistestű ragadozó emlősök élvefogó csapdázáson alapuló monitorozását.
- Sikeresen fejlesztettük, teszteltük és alkalmaztuk az arany sakál akusztikus állományfelmérését.
- Sikeresen fejlesztettük, teszteltük és alkalmaztuk az emlős ragadozó fajok szőrgyűjtésén alapuló monitorozását.
- Sikeresen kidolgoztuk, teszteltük és alkalmaztuk a kotoréklakó ragadozók esetében alkalmazható kotorékfelmérési eljárásokat.
- A nem invazív monitoring rendszerekhez kapcsolódva kifejlesztettünk egy az emlős fajok hulladék/ürülék jelölésén alapuló vizsgálati módszert.
- Állomány- és elterjedésterület változási, táplálkozásbiológiai és a fajok ökológiai hatásának jobb megértéséhez kapcsolódó vizsgálatok (élőhelyhasználati, genetikai, parazitológiai, bio-akkumulációs).
 - Részletesen bemutattuk és értékeltük három Vörös Könyves ragadozó fajunk (vadmacska, vidra és arany sakál) országos elterjedését és állományváltozását.
 - Feltártuk a borz és a róka kotorékhely választását befolyásoló élőhelyi tényezőket és bizonyítottuk a két faj közötti nicheszegregációt.
 - Elvégeztük a borz, a sakál és a vadmacska esetében e fajok parazitózisainak feltárását, a sakál esetében bizonyítottuk a francia tüdőféreg (*Angiostrongylus vasorum*) jelenlétét a hazai állományban.
 - Bizonyítottuk a vörös róka bio-indikátor szerepét a nehézfém szennyeződések esetében.
 - Számos ragadozó faj esetében végeztünk táplálkozásbiológiai vizsgálatokat és mutattuk be a táplálékhálózatokban betöltött szerepüket.
 - A vörös róka és vidra esetében különböző mintákon (gyomor és ürülék) alapuló módszertani összehasonlító vizsgálatokat végeztünk.
- A két legközönségesebb, minden magyarországi élőhelytípusban megtalálható ragadozó faj, a vörös róka és az eurázsiai borz esetében gazdálkodási modellek fejlesztése és értékelése.
 - A borz esetében a gazdálkodási modell megalapozása és az eredményesség tesztelése történt meg.
 - A róka esetében a kilencvenes évek elején kidolgozott ragadozógazdálkodási modell fejlesztését, és a gyérítés hatékonyságának ellenőrzését végeztük el.
- Az arany sakál terjedésének és lehetséges vadgazdálkodási hatásainak vizsgálata.

- Részt vettünk az aranyakál európai terjedésének bemutatásában és értékelésében, a terjedés forráspopulációinak meghatározásában.
 - Folyamatosan nyomon követtük és részletesen bemutattuk a faj hazai, inváziószerű terjedését.
 - Bizonyítottuk az aranyakál táplálkozásának változását és emberi (antropogén) hatásoktól való függését.
 - Elértük, hogy az aranyakállal foglalkozó hazai kutatások európai szinten is figyelemreméltóak és elismertek legyenek.
- Témavezetőként, vagy meghatározó résztvevőként végzett vizsgálataim valamennyi hazai ragadozó fajra kiterjedtek. Az állományváltozási és táplálkozásbiológiai adatok összefoglaló értékelése és elemzése alapján, minden hazai ragadozóemlős-faj esetében javaslatot tettünk a gazdálkodási/vadászati/védelmi cél meghatározásához. Tudományos pályafutásomhoz kapcsolódan kollégáimmal közösen állítottunk össze egy összegző kötetet: Heltai Miklós (szerk.) 2010. Emlős ragadozók Magyarországon. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 2010. 240 p. (ISBN:978-963-286-593-5).

Doktori értekezésemben a szerteágazó, de valójában mindig egy szűkebb területtel, az emlős ragadozó fajok kutatásával foglalkozó munkáim közül, a három legfontosabb hazai faj, az aranyakállal, az eurázsiai borzzal, és vörös rókával kapcsolatos munkáimat összegeztem. Az eurázsiai borz és a vörös róka országos elterjedtségű, közönséges ragadozó fajaink, hatásuk minden életközösségben jelentős. Az aranyakál ökoszisztémákra gyakorolt hatásával, a legközelebb áll a nagyragadozók teljes ökológiai rendszerekre kiterjedő kaszkád hatásaihoz. Terjedésnek intenzitása, egyes területeken már a rókáét meghaladó sűrűsége és a faj körül kialakuló hazai és nemzetközi viták indokolják a fajjal kapcsolatos kiemelt figyelmet. **Céлом az volt, hogy mint természeti értékeinkkel és erőforrásaikkal, ezekkel a fajokkal is tudatosan és fenntartható módon gazdálkodhassunk és csökkentjük ezzel a ragadozó fajok esetében óhatatlanul kialakuló ember-ragadozó konfliktusokat.** Értekezésemben legfontosabb célom volt, hogy eredményeimet, mindezeknek megfelelően, a következő témakörökben foglaljam össze:

1. Emlős ragadozó fajok kimutatására és monitorozására alkalmas módszerek fejlesztése.
2. Az eurázsiai borz és a vörös róka kitorékhely választáson alapuló élőhelyválasztása és a két faj közötti versengés bemutatása.
3. A vörös róka és az eurázsiai borz állományaival való tudatos gazdálkodás fejlesztése.

4. Az aransakál állományváltozásának nyomonkövetése a fajjal való gazdálkodás megalapozása.

A vizsgálataim során a ragadozóemlős-fajok monitorozására, egyes vizsgálatok elősegítésére számos különböző, invazív és nem invazív fajkimutatási és monitorozási módszertant alkalmaztam, alkalmaztunk kollégáinkkal. A vizsgálatok közben ezeket folyamatosan fejlesztettük, teszteltük, illetve részben új módszereket és megoldásokat dolgoztunk ki. Az általunk kifejlesztett, vagy fejlesztett módszerekkel gyűjtött eredményeket, valamint a módszerek fejlesztését és tesztelését is sikeresen publikáltuk.

Vizsgálataim során különböző élőhelyeken mutattuk be a róka és a borz kotorékhely választását, bizonyítottuk e fajok élőhely-generalista tulajdonságát és bemutattuk a különböző élőhelyek, valamint a fajok élőhelyválasztása közötti különbségeket. Bizonyítottuk, hogy a két faj az utódnevelésre használt kotorékok helyének választása során eltérő stratégiával választ helyszínt. **A róka számára elsősorban a nagy kisemlős sűrűségű területek, míg a borz számára a takarást nyújtó területek fontosak.**

A vörös róka esetében a gazdálkodás egyszerű tervezését és hatékonyságának ellenőrzését lehetővé tévő ragadozógazdálkodási modellt, még kutatói pályám elején dolgoztuk ki. A doktori (PhD) fokozat megszerzése után ezt folyamatosan fejlesztettük. Terepi vizsgálatokkal, valamint az Országos Vadgazdálkodási Adattár adatbázisának segítségével értékeltük a rókával való/történő gazdálkodás hazai eredményességét és alapoztuk meg a gazdálkodási modell eurázsiai borzra való kiterjesztését is. **Bizonyítottuk, hogy a korábban meghatározott gyérítési rátánál (2,5) alacsonyabb érték elérése esetén is lehet a gyérítés eredményes, mind a róka állomány sűrűségének csökkentésében, mind a magasabb mezei nyúl hasznosítási arány elérésében.** Megalapoztuk a borzzal való gazdálkodás modelljét, meghatároztuk az állománysűrűség csökkentéséhez vezető gyérítési ráta nagyságát, bizonyítottuk, hogy ezzel a gyérítési rátával a borz állománya csökkenthető és azt is, hogy a állománysűrűségének csökkentése nem áll közvetlen kapcsolatban az apróvad-gazdálkodás sikerességével.

A megtelepedéstől kezdve nyomon követtük az aransakál hazai állományváltozását és terjedését. Feltártuk a faj történelmi elterjedését, bizonyítottuk a terjedés napjainkban tapasztalható inváziós jellegét és a folyókhoz, mint zöldfolyosókhoz való kötődését. Meghatároztuk a rókával, mint potenciális mezo-predátor (közepes testmretű) versenytárrsal szembeni sikerének legfontosabb tényezőit. **Résztvettünk az európai terjedési folyamatok feltárásában és a forráspopulációk meghatározásában.**

Bizonyítottuk az aranysakál táplálkozásának változását az alapvetően korlátlanul rendelkezésre álló kistrágcsló állományok csökkenése esetén, valamint bizonyítottuk a nem megfelelő vadgazdálkodási gyakorlat hatását a faj táplálék összetételére. Elértük, hogy az aranysakállal foglalkozó hazai kutatások európai szinten is figyelemreméltóak és elismertek legyenek.

8. Felhasznált irodalom

1. Abrams P. and Locke R. 1996. The effects of predation on the age and size of maturity of prey. *Evolution* 50(3): 1052-1061.
2. Adkins, J. P. 2003. Experimental predator removal: A response in small mammal communities and relations to duck nest success. The School of Renewable Natural Resources, B.S. Louisiana State University.
3. Aggarwal RK, Kivisild T, Ramadevi J, Singh L. 2007. Mitochondrial DNA coding region sequences support the phylogenetic distinction of two Indian wolf species. *J Zool Syst Evol Res.* 45: 163–172.
4. Altai, E. 1961. Csapdázás, mérgezés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 56pp.
5. Andersen LW, Harms V, Caniglia R, Czarnomska SD, Fabbri E, Jędrzejewska B., Gesa Kluth, Aksel Bo Madsen, Carsten Nowak, Cino Pertoldi, Ettore Randi, Ilka Reinhardt, Astrid Vik Stronen 2015. Long-distance dispersal of a wolf, *Canis lupus*, in northwestern Europe. *Mamm Res.* 60: 163–168. doi:10.1007/s13364-015-0220-6
6. Angus D., J. D. S. Birks, R. C. Brookes, T. C. Braithwaite and J. E. Messenger 2002. On the origin of faeces: morphological versus molecular methods for surveying rare carnivores from their scats. *J. Zool., Lond.* (257) 141-143. DOI:10.1017/S0952836902000730.
7. Anile S., Arrabito, C., Mazzamuto M. V., Scornavacca D. and Ragni B. 2012. A non-invasive monitoring on European wildcat (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777) in Sicily using hair trapping and camera trapping: does it work? – *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 23: 45-50.
8. Arjo W. M. and Pletscher D. H. 2004. Coyote and Wolf Habitat Use in Northwestern Montana. *Northwest Science* 78: 24-32.
9. Arnold J., Humer A., Heltai M., Murariu D., Spassov N., Hacklander K. 2012. Current status and distribution of golden jackals (*Canis aureus* L., 1758) in Europe. *Mammal Review* 42:(1): 1-11.
10. Ausband D. E., Young J., Fannin B., Mitchell M. S., Stenglein J. L., Waits L. P. and Shivik J. A. 2011. Hair of the dog: Obtaining samples from coyotes and wolves noninvasively. – *Wildlife Society Bulletin*, 35 (2): 105-111.
11. Balestrieri A., Remonti L., Frantz A. C., Capelli E., Zenato M., Dettori E. E., Guidali F. and Prigioni C. 2011. Efficacy of passive hair-traps for the genetic sampling of a low-density badger population. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 21 (2): 137-146.
12. Baltruonaite L. 2002. Diet composition of the red fox (*Vulpes vulpes* L.), pine marten (*Martes martes* L.) and raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides* Gray) in clay plain landscape, Lithuania. *Acta Zool. Lituanica* 12: 362-368.
13. Banea O. 2013a.: Jackals in Belarus In: Gojage blog (hozzáférés: <http://goldenjackalaround.blogspot.hu/2013/04/jackal-in-belarus.html>)
14. Banea O. 2013b. Jackals in West Estonia. In: GOJAGE blog 2013; (hozzáférés: <http://goldenjackalaround.blogspot.com/2013/03/golden-jackal-survey-in-w-estonia.html>)
15. Bankovics A. 2006. Progress report Otis tarda - LIFE04/NAT/HU/000109 Conservations of Otis tarda in Hungary Project N LIFE04/NAT/HU/000109. 1st Progress report. Kiskunság National Park Directorate, Kecskemét, Magyarország 149pp.
16. Banks P. B. 2000. Can foxes regulate rabbit populations? *Journal of Wildlife Management*, 64: 401-406.
17. Becker M. 1908. Einiges über den Schakal Dalmatiens. *Waidmannsheil*, 28 (20): 391-39.
18. Begon M., Harper J.L., Townsend C.R. 1990. Ecology: individuals, populations and communities. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
19. Béltékiné Gál A., Ezer Á. Fehérvári P., Nagy A., Palatitz P., Solt Sz. 2010. A kék vércse védelme a Pannon régióban 2006-2009. A LIFE Nature projekt (LIFE05 NAT/H/000122) összefoglaló jelentése. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. 12pp.
20. Berger, J., J.E. Swenson, and I. Persson. 2001. Recolonizing carnivores and naïve prey: Conservation lessons from the Pleistocene extinctions. *Science* 291:1036-1039.

