

Szent István Egyetem
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Vadvilág Megőrzési Intézet

AZ EURÁZSIAI BORZ (*MELES MELES*) ÉS A VÖRÖS RÓKA (*VULPES VULPES*) ÉLŐHELY FELOSZTÁSA A BÖRZSÖNYBEN

*The niche segregation of the badger (*Meles meles*) and the red fox (*Vulpes vulpes*) in Börzsöny*

Készítette: Márton Mihály
Évfolyam: Vadgazda Mérnöki Szak, IV.

Belső konzulens: Dr. Heltai Miklós, egyetemi docens
Szabó László, tanszéki mérnök
Markolt Ferenc, PhD hallgató

Gödöllő
2012

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés és célkitűzések.....	4
2. Irodalmi áttekintés	6
2.1. A borz	6
2.1.1. A borz állattani jellemzése.....	6
2.1.2. A borz táplálkozása.....	7
2.1.3. A borz élőhely-használata.....	8
2.2. A róka	10
2.2.1. A róka állattani jellemzése.....	10
2.2.2. A róka táplálkozása.....	11
2.2.3. A róka élőhely-használata.....	13
3. Módszerek	15
3.1. A vizsgálati terület kijelölése és bemutatása	15
3.2. Az adatgyűjtés módszere, a terepi felmérés előkészítése és az adatok felvételezése	17
3.3. A kotoréksűrűség becslése a terepi felmérés adatai alapján	18
3.4. Az élőhely-preferencia kiszámítása a vegetáció és a genetikai talajtípus alapján.....	19
3.5. Az élőhely-preferencia kiszámítása a vegetáció ökológiai funkció szerinti kategorizálása alapján.....	20
3.6. A kotorékok körüli élőhelyi arányok és az élőhelyi diverzitás vizsgálata.....	21
3.7. Kisemlős lyuksűrűség becslés	23
3.8. Az élőhelyi arányok, a diverzitás-indexek és a kisemlős lyuksűrűség közötti összefüggés vizsgálata	23
4. Eredmények.....	24
4.1. A két ragadozó kotoréksűrűsége.....	24
4.2. A két ragadozó élőhelyválasztása a vegetáció és a genetikai talajtípus alapján.....	25
4.3. A két ragadozó élőhelyválasztása a vegetáció ökológiai funkció szerinti kategorizálása alapján.....	27
4.4. A kotorékok körüli élőhelyi arányok és az élőhelyi diverzitás összehasonlítása	28
4.5. A kisemlős lyuksűrűség becslés eredménye.....	30
4.6. Az élőhelyi arányok, a diverzitás-indexek és a kisemlős lyuksűrűség közötti összefüggés vizsgálat eredményei	31
5. Értékelés és következtetések	33

6. Összefoglalás.....	40
7. Köszönetnyilvánítás	41
8. Irodalomjegyzék.....	42
9. Mellékletek, függelék.....	49
10. Nyilatkozat	50

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

A ragadozó fajok különböző ökoszisztémákra gyakorolt hatását számos vizsgálat bizonyította. E fajok életmódja, táplálkozási-, illetve élőhelyválasztási szokásai, valamint a ragadozó-préda, és ragadozó-ragadozó fajok közötti kapcsolatok a társulások minden szintjét meghatározzák (CROOKS & SOULÉ 1999, GLEN et al. 2007), ezért a ragadozó és ragadozó közötti, illetve a ragadozó és a prédafajok közötti kapcsolatok vizsgálata és megértése elengedhetetlen a megfelelő konzerváció biológiai kezelések megalapozásához (GLEN et al. 2007). A ragadozó fajok közötti kölcsönhatások igen változatosak. Bizonyos esetekben a nagyobb testű ragadozó közvetett és közvetlen módon szabályozza a kisebb testű ragadozók létszámát (top-down) (CROOKS & SOULÉ 1999, MILLER et al 2001, GLEN et al. 2007). Ez a szabályozás megjelenhet a territoriális jelölés útján a területről való kizárással (ARJO & PLETSCHER 2004, HELLDIN & DANIELSSON 2007), a táplálékváltásra kényszerítéssel, a napi aktivitás megváltoztatásával, vagy egészen egyszerűen a kistestű ragadozó prédaként való kezelésével (PALOMARES et al. 1995, PALOMARES & CARO 1999, GLEN et al. 2007, KOWALCZYK et al. 2009, KOWALCZYK & ZALEWSKI 2011). Ezek a kapcsolatok azonban a különböző trofikus szinten lévő ragadozóakra igazak. Az azonos méretű ragadozó fajok között a közvetlen interakciókon alapuló versengés helyett, a közvetett módon történő niche szegregáció valósul meg. Az együtt élő, hasonló méretű és részben hasonló táplálkozású fajok elválhatnak egymástól élőhelyhasználatukban térben (FEDRIANI et al. 1999, HOLMALA & KAUHALA 2009), időben (FEDRIANI et al. 1999, BÍRÓ et al. 2004, GLEN et al. 2007), vagy éppen a közös prédaforrások egyes ragadozó fajok esetében betöltött szerepével (KAUHALA et al. 1998, LANSZKI et al. 1999, LANSZKI et al. 2006). Az olyan közönséges, széleskörűen elterjedt fajok esetében, mint a borz és a róka, nagyon keveset tudunk ezekről a kölcsönhatásokról. Néhány irodalmi adat, illetve vizsgálat arra utal, hogy ebben a kapcsolatban a borz az erősebb (KOWALCZYK et al. 2000, MACDONALD et al. 2004, KOWALCZYK et al. 2008). Több kutatás bizonyította, hogy a nyestkutya (*Nyctereutes procyonoides*) számára a rókával szemben szaporodási előnyt jelent a részleges téli pihenés és a monogám családban való kölyöknevelés (KAUHALA 1994, KAUHALA et al. 1998). Ezek alapján feltételezhető, hogy a nagyobb testtömegű (HELTAI 2010) és hasonló viselkedést mutató borz esetében (KRUUK 1989, NEAL & CHEESEMAN 1996, HELTAI 2010) 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 a róka