21. Bevanger, K., Lindström, E.R. 1995. Distributional history of the European badger *Meles meles* in Scandinavia during the 20th century. *Annales Zoologici Fennici*, 32: 5-9.
22. Bihari, Z., Csorba, G. és Heltai, M. (szerk) (2007): Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest, 360 pp.
23. Biró Zs., Szemethy L. and Heltai M. 2004. Home ranges of wildcats (*Felis silvestris*) and feral domestic cats (*Felis silvestris f. catus*) in a hilly region of Hungary. *Mammalian Biol.* 69: 302–310.
24. Biró, Zs., Lanszki, J., Szemethy, L., Heltai, M. and Randi, E. 2005. Feeding habits of feral domestic cats (*Felis catus*), wild cats (*Felis silvestris*) and their hybrids: trophic niche overlap among cat groups in Hungary. *Journal of Zoology* 266: 187-196.
25. Boitani, L. and Powell, R. A. 2012. Carnivore ecology and conservation. Oxford University Press, Oxford.
26. Bošković, I., Šperanda, M., Florijančić, T., Šprem, N., Ozimec, S., Degmečić, D. and Jelkić, D. 2013. Dietary habits of the golden jackal (*Canis aureus* L.) in the Eastern Croatia. *Agriculturae Conspectus Scientificus* 78: 245-248.
27. Byers C. L., Steinhorst R. K. and Krausman P. R. 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. - *Journal of Wildlife Management*, 48 (3): 1050-1053.
28. Canova L. and Rosa P. 1993. Badger *Meles meles* and Fox *Vulpes vulpes* food in agricultural land in the western Po Plain (Italy). *Hystrix* 5: 73-78.
29. Carricondo-Sanchez D., G. Samelius, M. Odden and T. Willebrand 2016. Spatial and temporal variation in the distribution and abundance of red foxes in the tundra and taiga of northern Sweden. *Eur J Wildl Res* DOI 10.1007/s10344-016-0995-z.
30. Caughley, G. and Sinclair, A. R. E. 1994. Wildlife ecology and management. Blackwell Science, Boston, 334pp.
31. Cavallini P. and Lovari S. 1991. Environmental factors influencing the use of habitat in the red fox, *Vulpes vulpes*. *Journal of Zoology* 223: 323-339.
32. Cavallini, P. and Volpi, T. 1995. Biases in the analysis of the diet of the red fox *Vulpes vulpes*. *Wildlife Biology* 1: 243-248.
33. Ćirović D., A. Penezić, M. Krofel 2016. Jackals as cleaners: Ecosystem services provided by a mesocarnivore in human-dominated landscapes. *Biological Conservation* 199: 51–55.
34. Ćirović, D., Penezic, A., Milenkovic, M., Paunovic, M. 2014. Winter diet composition of the golden jackal (*Canis aureus* L., 1758) in Serbia. *Mammalian Biology*, 79. 132-137.
35. Cohen T.M., King R., Dolev A., Boldo A., Lichter-Peled A., Kahila Bar-Gal G. 2013. Genetic characterization of populations of the golden jackal and the red fox in Israel. *Conserv Genet.* 14: 55–63.
36. Comer C. E., Symmank M. E. and Kroll, J. C. 2011. Bobcats Exhibit Low Detection Rates at Hair Collection Stations in East Texas. – *Wildlife Biology in Practice*, 7 (1): 116-122.
37. Crabtree R.L., Burton F.G., Garland T.R., Catardo D.A. and Rickard W.H. 1989. Slow-release radioisotope implants as individual markers for carnivores. *Journal of Wildlife Management* 53(4): 949-954.
38. Creels S. and N. M. Creel 1996. Limitation of African Wild Dogs by Competition with Larger Carnivores. *Conservation Biology* 10, 2: 526-538.
39. Cresswell P., Harris S and Jefferies D. J. 1990. The history, distribution, status and habitat requirements of the badger in Britain. – Nature Conservancy Council, Peterborough, 42 pp.
40. Crooks K. R. and M. E. Soulé 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 500(5): 563-566.
41. Cuttler, T.L. and Swann, D.E. 1999. Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Society Bulletin* 27: 571-581.
42. Csányi, S. 1992. Vadgazdálkodási körzetek és alkörzetek kijelölésének lehetőségei. Pages 73-80 in: Palotás, G. (Ed.) I. Kelet-Magyarországi Vad- és Halgazdálkodási, Természetvédelmi Konferencia. Előadások és poszterek összefoglalója, Debrecen, November 7-8, Debreceni Agrártudományi Egyetem Állattani Tanszéke.
43. Csányi, S. 1999. Vadgazdálkodási tájak és körzetek kijelölése. *Vadbiológia*, 6: 1-12
44. Csányi, S. 2007. Vadbiológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 134 pp.

45. Davis, E. E. és Winstead, R. L. 1980. Estimating the numbers of wildlife populations. Pp. 221-245. In Shemnitz, S. D. (ed.): Wildlife Management Techniques Manual. The Wildlife Society, Washington.
46. Davoli F., Schmidt K., Kowalczyk R. and Randi E. 2013. Hair snaring and molecular genetic identification for reconstructing the spatial structure of Eurasian lynx populations. – Mammalian Biology, 78 (2): 118-126.
47. Deinet, S., Ieronymidou, C., McRae, L., Burfield, I.J., Foppen, R.P., Collen, B. and Böhm, M. 2013. Wildlife comeback in Europe: The recovery of selected mammal and bird species. Final report to Rewilding Europe by ZSL, BirdLife International and the European Bird Census Council. London, UK.
48. Delahay R.J., Brown J.A., Mallinson P.J., Spyvee P.D., Handoll D., Rogers L.M., and Cheeseman C.L. 2000. The use of marked bait in studies of the territorial organization of the European Badger (*Meles meles*). Mammal Review 30(2): 73-87.
49. Demeter A. és Kovács, Gy. 1991. Állatpopulációk nagyságának és sűrűségének becslése. Akadémiai Kiadó, Budapest.
50. Demeter, A. und Spassov, N. 1993. *Canis aureus* Linnaeus, 1758 – Schakal, Goldschakal. In: Niethammer, J. and Krapp, F. (eds.), Handbuch der Säugetiere Europas: 107-138. Aula-Verlag, Wiesbaden.
51. Depue J. E. and Ben-David M. 2007. Hair Sampling Techniques for River Otters. – Journal of Wildlife Management, 71 (2): 671-674.
52. Drossel B., P. G. Higgs, A. J. McKane 2001. The Influence of Predator–Prey Population Dynamics on the Long-term Evolution of Food Web Structure. Journal of Theoretical Biology 208(1): 91-107.
53. Éhik, G. 1931. Prémek és prémes állatok. Szent István Könyvek. Szent István Társulat, Budapest, 152pp.
54. Estes, J. A. 1996. Carnivores and ecosystem management. Wildlife Society Bulletin 24:390-396.
55. Estes, J., K. Crooks, and R. Holt. 2001. Predation and diversity. Pp. 857-878 in S. Levin, ed. Encyclopedia of Biodiversity. Academic Press, San Diego CA.
56. Excoffier L, Lischer HEL. 2010. Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. Mol Ecol Res. 10: 564–567.
57. Fabbri E., Caniglia R., Galov A., Arbanasić H., Lapini L., Bošković I., Florijančić T., Albena V., Atidzhe A., Rossen L. Mirchev, E. Randi. 2014. Genetic structure and expansion of golden jackals (*Canis aureus*) in the north-western distribution range (Croatia and eastern Italian Alps). Conserv Genet. 15: 187–199. doi:10.1007/s10592-013-0530-7
58. Faragó S. 1997. Élőhelyfejlesztés az apróvadgazdálkodásban. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 356 p.
59. Faragó S. 2009. A történelmi Magyarország vadászati statisztikái 1879-1913. Sopron: Nyugat-magyarországi Egyetem (NYME), 2009. 455 p.
60. Fedriani J. M., Palomares F. and Delibes M. 1999. Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. Oecologia 121: 138-148.
61. Fehér P., Weigl A., Völgyi V., Szabó L., Patkó L., Szemethy L., Heltai M. 2014. Szőrgyűjtésen alapuló monitorozó módszerek tesztelése védett emlős ragadozó fajoknál. Vadbiológia 16: 141-149.
62. Fisher, R. A. 1922. On the interpretation of χ^2 from contingency tables, and the calculation of P. - Journal of the Royal Statistical Society 85: 87-94.
63. Flagstad Ø., Walker C.W., Vilà C., Sundqvist A.K., Fernholm B., Hufthammer A.K., Wiig Ø., Koyola I., Ellegren H. 2003. Two centuries of the Scandinavian wolf population: Patterns of genetic variability and migration during an era of dramatic decline. Mol Ecol. 12: 869–880.
64. Frosch C., Dutsov A., Zlatanova D., Valchev K., Reiners T. E., Steyer K., Pfenninger M. and Nowak C. 2014. Noninvasive genetic assessment of brown bear population structure in Bulgarian mountain regions. – Mammalian Biology, 79 (4): 268-276.
65. Fuller, T., K., és Sampson, B., A. 1988. Evaluation of a simulated howling survey for wolves. Journal of Wildlife Management 52(1): 60-63.
66. Galov A., Fabbri E., Caniglia R., Arbanasić H., Lapalombella S., Florijančić T., Bošković I., Galaverni M. and Randi E. 2015. First evidence of hybridization between golden jackal (*Canis aureus*) and domestic dog (*Canis familiaris*) as revealed by genetic markers. R. Soc. opensci. 2: 150450.