(MITCHELL-JONES et al. 1999, HELTAI et al. 2001, KRANZ et al. 2008, MACDONALD & REYNOLDS 2008, HELTAI 2010). Ez arra enged következtetni, hogy az egy élettérben, hasonló búvóhelyi- és táplálkozási szokásokkal rendelkező két faj között, valamilyen niche szegregációnak kell megvalósulnia, ami lehetővé teszi a versengésben inkább vesztes róka számára a nagy létszámban való jelenlétet.

Munkám célja volt, egy dombvidéki területen a két faj kotorék sűrűségének és a kotorékásásra választott helyszín élőhely-preferenciájának meghatározása a terület vegetációja és az élőhely más paraméterei alapján. Választ kerestem arra, hogy a róka és a borz hogyan osztja fel egymás között azt az élőhelyet, amelyet mindketten használnak.

2. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A BORZ

2.1.1. A BORZ ÁLLATTANI JELLEMZÉSE

Az eurázsiai borz a ragadozók (*Carnivora*) rendjébe, ezen belül a menyétfélék (*Mustelidae*) családjába tartozik. Széles elterjedésű faj, megtalálható Írországtól Japánig, illetve Finnországtól Kínáig. Az 1600-1700 méteres tengerszint feletti magasságig fordul elő (HELTAI 2010). Testhossza 55-65 (90) cm, farokhossza 10-15 (20) cm. Testtömege 7-15 (24) kg, évszakonként jelentősen változik (FARAGÓ 2006). Teste zömök, lábai rövidek, a mellső végtag karmai igen fejlettek, ásókarmokká alakultak. A hosszú karmok (>2cm) ívesen a talp- és ujjpárnák előtt érnek a talajra ezzel megadják a borz jellegzetes nyomát. Nyomképében általában mind az 5 ujj lenyomata látszik. Fogképlete $314(3)_1/314(3)_2$, az első kisőrlői hiányozhatnak. Bundája a hátoldalon szürkés, a lábakon fekete, a fejtájékon fekete és fehér vonalak húzódnak. Farktöve alatt bűzmirigy található, amelynek váladékával a területét jelöli. Territóriumuk 50-150 hektár méretű. Ősszel november elején aktivitása csökken, kotorékába húzódik és napokig nyugalmi állapotba kerül. Aktivitása akkor növekszik meg, amikor a napi középhőmérséklet tartósan 0°C fölé emelkedik. Klánokban vagy magányosan is élhetnek, párzási időszakban egyes hímek elhagyhatják a klánokat és más család nőstényeivel párosodhatnak (FARAGÓ 2006, HELTAI 2010). Az ivarérettséget 1,5 évesen érik el, de megfigyeltek már vemhességet egyéveseknél is (LÜPS & WANDELER 1993). Párzási időszaka július-augusztus, akár áprilisban is kezdődhet, sőt megfigyeltek már téli látszatpárzást is (FARAGÓ 2006). A párzás a kotorékban, illetve azon kívül is történhet. Egy nőstény több hímmel is párosodhat. A vemhességi idő a késleltetett beágyazódás (embrionális diapausa) miatt 8-11 hónapig húzódik. A blasztociszták december eleje és január közepe táján ágyazódnak be a méhszarv falába. Ekkor kezdődik meg a tényleges kihordási fázis, amely körülbelül 45 napig tart. A kölykök február-április között születnek, számuk 1-3 (6) között alakul. A kölykök egy hetes korukig fehérek, majd ezt a szőrzetüket levedlik és kialakul a fajra jellemző színezet. A szemük 28-35 naposan nyílik ki. A második hónaptól kijárnak a kotorékból. Három hónapos korukig szopnak, négy hónaposan már végleges fogazattal rendelkeznek. A szaporulat nagy része elhagyja a klánt, a maradék a következő évben keresnek saját területet. A borz élettartama maximálisan 15 év (FARAGÓ 2006, HELTAI 2010).