67. Galov A., Sindičić M., Andreanszky T., Čurković S., Deždek D., Slavica A., Günther B. Hartle, Bastian Kruegere 2014. High genetic diversity and low population structure in red foxes (*Vulpes vulpes*) from Croatia. *Mamm Biol.* 79: 77–80.
68. Giannatos G. 2004. Conservation Action Plan for the golden jackal *Canis aureus* L. in Greece. WWF Greece. pp. 47
69. Giannatos G., Marinos, Y., Maragou, P. and Catsadorakis G. 2005. The status of the Golden Jackal (*Canis aureus* L.) in Greece. *Belgian Journal of Zoology* 135 (2): 145-149.
70. Giannatos, G., Karypidou, A., Legakis, A. and Polymeni, R. 2010. Golden jackal (*Canis aureus* L.) diet in Southern Greece. *Mammalian Biology* 75: 227-232.
71. Giannatos, G., Marinos, Y., Maragou, P. and Catsadorakis, G. 2005. The status of the golden jackal (*Canis aureus* L.) in Greece. *Belgian Journal of Zoology* 135: 145-149.
72. Glen A. S., C. R. Dickman, M. E. Soulé and B. G. Mackey 2007. Evaluating the role of the dingo as a trophic regulator in Australian ecosystems. *Austral Ecology* 32: 492–501.
73. Gosselink T. E., Van Deelen T. R., Warner R. E. and Joselyn M. G. 2003. Temporal Habitat Partitioning and Spatial Use of Coyotes and Red Foxes in East-Central Illinois. *The Journal of Wildlife Management* 67: 90-103.
74. Gugolz D, Bernasconi MV, Breitenmoser-Würsten C, Wandeler P. 2008. Historical DNA reveals the phylogenetic position of the extinct Alpine lynx. *J Zool (Lond)*. 275: 201–208.
75. Györfy, L. 1974. Szörmés és szárnyas kártevők létszámapasztságáról. MAVOSz füzetek 2. MAVOSz, Budapest, 53pp.
76. Hall T.A. BioEdit 1999. A user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. *Nucleic Acids Symp Ser.* 41: 95–98.
77. Hanke P. U. and Dickman C. R. 2013. Sniffing out the stakes: hair-snares for wild cats in arid environments. *Wildlife Research*, 40 (1): 45-51.
78. Harrington H. F. és Mech L. D. 1982. An analysis of howling response parameters useful wolf pack censuing. *Journal of Wildlife Management* 46(3): 686-693.
79. Harris S. and Rayner J. M. V. 1986. A Discriminant Analysis of the Current Distribution of Urban Foxes (*Vulpes vulpes*) in Britain. *Journal of Animal Ecology* 55: 605-611.
80. Hell, P., Bleho, Š. 1995. Novobodý Výskyt Šakala Obyčajného (*Canis aureus*) Na Slovensku. *Folia Venatoria*, 25:183-187.
81. Hellborg L., Walker C.W., Rueness E.K., Stacy J.E., Kojola I., Valdmann H., Carles Vilà, B. Zimmermann, Kjetill S. Jakobsen, H. Ellegren 2002. Differentiation and levels of genetic variation in northern European lynx (*Lynx lynx*) populations revealed by microsatellites and mitochondrial DNA analysis. *Conserv Genet.* 3: 97–111.
82. Helldin J-O. and Danielsson A. V. 2007. Changes in red fox *Vulpes vulpes* diet due to colonisation by lynx *Lynx lynx*. *Wildl. Biol.* 13: 475-480.
83. Heltai M. 2010. Emlős ragadozók Magyarországon. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 240pp.
84. Heltai M. és Kozák L. 2004. A borz kotoreksűrűségének felmérése két alföldi területen. *Vadbiológia* 11: 83-91.
85. Heltai M. és Lanszki J. 2010. Aranyakál (*Canis aureus* Linnaeus, 1758). 13-20 in: Heltai Miklós (szerk.) Emlős ragadozók Magyarországon. 240 p. Budapest: Mezőgazda Kiadó, ISBN:978-963-286-593-5.
86. Heltai M. és Szabó L. 2005. Az aranyakál terjedése Bács-Kiskun megyében. 8-12. In: Tamás Enikő Anna (szerk.) Élet a Duna-ártéren: Ember a természetben. 166 p. Bajai Ifjúsági Természetvédelmi Egyesület, Baja. (ISBN:963 219 734 8).
87. Heltai M. és Szemethy L. 2010. A róka és a borz kotoreksűrűségének felmérése egy kijelölt területen. - In: Szalkay Cs. and Penksza K. (szerk.): Természetvédelmi, környezetvédelmi és tájékológiai praktikum. Műszaki Könyvkiadó Kft. pp. 199-200.
88. Heltai M., Bíró Zs. and Szemethy L. 2001. A borz terjeszkedése Magyarországon 1988 és 2000 között. *Vadbiológia* 8: 63-68.
89. Heltai M., Čirović D., Szabó L., Penezić A., Nagyapáti N., Kurys A., Lanszki J. 2013. Golden Jackal: Opinion versus Facts – Experiences from Serbia and Hungary. In: Dejan Beukovic (szerk.) The 2nd International Symposium on Hunting: Book of Abstract “International Symposium on Hunting -Modern

- aspects of sustainable management of game population". Konferencia helye, ideje: Novi Sad, Szerbia, 2013.10.17-2013.10.20. Novi Sad: University of Novi Sad, Faculty of Agriculture, 2013. pp. 13-20. (ISBN:978-86-7520-178-3).
90. Heltai M., Horváth Zs., Kiss Á., Nagy A., Markolt F., Szentkirályi P. and Lanszki J. 2011. Habitat selection of the Eurasian badger in various areas of Hungary. *Agrár- és Vidékfejlesztési Szemle-Review on Agricultural and Rural Development* 6: 81-85.
 91. Heltai M., Horváth Zs., Kiss Á., Nagy A., Markolt F., Szentkirályi P., Lanszki J., Kozák L., Márton M. 2013. Habitat-Dependent Burrow Preference of the Eurasian Badger in Its Original and New Occurrence Areas of Hungary. *Acta Zoologica Bulgarica* 65:(4) pp. 487-492.
 92. Heltai M., Márton M., Szemethy L., Csányi S. 2016. A ragadozógazdálkodás értékelése az elmúlt évtizedek adatai alapján. *Vadbiológia* 18:51-62.
 93. Heltai M., Szabó L., Csenki F. 2010. A ragadozó gazdálkodás értékelése három apróvadás vadgazdálkodási területen. *Vadbiológia* 14: pp. 71-78.
 94. Heltai M., Szemethy L., Bíró Zs. 2004a. A tudatos ragadozó gazdálkodás szerepe és lehetősége a XXI. század vadgazdálkodásában. *Vadbiológia* 11: pp. 65-74.
 95. Heltai M., Szűcs E., Lanszki J., Szabó L. 2004b. Az aranyakál (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) új előfordulásai Magyarországon. *Állattani Közlemények* 89(2): 43-52.
 96. Heltai M., Torbó L.T., Lanszki J., Szabó L. 2012. Az aranyakál (*Canis aureus* L. 1758) állomány nagyságának vizsgálata közvetlen megfigyelések alapján. *Tájakörölógiai Lapok* 10(2): 405-411.
 97. Heltai M., Tóth T., Nagy G., Bende Zs., Lanszki J., Szabó L., Puskás F., Berger A. és Csányi S. 2014. Az aranyakál: Mit tudunk és mit nem erről a visszatérő ragadozóról? 55-68 pp. In: Pechtol J. (szerk.) *Vadászévkönyv: 2014*. Budapest: Dénes Natúr Műhely Kiadó; Országos Magyar Vadászkamara.
 98. Heltai, M., Pusztai, P. 1992. Róka irtás helyett gazdálkodás. I Kelet-magyarországi Hal és Vadgazdálkodási, Természetvédelmi Konferencia Összefoglaló Kötete, Debrecen pp. 159-161.
 99. Heltai, M., Pusztai, P. és Szemethy, L. 1992a. Békés és Jász-Nagykun-Szolnok megye ragadozógazdálkodásának értékelése, I. Kelet-magyarországi Hal és Vadgazdálkodási, Természetvédelmi Konferencia (poszter összefoglaló), pp.: 189-192.
 100. Heltai, M., Pusztai, P., Szemethy, L. 1992b. A simple model for the control of red fox populations, 2nd International Ethological Youth Meeting, Gödöllő pp. 196.
 101. Heltai, M., Szemethy, L. 2000. A vadgazdálkodás törvényes lehetőségei a ragadozókkal való együttélésben. *A Vadgazdálkodás Időszerű Tudományos Kérdései*, 1: 89-98
 102. Heltai, M., Szemethy, L., Lanszki, J. and Csányi, S. 2001. Returning and new mammal predators in Hungary: the status and distribution of the golden jackal (*Canis aureus*), raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and raccoon (*Procyon lotor*) in 1997-2000. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 26: 95-102.
 103. Henke, S.E. and F.C. Bryant. 1999. Effects of coyote removal on the faunal community in western Texas. *Journal of Wildlife Management* 63:1066-1081.
 104. Herzig-Strachil, B. 2008. Short note: First breeding record of the golden jackal (*Canis aureus*) in Austria. *Ann. Naturhist. Mus. Wien*, 109B: 73-76.
 105. Heurich M., Müller J. and Burg M. 2012. Comparison of the effectivity of different snare types for collecting and retaining hair from Eurasian Lynx (*Lynx lynx*). *European Journal of Wildlife Research*, 58 (3): 579-587.
 106. Hindrikson M, Remm J, Männil P, Ozolins J, Tammeleht E, Saarma U. 2013. Spatial genetic analyses reveal cryptic population structure and migration patterns in a continuously harvested grey wolf (*Canis lupus*) population in North-Eastern Europe. *PLoS ONE*. 8: e75765.
 107. Holmala K. and Kauhala K. 2009. Habitat use of Medium-Sized Carnivores in Southeast Finland — Key Habitats for Rabies Spread? *Ann. Zool. Fennici* 46: 233-246.
 108. Holt R.D. 1977. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. *Theoretical Population Biology* 12(2): 197-229.
 109. Hunter M.D. and P.W. Price. 1992. Playing chutes and ladders: Heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology* 73:724-732.
 110. IUCN 2006. 2006 IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org

- 111.IUCN2016 Jhala, Y. and Moehlman, P.D. 2008. *Canis aureus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T3744A10054631.<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T3744A10054631.en>. Downloaded on 28 August 2016.
- 112.Jacobs J. 1974. Quantitative measurement of food selection. A modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. - *Oecologia* 14: 413–417.
- 113.Jaeger M., M., Pandit R., K. és Haque E. 1996. Seasonal differences in territorial behaviour by golden jackal in Bangladesh: Howling versus confrontation. *Journal of Mammalogy* 77(3):768-775.
- 114.Jansson E., Ruokonen M., Kojola I., Aspi J. 2012. Rise and fall of a wolf population: Genetic diversity and structure during recovery, rapid expansion and drastic decline. *Mol Ecol.* 21: 5178–5193. doi:10.1111/mec.12010
- 115.Jarmeno A. and Liberg O. 2005. Red fox removal and roe deer fawn survival : A 14-year study. *Journal of Wildlife Management*, 69: 1090-1098.
- 116.Jedrzejewska B., Jedrzejewski W. 1998. Predation in Vertebrate Communities. The Bialowieza Primeval Forest as a case study. Springer, Berlin Heidelberg New York.
- 117.Jedrzejewska B., Jedrzejewski W., Bunevich A.N., Milkowski L., Krasinski Z.A. 1997. Factors shaping population densities and increase rates of ungulates in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus) in the 19th and 20th centuries. *Acta Theriologica*, 42: 399-451.
- 118.Jędrzejewski W. and Jędrzejewska B. 1992. Foraging and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to variable food resources in Biatowieza National Park, Poland. *Ecography*, 15: 212-220
- 119.Jędrzejewski W., Apollonio M., Jędrzejewska B. and Kojola, I. 2011. Ungulate–large carnivore relationships in Europe. 234-318 pp. In Putman, R., Apollonio, M., and Andersen, R. (eds.) *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. Cambridge: Cambridge University Press
- 120.Jones D. M. and Therberge J. B. 1982. Summer home range and habitat utilisation of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a tundra habitat, northwest British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 60: 807-812.
- 121.Karamanlidis A., Drosopoulou E., De Hernando G., Georgiadis M., Krambokoukis L., Pllaha L., Zedrosser S. and Scouras Z. 2010. Noninvasive genetic studies of brown bears using power poles. *European Journal of Wildlife Research*, 56 (5): 693-702.
- 122.Katona K., Gál-Bélteki A., Terhes A., Bartucz K. and Szemethy L. 2014. How important is supplementary feed in the winter diet of red deer? A test in Hungary. *Wildlife Biology* 20: 326–334. doi: 10.2981/wlb.00053
- 123.Kauhala K. 1994. The Raccoon Dog: a successful canid. - *Canid News* 2: <http://www.canids.org/PUBLICAT/CNDNEWS2/racoondg.htm>
- 124.Kauhala K. 1995. Changes in distribution of the European badger *Meles meles* in Finland during the rapid colonization of the raccoon dog. *Annales Zoologici Fennici*, 32: 183-191.
- 125.Kauhala K. 2004. Removal of medium-sized predators and the breeding success of ducks in Finland. *Folia Zoologica*, 53: 367-378
- 126.Kauhala K., Laukkanen P. and von Rége I. 1998. Summer food composition and food niche overlap of the raccoon dog, red fox and badger in Finland. *Ecography* 21: 457–463.
- 127.Kendall K. C. and McKelvey K. S. 2008. Hair collection. In: Long R. A. et al. *Noninvasive Survey Methods for Carnivores*. Island Press, Washington, p. 385.
- 128.Kéry M., Gardner B., Stoeckle T., Weber D. and Royle J. A. 2010. Use of Spatial Capture-Recapture Modeling and DNA Data to Estimate Densities of Elusive Animals: Spatially Explicit Density Estimation. *Conservation Biology*, 25 (2): 356-364.
- 129.Khidas K. 1990. Contribution to study of the golden jackal social and territorial organization of the Algerian subspecies (*Canis aureus algeriensis* Wagner, 1841). *Mammalia* 54: 361-375.
- 130.Kimberly S. Heinemeyer, Todd J. Ulizio, and Robert L. Harrison 2008. Natural Sign: Tracks and Scats. 46-74 pp. In: Long R. A., Mackay P., Zielinski W. J. and Ray J. C. 2008. *Noninvasive Survey Methods for Carnivores*. Island Press, Washington, 385 p.
- 131.Koepfli K.P., J. Pollinger, R. Godinho, J. Robinson, A. Lea, S. Hendricks, R. M. Schweizer, O. Thalmann, P. Silva, Z. Fan, Andrey A. Yurchenko, P. Dobrynin, A. Makunin, James A. Cahill, B. Shapiro, F. A'lvaes, Jose' C. Brito, E. Geffen, J. A. Leonard, Kristofer M. Helgen, Warren E. Johnson,

- Stephen J. O'Brien, Blaire Van Valkenburgh, and Robert K. Wayne 2015. Genome-wide Evidence Reveals that African and Eurasian Golden Jackals Are Distinct Species. *Current Biology* 25, 2158–2165.
- 132.KORA 2016a. Goldschakal in Graubünden.
http://www.kora.ch/fileadmin/file_sharing/5_Bibliothek/51_KORA_News/KORA_News_2016/20160114_MM_Goldschakal_GR.pdf
- 133.KORA 2016b.
http://www.kora.ch/index.php?id=214&tx_ttnews%5Btt_news%5D=589&dcHash=76487552e915060b3dba2bebdda6f85c
- 134.Kowalczyk R. and Zalewski A. 2011. Adaptation to cold and predation—shelter use by invasive raccoon dogs *Nyctereutes procyonoides* in Białowieża Primeval Forest (Poland). *Eur. J. Wildl. Res.* 57: 133–142.
- 135.Kowalczyk R., Bunevich A. N. and Jedrzejewska B. 2000. Badger density and distribution of setts in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus) compared to other Eurasian populations. *Acta Theriol.* 45: 395–408.
- 136.Kowalczyk R., Jedrzejewska B., Zalewski A. and Jedrzejewski W. 2008. Facilitative interactions between the Eurasian badger (*Meles meles*), the red fox (*Vulpes vulpes*), and the invasive raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Can. J. Zool.* 86: 1389–1396.
- 137.Kowalczyk R., Kołodziej-Sobocińska M., Ruczyńska I., Wójcik J.M. 2015. Range expansion of the golden jackal (*Canis aureus*) into Poland: first records. *Mamm Res.* 9 August 2015.
doi:10.1007/s13364-015-0238-9.
- 138.Kowalczyk R., Zalewski A. and Jedrzejewska B. 2006. Daily movement and territory use by badgers *Meles meles* in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Wildlife Biology*, 12: 385–391.
- 139.Kowalczyk R., Zalewski A., Jedrzejewska B. and Jedrzejewski W. 2003. Spatial organization and demography of badgers (*Meles meles*) in Białowieża Primeval Forest, Poland, and the influence of earthworms on badger densities in Europe. *Canadian Journal of Zoology* 81: 74–87.
- 140.Kowalczyk R., Zalewski A., Jedrzejewska B., Ansong H. and Bunevich A. N. 2009. Reproduction and Mortality of Invasive Raccoon Dogs (*Nyctereutes procyonoides*) in the Białowieża Primeval Forest (Eastern Poland). *Ann. Zool. Fennici* 46: 291–301.
- 141.Kozák L. és Heltai M. 2006. A borz (*Meles meles* Linnaeus, 1758) élőhely-preferenciája Hajdú-Bihar megyében. - *Állattani közlemények* 91: 43–55.
- 142.Kranz A., Tikhonov A., Conroy J., Cavallini P., Herrero J., Stubbe M., Maran T., Fernandes M., Abramov A. and Wozencraft C. 2008. *Meles meles*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 02 July 2012.
- 143.Krebs, C.J., S. Boutin, R. Boonstra, A.R.E. Sinclair, J.N.M. Smith, M.R.T. Dale, and R. Turkington. 1995. Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. *Science* 269:1112–1114.
- 144.Krofel, M. and Potočnik, H. 2008. First record of a golden jackal (*Canis aureus*) in Savinja Valley (Northern Slovenia). *Natura Slovenia* 10: 57–62.
- 145.Kruuk H. 1972. *The Spotted Hyena*. University of Chicago Press, Chicago.
- 146.Kruuk H. 1989: *The Social Badger*. Oxford University Press, Oxford, New York, Tokyo.
- 147.Kruuk H. 1995. *Wild otters. Predation and populations*. Oxford University Press, Oxford.
- 148.Kruuk H. and Parish T. 1982. Factors affecting population density, group size and territory size of the European badger, *Meles meles*. - *Journal of Zoology* 196: 31–39.
- 149.Kruuk H., Gorman, M. and Parish, T. 1980. The use of ⁶⁵Zn for estimating populations of carnivores [badgers, *Meles meles*]. *Oikos* 34(2): 206–208.
- 150.Krystufek B., Muraiu D., Kurtonur C. 1997. Present distribution of the Golden Jackal *Canis aureus* in the Balkans and adjacent regions. *Mammal Review* 27: 109–114.
- 151.Kühn W. 1935. Die dalmatinischen Schakale. *Z. Säugetierkunde* 10 (3): 144–146.
- 152.Lamprecht J. 1978. On diet, foraging behaviour and interspecific food competition of jackals in the Serengeti National Park, East Africa. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 43: 210–223.
- 153.Lanszki J. 2002. Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája. Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár.

- 154.Lanszki J. 2007. Automata képkészítés alkalmazási lehetőségei emlőstani vizsgálatokban. *Natura Somogyiensis* 17: 207-214.
- 155.Lanszki J. 2012. Ragadozó emlősök táplálkozási kapcsolatai. Kaposvár: Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, 2012. 310 p. (*Natura Somogyiensis*; 21.), ISBN:20613067.
- 156.Lanszki J. and Heltai M. 2002. Feeding habits of golden jackal and red fox in southwestern Hungary during winter and spring. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 67 (3): 129-136.
- 157.Lanszki J. and Heltai M. 2010. Food preferences of golden jackals and sympatric red foxes in European temperate climate agricultural area (Hungary). *Mammalia* 74: 267-273.
- 158.Lanszki J., A. Kurys, M. Heltai, S. Csányi, K. Ács 2015. Diet composition of the golden jackal in an area of intensive big game management. *Annales Zoologici Fennici* 52(4): 243-255.
- 159.Lanszki J., Giannatos G., Dolev A., Bino G. and Heltai M. 2010. Late autumn trophic flexibility of the golden jackal (*Canis aureus*). *Acta Theriologica* 55: 361-370.
- 160.Lanszki J., Heltai M., Szabó L. 2006. Feeding habits and trophic niche overlap between sympatric golden jackal (*Canis aureus*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in the Pannonian ecoregion (Hungary). *Canadian Journal of Zoology* 84(11): 1647-1656.
- 161.Lanszki J., Heltai M., Szabó L., Frankhauzer N. 2007. Az aranyaskál állománysűrűségének vizsgálata a Dél-Dunántúlon. In: Juhász Magdolna (szerk.) Szünbiológiai tanulmányok: Studies on synbiology. 388 p. Kaposvár: Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, 2007. pp. 373-388. (*Natura Somogyiensis*; 10.) (ISBN:978-963-7212-55-0)
- 162.Lanszki J., Heltai M., Szabó L., Frankhauzer N. 2007. Az aranyaskál állománysűrűségének vizsgálata a Dél-Dunántúlon. *Natura Somogyiensis*, 10: 373-388.
- 163.Lanszki J., Körmendi S., Hancz Cs. and Zalewski A. 1999. Feeding habits and trophic niche overlap in a Carnivora community of Hungary. *Acta Theriol.* 44: 429-442.
- 164.Lapini L., Molinari P., Dorigo L., Are G. and Beraldo P. 2009. Reproduction of the golden jackal (*Canis aureus moreoticus* I. Geoffroy Saint Hilaire, 1835) in Julian Pre-Alps, with new data on its range-expansion in the High-Adriatic Hinterland (Mammalia, Carnivora, Canidae). *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia* 60: 169-186.
- 165.Leopold A. 1933. Game management. C. Scribner's Sons, New York, 481pp.
- 166.Levickaitė R. 2015. Lietuvoje sumedziotas pirmasis šakalas - didžiulės bėdos pranašas. Available: <http://grynas.delfi.lt/gamta/lietuvoje-sumedziotas-pirmasis-sakalas-didziules-bedos-pranasas.d?id=67703144>. Accessed 12 May 2015 (in Lithuanian)
- 167.Librado P., Rozas J. DNAsp v5 2009. A software for comprehensive analysis of DNA polymorphism data. *Bioinformatics*. 25: 1451–1452.
- 168.Lindström E, Andrén H., Angelstam P., Cederlund G., Hörnfeldt B., Jäderberg L., Lemnell P.A., Martinsson B., Sköld K., Swenson J.E. 1994. Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology* 75:1042–1049. doi:10.2307/1939428
- 169.Lindström E.1981. Reliability of placental scar counts in the Red fox (*Vulpes vulpes* L.) with special reference to fading of the scars. *Mammal Review*, 11(4): 137-149.
- 170.Long R. A., Donovan T. M., Mackay P., Zielinski W. J. and Buzas J. S. 2007. Comparing Scat Detection Dogs, Cameras, and Hair Snares for Surveying Carnivores. *Journal of Wildlife Management*, 71 (6): 2018-2025.
- 171.Long R. A., Mackay P., Zielinski W. J. and Ray J. C. 2008. Noninvasive Survey Methods for Carnivores. Island Press, Washington, 385 p.
- 172.Lovassy S. 1927. Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásaik. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, 895pp.
- 173.Lucchini V., Galov A., Randi E. 2004. Evidence of genetic distinction and long-term population decline in wolves (*Canis lupus*) in the Italian Apennines. *Mol Ecol.* 13: 523–536.
- 174.Lucherini M. and Crema G. 1995. Seasonal variation in the food habits of badgers in an Alpine valley. *Hystrix* 7: 165-171.
- 175.Macdonald D. W. 1979. The flexible social system of the golden jackal, *Canis aureus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 5: 17-38.
- 176.Macdonald D. W. and Sillero-Zubiri C. 2004. Biology and Conservation of Wild Canids. Oxford University Press, Oxford.

177. Macdonald D. W., Buesching C. D., Stopka P., Henderson J., Ellwood S. A. and Baker S. E. 2004. Encounters between two sympatric carnivores: red foxes (*Vulpes vulpes*) and European badgers (*Meles meles*). - *J. Zool.* 263: 385-392.
178. Macdonald D.W. 1983. The ecology of carnivore social behaviour. *Nature*, 301: 379-383.
179. Macdonald D.W. and Reynolds J.C. 2008. *Vulpes vulpes*. - In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 02 July 2012.
180. Magurran A. E. 2004. Measuring Biological Diversity. *African Journal of Aquatic Science*, 29: 285-286.
181. Major J. T. and Sherburne J. A. 1987. Interspecific Relationships of Coyotes, Bobcats, and Red Foxes in Western Maine. - *The Journal of Wildlife Management* 51: 606-616.
182. Malez V. 1984. The zooarcheological data as the base of colonizing the Markova cave on the island of Hvar. In: 9th Yugoslavian Speleological Congress. Congress Proceedings; pp. 617–621. (in Croatian)
183. Márton M., Markolt F. and Heltai M. 2013. Deciduous forests play a key role in the habitat selection of the Eurasian badger. Science for Sustainability International Scientific Conference for PhD Students, Proceedings, 280-285.
184. Márton M., Markolt F., Szabó L., Heltai M. 2014. Niche segregation between two medium-sized carnivores in a hilly area of Hungary. *Annales Zoologici Fennici* 54: pp. 423-432.
185. Márton M., Markolt F., Szabó L., Kozák L., Lanszki J., Patkó L. and Heltai M. 2016. Den site selection of the European badger, *Meles meles* and the red fox, *Vulpes vulpes* in Hungary. *Folia Zool.* 65(1): 72-79.
186. Matthew B. T. 2012. A Comparison of Noninvasive Survey Methods for Monitoring Mesocarnivore Populations in Kentucky. Theses and Dissertations – Forestry, University of Kentucky. 140 p.
187. Migli D., Petridou M., Giannotos G., Maragou P. 2014. Current golden jackal status in Greece - from a low population point to an ongoing recovery. First International Jackal Symposium: Book of abstracts, 46. Veliko Gradiste, Serbia.
188. Mihelič M., Krofel M. 2012. New records of the golden jackal (*Canis aureus* L.) in the upper Soča valley, Slovenia. *Natura Sloveniae* 14: 51-63.
189. Miller B., B. Dugelby, D. Foreman, C. M. del Río, R. Noss, M. Phillips, R. Reading, M. E. Soulé, J. Terborgh és L. Willcox. 2001. The importance of large carnivores to healthy ecosystems. *Endangered Species* 18(5): 202-210.
190. Mills M.G.L, Juritz J.M. and Zucchini W. 2001. Estimating the size of spotted hyena (*Crocuta crocuta*) populations through playback recordings allowing for non-response. *Animal conversation* 4: 335-343.
191. Mitchell-Jones A. J., Aamori G., Bogdabowicz W., Krystufek B., Reijnders P. J. H., Spitzenberger F., Stubbe M., Thissen J. B. M., Vohralik V. and Zima J. 1999. *The Atlas of European Mammals*. Academic Press, London.
192. Moehlman P. D. 1987. Social organization in jackals. *American Scientist* 75: 366-375.
193. Morgan C. 1905. *Aus Dalmatiens Schakal-Gebieten. Erster Teil: Curzola und Badia*. Waidmannsheil, 25 (10): 179-186.
194. Möckel R. 2000. Ein Goldschakal (*Canis aureus*) in Südbrandenburg – Erstnachweis für Deutschland. *Säugetierkd. Inf.* 4 (23/24): 477-481.
195. Mullins J., Statham M. J., Roche T., Turner P. D. and O'Reilly, C. 2010. Remotely plucked hair genotyping: a reliable and non-invasive method for censusing pine marten (*Martes martes*, L. 1758) populations. – *European Journal of Wildlife Research*, 56 (3): 443-453.
196. Nagy E. 1971. A fácán és a fogoly intenzív tenyésztése. *Mezőgazdasági Könyvkiadó, Budapest*, 231pp.
197. Nagy E. 1984. *A fácán és vadászata*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 198pp.
198. Nagy Zs., Rzepiel A., Szabára Á., Heltai M., Csányi S., Lehotzky P., Ózsvári L. 2013. Az aranyakál (*Canis aureus*) magyarországi előfordulása, genetikai térképezésének fontossága és génbankjának felhasználási lehetőségei. *Magyar Állatorvosok Lapja* (ISSN: 0025-004X) 135: (3) 149-158.
199. Nagy A. és Heltai M. 2014. Előzetes eredmények az Eurázsiai borz hazai szaporodási adatairól. *Vadbiológia*, 16: 133-140
200. Neal E. and Cheeseman C. 1996. *Badgers*. - T and AD Poyser Ltd. London, 265 pp.
201. Nei M., Roychoudhury A.K. 1974. Sampling variances of heterozygosity and genetic distance. *Genetics* 76: 379–390.

202. Nowak S., W. Jezdrzejewski, K. Schmidt, J. Theuerkauf, R.W. Myslajek, and B. Jezdrzejewska 2007. Howling activity of free-ranging wolves (*Canis lupus*) in the Białowieża Primeval Forest and the Western Beskidy Mountains (Poland). *Journal of Ethology* 25: 231–237.
203. Ogilvie S.C. and Eason, C.T. 1998. Evaluation of Iophenoxic Acid and Rhodamine B for marking Feral Ferrets (*Mustela putorius furo*). *New Zealand Journal of Zoology* 25:105-108.
204. Olson L. E., Sauder J. D., Albrecht N. M., Vinkey R. S., Cushman S. A. and Schwartz M. K. 2014. Modeling the effects of dispersal and patch size on predicted fisher (*Pekania [Martes] pennanti*) distribution in the U.S. Rocky Mountains. *Biological Conservation*, 169: 89-98.
205. Ondrušová K. and Adamík P. 2013. Characterizing the mammalian hair present in Great Tit (*Parus major*) nests. – *Bird Study*, 60 (3): 428-431.
206. Oroszi S. 1996. Vadfajokból védett állatfajok. Oroszi, S. (Ed.). *Erdészettörténeti Közlemények XXI. Országos Erdészeti Egyesület Erdészettörténeti Szakosztály, Budapest*, 188pp.
207. Paine R. 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist* 100:65-75.
208. Palomares F. and Caro T. M. 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *Am. Nat.* 153: 492–508.
209. Palomares F. and M. Delibes. 1997. Predation upon European rabbits and their use of open and closed patches in Mediterranean habitats. *Oikos* 80:407-410.
210. Palomares F., Gaona P., Ferreras P. and Delibes M. 1995. Positive Effects on Game Species of Top Predators by Controlling Smaller Predator Populations: An Example with Lynx, Mongooses, and Rabbits. *Conservation Biology* 9: 295-305.
211. Patkó L., Szabó L., Szemethy L. and Heltai M. 2015. Sneaky felids, smelly scents: a small scale survey for attracting cats. *The Wild Felid Monitor*, 8 (1): 21
212. Patkó L., Ujhegyi N. és Heltai M. 2014. A madárfészek-analízis alkalmazásának tesztelése városi élőhelyeken. *Tájökológiai Lapok* (ISSN: 1589-4673) 12:(1):197-205.
213. Patkó L., Ujhegyi N., Heltai M. 2012. Hair determination and identification from bird nest. *Review on Agriculture and Rural Development* 1:(1) 394-400.
214. Patkó L., Ujhegyi N., Szabó L., Péter F., Schally G., Tóth M., Lanszki J., Nagy Z., Szemethy L., Heltai M. 2016. Even a hair casts its shadow: review and testing of noninvasive hair collecting methods of carnivore species. *North-Western Journal of Zoology*, 12(1): 130-140.
215. Pauli J. N., Hamilton M. B., Crain E. B. and Buskirk, S. W. 2008. A Single-Sampling Hair Trap for Mesocarnivores. *The Journal of Wildlife Management*, 72 (7): 1650-1652.
216. Penezic A. 2016. Diet of the Golden Jackal in Serbia. Doctoral Dissertation, Belgrade University. 178 pp.
217. Pérez T., Vázquez F., Naves J., Fernández A., Corao A., Albornoz J. and Domínguez A. 2009. Non-invasive genetic study of the endangered Cantabrian brown bear (*Ursus arctos*). – *Conservation Genetics*, 10 (2): 291-301.
218. Phillips M. and Catling P. C. 1991. Home Range and Activity Patterns of Red Foxes in Nadgee Nature Reserve. *Wildlife Research* 18: 677-686.
219. Pilot M., Dąbrowski M.J., Hayrapetyan V., Yavruyan E.G., Kopalani N., Tsingarska E., B. Bujalska, S. Kamiński, W. Bogdanowicz 2014. Genetic variability of the grey wolf *Canis lupus* in the Caucasus in comparison with Europe and the Middle East: Distinct or intermediary population? *PLoS ONE*. 9: e93828.
220. Pilot M., Jędrzejewski W., Branicki W., Sidorovich V.E., Jędrzejewska B., Stachura K. 2006. Ecological factors influence population genetic structure of European grey wolves. *Mol Ecol.* 15: 4533–4553.
221. Plass J. 2007. Dokumentation einer zweiten Einwanderungswelle des Goldschakals *Canis aureus* LINNAEUS, 1758 in Österreich aus den Jahren 2003-2006. *Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs* 17: 55-68.
222. Polis G.A. and D.R. Strong. 1996. Food web complexity and community dynamics. *American Naturalist* 147:813-846.
223. Portella T. P., Bilski D. R., Passos F. C. and Pie M. R. 2013. Assessing the efficacy of hair snares as a method for noninvasive sampling of Neotropical felids. – *Zoologia (Curitiba)*, 30 (1): 49-54.

224. Power M.E. 1992. Top-down and bottom up forces in food webs: Do plants have primacy? *Ecology* 73:733-746.
225. Pritchard J.K., Stephens M., Donnelly P. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*. 155: 945–959.
226. Radović A. and Kovačić D. 2010. Diet composition of the golden jackal (*Canis aureus* L.) on the Pelješac Peninsula, Dalmatia, Croatia. *Periodicum Biologorum* 112: 219-224.
227. Raichev E. G., Tsonuda, H., Newman, C., Masuda, R., Georgiev, D. M. and Kaneko, Y. 2013. The reliance of the golden jackal (*Canis aureus*) on anthropogenic foods in winter in Central Bulgaria. *Mammal Study* 38: 19-27.
228. Randi E. 2011. Genetics and conservation of wolves *Canis lupus* in Europe. *Mammal Rev.* 41: 99–111. doi:10.1111/j.1365-2907.2010.00176.x
229. Randi E., Lucchini V., Christensen M.F., Mucci N., Funk S.M., Dolf G., Volker Loeschcke 2000. Mitochondrial DNA variability in Italian and east European wolves: Detecting the consequences of small population size and hybridization. *Conserv Biol.* 14: 464–473.
230. Reed J. Z., Tollit D. J., Thompson P. M. és Amos W. 1997. Molecular scatology: the use of molecular genetic analysis to assign species, sex and individual identity to seal faeces. *Molecular Ecology* (6) 225–234.
231. Reiczigel, J., Harnos, A. és Solymosi, N. 2010. *Biostatistika nem statisztikusoknak*. Pars Kft., Nagykovácsi, 462 pp.
232. Revilla E., Palomares F. and Fernández N. 2001. Characteristics, location and selection of diurnal resting dens by Eurasian badgers (*Meles meles*) in a low density area. *Journal of Zoology* 255: 291-299.
233. Reynolds J. C. and Aebischer N. J. 1991. Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review* 21: 97-122.
234. Reznick D.N. and Endler J.A. 1982. The impact of predation on life history evolution in Trinidadian guppies (*Poecilia reticulata*). *Evolution* 36(1): 160-177.
235. Ripple W. J. and Beschta R. L. 2012. Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. *Eur. J. Wildl. Res.* DOI 10.1007/s10344-012-0623-5
236. Ripple W. J., Estes J. A., Schmitz O. J., Constant V., Kaylor M. J., Lenz A., Motley J. L., Self K. E., Taylor D. S. and Wolf C. 2016. What is a Trophic Cascade? *Trends in Ecology and Evolution* <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2016.08.010>.
237. Robbins R. L. és McCreery E.K. 2003. Acoustic stimulation as a tool in African wild dog conservation. *Biological Conservation* 111(2): 263-267.
238. Romby T. L. and Danmarks Jægerforbund 2015. Trafikdræbt dyr fra Karup var en guldsjakkal. Pressemitteilung. (hozzáférés: <http://www.jaegerforbundet.dk/om-dj/nyhedsarkiv/2015/trafikdraebt-dyr-fra-karup-var-en-guldsjakkal/>)
239. Rosalino L. M., Macdonald D. W. and Santos-Reis M. 2004. Spatial structure and landcover use in a low-density Mediterranean population of Eurasian badgers. *Canadian Journal of Zoology* 82: 1493-1502.
240. Rosalino L. M., Santos M. J., Beier P. and Santos-Reis M. 2008. Eurasian badger habitat selection in Mediterranean environments: Does scale really matter? *Mammalian Biology* 73: 189-198.
241. Rösner S. and Selva N. 2005. Use of bait-marking method to estimate territory size of scavenging birds: a case study on ravens *Corvus corax*. *Wildlife Biology* 11(3): 183-191.
242. Ruell E. W. and Crooks K. R. 2007. Evaluation of Noninvasive Genetic Sampling Methods for Felid and Canid Populations. – *The Journal of Wildlife Management*, 71 (5): 1690-1694.
243. Rueness E.K., Asmyhr M.G., Sillero-Zubiri C., Macdonald D.W., Bekele A., Atickem A., Stenseth N.C. 2011. The cryptic African wolf: *Canis aureus lupaster* is not a golden jackal and is not endemic to Egypt. *PLoS ONE*. 6: e16385.
244. Rueness E.K., Jorde P.E., Hellborg L., Stenseth N.C., Ellegren H., Jakobsen K.S.. 2003. Cryptic population structure in a large, mobile mammalian predator: The Scandinavian lynx. *Mol Ecol.* 12: 2623–2633. doi:10.1046/j.1365-294X.2003.01952.x
245. Rutkowski R., M. Krofel, G. Giannatos, D. Čirović, P. Männil, Anatoliy M. Volokh, J. Lanszki, M. Heltai, L. Szabó, O.C. Banea, E. Yavruyan, V. Hayrapetyan, N. Kopalani, A. Miliou, George A.

- Tryfonopoulos, P. Lymberakis, A. Penezić, G. Pakeltytė, E. Suchecka, W. Bogdanowicz 2015. A European Concern? Genetic Structure and Expansion of Golden Jackals (*Canis aureus*) in Europe and the Caucasus. PLOS ONE and:(November 5) Paper e0141236.
246. Ruxton G. D. 2006. The unequal variance t-test is an underused alternative to Student's t-test and the Mann–Whitney U test. *Behav. Ecol.* 17: 688-690.
247. Ryan J. M. 2011. *Mammalogy Techniques Manual*. 2nd edition, Lulu, Raleigh, NC, USA, 270 p.
248. Savarine P.J., Johns, B.E. and Gaddis, S.E. 1992. A review of chemical and particle marking agents used for studying vertebrate pests. *Proceedings of the Fifteenth Vertebrate Pest Conference*, University of Nebraska, Lincoln, pp. 251-257.
249. Sawaya M. A., Stetz J. B., Clevenger A. P., Gibeau M. L. and Kalinowski S. T. 2012. Estimating Grizzly and Black Bear Population Abundance and Trend in Banff National Park Using Noninvasive Genetic Sampling. – *PLoS ONE* 7 (5): 34777.
250. Schmidt K. and Kowalczyk R. 2006. Using scent-marking stations to collect hair samples to monitor Eurasian lynx populations. *Wildlife Society Bulletin*, 34 (2): 462-466.
251. Schmidt K., Kowalczyk R., Ozolins J., Männil P., Fickel J. 2009. Genetic structure of the Eurasian lynx population in north-eastern Poland and the Baltic states. *Conserv Genet.* 10: 497–501. doi:10.1007/s10592-008-9795-7
252. Schoener T.W. and D.A. Spiller. 1999. Indirect effects in an experimentally staged invasion by a major predator. *American Naturalist* 153:347-358.
253. Sillero-Zubiri C., Hoffmann M. and Macdonald D.W. 2004. *Canids: Foxes, Wolves, Jackals and Dogs. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Canid Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. x + 430 pp. ISBN: 2-8317-0786-2
254. Silva J. Da, Macdonald D. W. and Evans P. G. H. 1994. Net costs of group living in a solitary forager, the Eurasian badger (*Meles meles*). *Behav. Ecol.* 5: 151–158.
255. Sinclair A.R.E., Fryxell J.M. and Caughley G. 2006. *Wildlife Ecology, Conservation and Management*. Second edition published 2006 by Blackwell Publishing Ltd. USA. 469 pp.
256. Smith T. B., Wayne R. K., Girman D. J. and Bruford M. W. 1997. A Role for Ecotones in Generating Rainforest Biodiversity. *Science* 20: 1855-1857.
257. Smith W. and Grassle J. F. 1977. Sampling Properties of a Family of Diversity Measures. *Biometrics* 33: 283-292.
258. Sommer R. and Benecke N. 2005. Late-Pleistocene and early Holocene history of the canid fauna of Europe (Canidae). *Mamm Biol.* 70: 227–241.
259. Spassov N. and Markov G. 2004. Biodiversity of large mammals (Macromammalia) in the Eastern Rhodopes (Bulgaria). In: Beron, P. and Popov, A. (eds.), *Biodiversity of Bulgaria. 2. Biodiversity of Eastern Rhodopes (Bulgaria and Greece)*: 929-940. Pensoft and National Museum of Natural History, Sofia, Bulgaria.
260. Stetz J. B., Kendall K. C. and Servheen C. 2010. Evaluation of Bear Rub Surveys to Monitor Grizzly Bear Population Trends. *Journal of Wildlife Management*, 74 (4): 860-870.
261. Steyer K., Simon O., Kraus R. H. S., Haase P. and Nowak C. 2013. Hair trapping with valerian-treated lure sticks as a tool for genetic wildcat monitoring in low-density habitats. – *European Journal of Wildlife Research*, 59 (1): 39-46.
262. Stratford J. 2015. Golden jackal in Lithuania, a consideration of its arrival, impact and status. In: *Zoology and Ecology*, 25 (4) p. 277-287. <http://dx.doi.org/10.1080/21658005.2015.1073894>
263. Strauss R. E. 1979. Reliability Estimates for Ivlev's Selectivity Index, the Forage Ratio, and a Proposed Linear Index of Food Selection. *Transactions of the American Fisheries Society* 108: 344-352.
264. STV 2012. *Žitel' iz derevni Tomašovka Brestskoj oblasti podstrelil šakala*. Telekomunikacij STV Belarus. 2012; (hozzáférés: <http://www.ctv.by>). (in Russian)
265. Szabó L., Heltai M. és Lanszki J. 2006. A Tisza, mint zöld folyosó szerepe az aranyasakál magyarországi terjedésében. *Vadbiológia* (ISSN: 0237-5710) 12: 47-54.
266. Szabó L., Heltai M. és Lanszki J. 2008. Az aranyasakál terjedését elősegítő tényezők. *Agrár- és Vidékfejlesztési Szemle*, 3(2): 136-142.

267. Szabó L., Heltai M. és Lanszki J. 2009a. Az aransakál állománysűrűségének változása a hajós-szentgyörgyi erdőben 2004 és 2009 között. Állattani Közlemények (ISSN: 0002-5658) 94: (2) pp. 187-198.
268. Szabó L., Heltai M., Lanszki J. 2010. Jackal Versus Livestock - Is it a real problem? Hungarian Agricultural Research 19(4): 4-10.
269. Szabó L., Heltai M., Lanszki J. and Szűcs E. 2007. An indigenous predator, the Golden jackal (*Canis aureus* L. 1758) spreading like an invasive species in Hungary. Bulletin of University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Cluj-Napoca – Veterinary Medicine (ISSN: 1843-5270) (eISSN: 1843-5378) 64(1-2): 230-235.
270. Szabó L., Heltai M., Papp K., Lanszki J. és Szűcs, E. 2004. Előzetes eredmények az aransakál hazai állománybecsléséről. Vadbiológia, 11: 75-82.
271. Szabó L., Heltai M., Szűcs E., Lanszki J. és Lehoczki R. 2009b. Expansion range of the golden jackal in Hungary between 1997 and 2006. Mammalia (ISSN: 0025-1461) 73: pp. 307-311.
272. Szemethy L. és Heltai M. 2000. Ragadozó-gazdálkodás: az elmélet összekapcsolása a gyakorlattal. A Vadgazdálkodás Időszerű Tudományos Kérdései, 1: 81-88
273. Szemethy L. és Heltai M. 2001. Ragadozó-gazdálkodási stratégia - a jövő lehetőségei. Magyar Apróvad Közlemények-Hungarian Small Game Bulletin, 6: 59 - 78.
274. Szemethy L., Bíró Zs., Heltai M. 2001. Problems of predator management in Hungary. In: Wildlife, land, and people: priorities for the 21 st century. (Eds.: Field, R., Warren, R.J., Okarma, H., Sievert P.R.) Proceedings of the Second International Wildlife Management Congress. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA, pp. 201-205.
275. Szemethy L., Heltai M. 2002. Az emlős ragadozó monitorozás tapasztalatai. In: Tanulmányok Magyarország és az Európai Unió természetvédelméről. 2. kötet: A természetes életközösségek megóvásának és monitorozásának aktuális problémái, ökológiai alapja, a természetvédelem feladatai. (Szerk.: Török, K., Fodor, L.) Környezetvédelmi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest, pp. 221-230.
276. Szemethy L., Heltai M. és Pusztai P. 1994. A róka gyérítés helyzete Magyarországon, Vadbiológia, 4: 146-151.
277. Szemethy L., Heltai M., Bíró Zs. 2000. The situation of predator control in Hungary and the possibilities of predator management. Magyar Apróvad Közlemények - Hungarian Small Game Bulletin, 5: 291-300.
278. Szunyoghy J. 1963. A magyarországi szarvas. Kandidátusi értekezés, Természettudományi Múzeum, Budapest, 193 pp.
279. Takács A., Szabó L., Juhász, A.A., Takács, J., Lanszki, P. T., Takács, M., Heltai 2014. Data on the Parasitological Status of Golden Jackal (*Canis aureus* L, 1758) in Hungary. Acta Veterinaria Hungarica 62(1): 33-41.
280. THE LOCAL 2015. First European jackal discovered in Denmark. (hozzáférés: <http://www.thelocal.dk/20150911/first-european-jackal-spotted-in-denmark>)
281. Tinbergen L. 1960. The natural control of insects in pinewoods. 1: Factors influencing the intensity of predation by songbirds. Archives néerlandaises de Zoologie, 13: 266-336
282. Toom M. 2014. Šaakali (*Canis aureus* L.) areali laienemine Euroopas viimastel aastakümnetel [Jackal range expansion in Europe]. BA Thesis, Estonian University of Life Sciences, Tartu. (in Estonian with English abstract)
283. Tóth A. M. 2002. A szőrscapdázás alkalmazásának lehetőségei és korlátai. Vadbiológia 9: 117 -122.
284. Tóth M. 2003. Az emlősök szőrmintáinak információtartalma, a szőrhatározás módszertana és a módszer gyakorlati alkalmazása. Doktori értekezés. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék. pp. 141.
285. Tóth M. 2008. A New Noninvasive Method for Detecting Mammals From Birds' Nests. – Journal of Wildlife Management, 72 (5): 1237-1240.
286. Tóth M., Lanszki J., Heltai M., Szemethy L., és Szabó L. 2010. Hogyan csináltuk? Rövid módszertani áttekintés. 123-134 pp. In: Heltai, M. (szerk.) 2010. Emlős ragadozók Magyarországon. Mezőgazda Kiadó, Budapest 240 pp. ISBN: 978-963-286-593-5

287. Tóth T., Krecsák L., Szűcs E., Heltai M., Huszár Gy. 2009. Records of the golden jackal (*Canis aureus* Linnaeus, 1758) in Hungary from 1800th until 2007, based on a literature survey. *North-Western Journal of Zoology* 5(2): 386-405.
288. Treves A., Krofel M. and McManus J. 2016. Predator control should not be a shot in the dark. *Front Ecol Environ* 2016; 14(7): 380–388, doi:10.1002/fee.1312.
289. Trouwborst A., Krofel M., Linnell J.D.C. 2015. Legal implications of range expansions in a terrestrial carnivore: the case of the golden jackal (*Canis aureus*) in Europe. *Biodivers Conserv.* 27 June 2015. doi:10.1007/s10531-015-0948-y
290. Tuytens F. A. M., Delahay R. J., MacDonald D. W., Cheeseman C. L., Long B. and Donnelly C. A. 2000. Spatial perturbation caused by a badger (*Meles meles*) culling operation: implications for the function of territoriality and the control of bovine tuberculosis (*Mycobacterium bovis*). *J. Anim. Ecol.* 69: 815-828.
291. Újváry D., Schally G., Buczkó M., Szabó L. és Szemethy L. 2014. A simple method for the assessment of wild boars' (*Sus scrofa*) habitat use. *Journal of Veterinary Behavior: Clinical Applications and Research*, 9 (3) 127-130.
292. Vácz O. and Altbäcker V. 2005. Ürgemonitorozás. Természetvédelmi Információs Rendszer Központi protokoll
293. Vásárhelyi I. 1958. Hasznos és káros vademlősök. Élet és Tudomány Kiskönyvtár. Gondolat Kiadó, Budapest, 182pp.
294. Virgós E. 2001. Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: a test with badgers (*Meles meles* L.) in a gradient of forest fragmentation. - *Journal of Biogeography* 28: 381-389.
295. Virgós E. and Casanovas J. G. 1999. Badger *Meles meles* sett site selection in low density Mediterranean areas of central Spain. *Acta Theriologica* 44: 173-182.
296. Weber J. M. and Meia J. S. 1996. Habitat use by the red fox *Vulpes vulpes* in a mountainous area. *Ethology Ecology and Evolution* 8: 223-232.
297. Weingarh K., Gahbauer M., Heurich M., Müller J. und F. Leibl 2012. Expertenbestätigter Goldschakal (*Canis aureus*) im Nationalpark Bayerischer Wald, Deutschland. *Säugetierkundliche Informationen Jena* 8(45): 443-446.
298. White J. G., Gubiani R., Smallman N., Snell K. and Morton A. 2006. Home range, habitat selection and diet of foxes (*Vulpes vulpes*) in a semi-urban riparian environment. - *Wildlife Research* 33: 175-180.
299. Whitehead G. K. 1993. The Whitehead encyclopedia of deer. Swan Hill Press, Shrewsbury.
300. Williams B. W., Etter D. R., Linden D. W., Millenbah K. F., Winterstein S. R. and Scribner K. T. 2009. Noninvasive Hair Sampling and Genetic Tagging of Co-Distributed Fishers and American Martens. – *Journal of Wildlife Management*, 73 (1): 26-34.
301. Witt H. 1980. The diet of the red fox. Questions about method. In: Zimen, E. (ed.), *Biogeographica The red fox*: 65-69. W. Junk B.V. Publisher, The Hague.
302. Yom-Tov Y., Ashkenazi S. and Viner O. 1995. Cattle predation by the golden jackal *Canis aureus* in the Golan Heights, Israel. *Biological Conservation* 73: 19-22.
303. Zachos F.E., Ćirović D., Kirschning J., Otto M., Hartl G.B., Petersen B., Ann-Christin Honnen 2009. Genetic variability, differentiation, and founder effect in golden jackals (*Canis aureus*) from Serbia as revealed by mitochondrial DNA and nuclear microsatellite loci. *Biochem Genet.* 47: 241–250.
304. Zielinski W. J., Baldwin J. A., Truex R. L., Tucker J. M. and Flebbe P. A. 2013. Estimating trend in occupancy for the southern Sierra fisher *Martes pennanti* population. – *Journal of Fish and Wildlife Management*, 4 (1): 3-19.

9. Ábrák és táblázatok jegyzéke

1. ábra: A mintaterületek elhelyezkedése	45
2. ábra: Az eurázsiai borz (n = 142) és a vörös róka (n = 113) magyarországi élőhelyválasztása (Márton és munkatársai 2016)	52
3. ábra: Az eurázsiai borz és a vörös róka élőhelyválasztása az Ivlev-index és a Bonferroni-Z teszt alapján („*”: $p < 0.05$; “NS.”: $p \geq 0.05$) (Márton és munkatársai 2014)	58
4. ábra: A kisemlős lyuksűrűség alakulása a két ragadozó lakott nagy várai közelében (a,b: $P < 0.005$), (Márton és munkatársai 2014).....	62
5. ábra: Összefüggés a kisemlős lyuksűrűség és a vegyes élőhely arányának alakulása között. (ANOVA, $F = 136.07$, $df = 1;14$, $P < 0.01$) (Márton és munkatársai 2014)	65
6. ábra: A vizsgált ragadozó fajok gyérítési rátája és a mezei nyúl terítéksűrűsége 2004 és 2013 között (Heltai és munkatársai 2016).....	78
7. ábra: A rókagazdálkodás mutatóinak alakulása a vizsgált apróvadás körzetekben (A = országos átlag ráta $\geq$ ráta; B = országos átlag ráta $<$ ráta $< 1,5$; C = $1,5 \leq$ ráta) (Heltai és munkatársai 2016).....	80
8. ábra: Az eurázsiai borz vadászati mutatóinak alakulása a vizsgált apróvadás körzetekben (A = országos átlag ráta $\geq$ ráta; B = országos átlag ráta $<$ ráta $< 0,5$; C = $0,5 \leq$ ráta) (Heltai és munkatársai 2016).....	82
9. ábra: A sakál évszakonkénti táplálék-összetételének alakulása a vizsgált időszakban (Lanszki és munkatársai 2006)	102
10. ábra: A róka évszakonkénti táplálék-összetételének alakulása a vizsgált időszakban (Lanszki és munkatársai 2006).....	102
1. táblázat: Az arany sakál, az eurázsiai borz és a vörös róka terítékének és becslési adatainak változása 1997 és 2014 között (forrás: Országos Vadgazdálkodási Adattár - http://ova.info.hu/vgstat.html).....	18
2. táblázat: Különböző állatfajok táplálékának csillámmal való jelölése, és hullatékának/ürülékének vizsgálata (kódok a szövegben található) (Buczkó és Heltai 2010)	24
3. táblázat: Különböző fajú állatok hullatékának/ürülékének csillámmal való jelölésének vizsgálata (Buczkó és Heltai 2010).....	27
4. táblázat: Az irodalmi forrásokban vizsgált fajok és azok összevonása az értékelés során (Patkó és munkatársai 2016).....	32
5. táblázat: A különböző vizsgálatokban alkalmazott eszközök (Patkó és munkatársai 2016) (#=nemgyűjtött mintát; *=nagyon kevés mintát gyűjtött, sikertelennek tekinthető vizsgálat) ..	34
6. táblázat: A legsikeresebben alkalmazott módszerek és a vizsgálatok céljai (Patkó és munkatársai 2016).....	35
7. táblázat: A vizsgálatok sikeressége a célzott faj elterjedési területének alapján (Patkó és munkatársai 2016) (#=nemgyűjtött mintát; *=nagyon kevés mintát gyűjtött, sikertelennek tekinthető vizsgálat).....	36
8. táblázat: Az alkalmazott szőrgyűjtő eszközök és hatékonyságuk (Fehér és munkatársai 2014).....	40
9. táblázat: A mintaterületek legfontosabb adatainak összefoglalása (L: lomblevelű; F: fenyves; Ny: nyílt területek) (Márton és munkatársai 2016)	48
10. táblázat: A két ragadozó mintaterületenkénti válogatása a vegetáció alapján (a hortobágyi és a kiskunsági területeken csak borz kotorékok keresése és azonosítása történt, ezért nem	

egyezik meg a mintaszám a borz (n=8) és a róka (n=6) esetében), (Márton és munkatársai 2016).....	50
11. táblázat: Az eurázsiai borz és a vörös róka élőhely-preferenciája az egyes mintaterületeken (J.i.: Jacobs-index; B.p.: Bonferroni-próba; *: $p < 0,05$; NS.: $p \geq 0,05$) (Márton és munkatársai 2016).....	51
12. táblázat: A mintaterületek élőhelytípusonkénti kotorékeloszlásának összehasonlítása (Márton és munkatársai 2016).....	51
13. táblázat: A lakott kotorékok élőhelytípusonkénti gyakorisága (Márton és munkatársai 2014).....	58
14. táblázat: Az élőhelytípusok százalékos arányának és eloszlásának összehasonlítása a különböző méretű pufferek és kotorék kategóriák esetén (Márton és munkatársai 2014).....	60
15. táblázat: A diverzitás értékek összehasonlítása a különböző méretű pufferek és kotorék kategóriák esetén (Márton és munkatársai 2014).....	62
16. táblázat: A kotorékfelmérés alapadatai (Heltai és munkatársai 2010).....	69
17. táblázat: A vizsgálati területek becsült kotorék és állománysűrűségi adatai (Heltai és munkatársai 2010).....	69
18. táblázat: A vizsgált szukák reprodukciós adatai (Heltai és munkatársai 2010).....	69
19. táblázat: Az állomány növekedése, az éves terítékadatok és a gyérítési ráta alakulása (I: törzsállomány 50%-a – 5 kölyök szukánként; II: inaktív szukák és valós szaporulat figyelembe vételével) (Heltai és munkatársai 2010).....	69
20. táblázat: A teríték éven belüli megoszlása (Heltai és munkatársai 2010).....	70
21. táblázat: Az eurázsiai borz becsült állománya, éves terítéke, ezek sűrűsége és a hozzájuk tartozó gyérítési ráta 2004 és 2014 között. (Nagy és Heltai 2014 után módosítva. Az adatok forrása: Országos Vadgazdálkodási Adattár: http://ova.info.hu/vgstat.html).....	75
22. táblázat: A tíz éves időszakban vizsgált vadgazdálkodási egységek összevont száma országosan, illetve körzetenként a két ragadozó esetében (Heltai és munkatársai 2016).....	77
23. táblázat: A vadgazdálkodási egységek ragadozó gyérítési kategóriák szerinti eloszlása a vizsgált időszakban (A = országos átlag ráta $\geq$ ráta; B = országos átlag ráta $<$ ráta $< 1,5$ vagy $0,5$; C = $1,5$ vagy $0,5 \leq$ ráta, n = mintaszám, $n\%$ = mintaszám aránya) (Heltai és munkatársai 2016).....	81
24. táblázat: A gyérítés kapcsolata a ragadozók állománysűrűségével és a mezei nyúl teríték sűrűségével (O = Országos átlag gyérítési ráta, + = pozitív kapcsolat, - = negatív kapcsolat, s. = szignifikáns, ns. = nem szignifikáns, fekete cella = nem vizsgált kapcsolat (Heltai és munkatársai 2016).....	84
25. táblázat: Aranyakál előfordulások 1800 és 1995 között (Tóth és munkatársai 2009 után módosítva).....	90
26. táblázat: Aranyakál bizonyítópéldányok 2002 és 2005 között a Tisza közelében (Szabó és munkatársai 2006).....	91
27. táblázat: Aranyakál bizonyítópéldányok a Tiszántúlon 2006 után.....	92
28. táblázat: Aranyakál megfigyelések a Tiszántúlon 2007 után (Molnár Attila – Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság - közlése alapján, módosítva).....	93
29. táblázat: Az aranyakál terítékének változása 1995 és 2014 között (Nagy Zsolt és munkatársai 2013 után módosítva. Az adatok forrása Országos Vadgazdálkodási Adattár http://ova.info.hu/vgstat.html).....	94
30. táblázat: Az akusztikus állományfelmérés eredményei 2004 és 2015 között négy vizsgálati területen.....	96
31. táblázat: Az aranyakál elterjedésének változása akusztikus állományfelmérés alapján, négy vizsgálati területen.....	97

32. táblázat: Az arany sakál terítékének változása Fejér-megyében 2007 és 2014 között az Országos Vadgazdálkodási Adattár adatai alapján.....	97
33. táblázat: Az őz terítékének változása az arany sakál legfontosabb elterjedési területein (Baranya, Somogy és Bács-Kiskun megye) 1995 és 2014 között az Országos Vadgazdálkodási Adattár adatai alapján.....	98
34. táblázat: Az arany sakál és a vörös róka táplálékösszetételének különbségei a táplálékalkotó kategóriák előfordulási gyakorisága alapján négy év (2001-2004) és négy évszak adatai alapján (csak a szignifikáns különbségek (Lanszki és munkatársai 2006 nyomán módosítva).....	101
35. táblázat: Az arany sakál táplálékösszetétele Lábodon, gyomortartalom vizsgálat alapján (W: nedves tömeg százalék, O: előfordulási gyakoriság) (Lanszki és munkatársai 2015)....	105
36. táblázat: Genetikai különbségek a földrajzi régiók között a mikroszatellita vizsgálat alapján (a szignifikáns értékek (1,000 permutáció; $P < 0.05$) vastag betűvel; Dél-Kelet-Európa-DKE, Kaukázus-KAU, Baltikum-BAL, Görögország – Peleponészosz-GÖR_P, Görögország - Samos-sziget-GÖR_S). (Rutkowski és munkatársai 2015)	108
37. táblázat: Az arany sakál haplotípusok eloszlása a vizsgált földrajzi régiók között (Dél-Kelet-Európa-DKE, Kaukázus-KAU, Baltikum-BAL, Görögország – Peleponészosz-GÖR_P, Görögország - Samos-sziget-GÖR_S), (Rutkowski és munkatársai 2015)	108
38. táblázat: Az arany sakál átlagos testtömeg adatai irodalmi források alapján	112
39. táblázat: Az elejtett egyed koponyájának méret adatai.....	112
40. táblázat: A mitondriális DNS vizsgálat eredménye.....	113

10. Köszönetnyilvánítás

Szakmai pályafutásom közel 30 éve alatt (tudományos diákköri munkámat 1989-ben kezdtem meg a Vadvilág Megőrzési Intézetben) nagyon sok oktatótól, kollégától, egyetemi hallgatótól és doktorandusztól kaptam viszonyozhatatlan mennyiségű segítséget. Köszönöm ezt mindenkinek!

A Vadvilág Megőrzési Intézetben pályámat a teljes időszakban Dr. Csányi Sándor egyetemi tanár és Dr. Szemethy László egyetemi docens irányította, segítette. Tanácsaikra, ötleteikre, és egyáltalán nem melleleg, a kutatási feltételek megteremtésében is számíthattam Rájuk. Büszke vagyok rá, hogy együtt dolgozhatok velük és nagyon köszönöm mindazt, amit kaptam Tőlük!

A Vadvilág Megőrzési Intézet minden jelenlegi és korábbi munkatársa segített, támogatott. Köszönöm így egyben mindenkinek!

A kilencvenes évek közepe óta dolgozom együtt Dr. Lanszki József egyetemi tanárral a Kaposvári Egyetemről. Pontosságára, kitartására, analitikus gondolkodására és nem utolsósorban barátságára mindig számíthattam. Köszönöm!

Szeretném megköszönni a közös munkát szerzőtársaimnak, kollégáimnak, doktoranduszaimnak, hallgatóimnak (akik közül sokat azóta már barátomnak is hívhatok). A munkák, publikációk egyikük hozzájárulása nélkül sem készülhettek volna el, de vannak, akiknek mindezt névszerint is szeretném megköszönni: Bihari Zoltán, Biró Zsolt, Buczkó Máté, Csenki Friderika, Csorba Gábor, Lehoczki Róbert, Kozák Lajos, Markolt Ferenc, Márton Mihály, Nagy Anna, Papp Katalin, Patkó László, Szabó László, Szűcs Eleonóra, Takács András, Tóth Mária, Tóth Tamás, Ujhegyi Nikolett. Nagyon köszönöm!

Egyetemi pályafutásomban meghatározó szerepe volt Dr. Dimény Judit professzor asszonynak és Dr. Bakonyi Gábor és Dr. Mézes Miklós professzor uraknak. Irántam tanúsított figyelmük és segítségük nélkülözhetetlen és megtisztelő volt számomra. Mindhármuknak nagyon köszönöm!

A munka elvégzése csak szerető, nyugodt és segítő családi légkörben lehetséges. Ezt előbb szüleim, majd feleségem biztosította, biztosítja. Kedves Édesanyám, Édesapám, Feleségem! Nem tudok ezért elég hálás lenni, nagyon köszönöm!

Végül szeretném megköszönni lányaim, Fanni, Fruzsina és Zita szeretetét, engedelmességét és türelmét. A legtöbbször talán Ők hallották, hogy Apa nem ér rá...