2.1.2. A BORZ TÁPLÁLKOZÁSA

A borz táplálék-összetételét Európában és Ázsiában számos területen, a legkülönbözőbb klimatikus adottságú élőhelyeken tanulmányozták. Táplálékában gyűrűsférgeket, talajszinten élő rovarokat, gabonaféléket, gyümölcsöket, kisemlősöket és kétéltűeket is egyaránt találtak. Ezek a kutatások a borz opportunist, generalista életmódját igazolják, vagyis azt, hogy ez a ragadozó a legnagyobb sűrűségben előforduló, legkisebb energia befektetéssel hasznosítható táplálékforrást preferálja (LANSZKI 2002, HELTAI 2010). A faj változatos étrendjét a következő külföldi tanulmányok jól szemléltetik.

A borz táplálékában a földigilisza (*Lumbricus terrestris*) szerepe a 37-40. földrajzi szélességi fokon tapasztalt nulla értékről az 55-63. szélességi fokig 40-70%-ra emelkedik. Ezzel fordított trend figyelhető meg a növényfogyasztásban. A gerincesek az északi területeken, a gerinctelenek a déli vidékeken fordulnak elő nagy gyakorisággal a borz táplálékában (GOSZCZYNSKY et al. 2000).

ROPER (1994) több, borzzal kapcsolatos táplálkozás tanulmányt hasonlított össze, melyekben az egész éves táplálék 50%-át vagy a földigilisza, vagy a gyümölcsök tették ki. Az emésztőrendszert és az eddigi kutatási eredményeket figyelembe véve opportunist, generalistaként jellemzi a fajt.

Skóciában hat különböző mintaterületen végzett kutatás eredménye azt mutatta, hogy a borz fő tápláléka a földigilisza volt. A mintaterületek között, csak nagyon kicsi eltérések adódtak. A kutatók megfigyelték, hogy amint a földigilisza elérhetősége csökken a mintaterületeken, úgy megnövekszik más táplálékalkotók aránya az ürülékben (nyúl, gabona, rovarok, gumók). Ez azt jelenti, hogy a borz így próbálja meg kompenzálni fő táplálékának csökkenő mennyiségét (KRUUK & PARISH 1981).

Dél-Finnországban 1990 és 1996 között a nyestkutya, a vörös róka és a borz étrendjét vizsgálták. Minden évben májustól július végéig gyűjtötték az ürüléket. Egy úgynevezett sokszínűségi indexszet állítottak fel táplálék-összetétel szerint a három ragadozófaj között, amelyben a borz a nyestkutya és a róka közt helyezkedett el. A borz leggyakrabban gerincteleneket, békákat és növényeket fogyasztott, a földigilisza aránya 16 és 77% között mozgott területtől függően. Bár a három faj látszólag hasonló étrendű és ebből kifolyólag versengés is kialakulhat köztük, mégis széles táplálékspektrumuknak köszönhetően meg tudnak élni egymás mellett a meglehetősen terméketlen északi erdőkben (KAUHALA et al. 1998).

A hazai tanulmányok sok esetben a külföldiekhez hasonló táplálkozási stratégiát mutattak ki.

LANSZKI (2002) erdei és mezőgazdasági élőhelyen végzett felmérései alapján elmondható, hogy a kisemlősök biomassza szerinti aránya téltől nyárig alacsony szinten mozgott (1-3%), csak ősszel emelkedett meg (12%). A felmérés rámutatott, hogy a borz téli táplálkozásában a gerinctelenek elsődlegesen fontos szerepet töltek be. Az elfogyasztott táplálék 49%-át tették ki. Tavasszal fontosságuk másodlagossá vált (19%), nyáron és ősszel arányuk tovább csökkent (4-6%). Leggyakrabban ganéjtúró bogarakat és gyűrűsférgeket fogyasztott. A növényi táplálék télen és tavasszal alárendelt szerepet töltött be (2-6%), majd nyáron jelentősen megnőtt (17%) és ősszel másodlagosan fontossá vált (26%).

HELTAI és LANSZKI (2003) 1999-től 2002-ig összesen 30 borz gyomortartalmát vizsgálta meg. A felmérés eredményeként 66,3%-os kisemlős fogyasztást mutattak ki, melyből 53,3% mezei pocok volt. A gerinctelenek fogyasztását igen alacsonynak találták (6,5%). A vizsgálat alapján másodlagos fontosságú táplálékforrásnak a növényeket tekinthetjük. 19,6%-ban voltak növényi eredetű részek a borzok gyomrában, a legfontosabbnak a napraforgó mutatkozott.

Egy 2006-ban készített felmérés az intenzív mezőgazdasági területen élő borzok táplálkozását vizsgálta. A kutatók 12 ürülmintában 10 különböző táplálékféleséget 21 alkalommal mutattak ki. A táplálékalkotók alapján a vizsgált területen élő borzra a közepesen széles táplálkozási niche-tartomány volt jellemző. A táplálékban a kultúrnövények domináltak, ezek közül is elsősorban a kukorica (58,7%). 39,8%-ban fordult elő szeder és 1%-ban árpa. A kisemlős és tojásfogyasztás alacsony volt, mindkettő 0,1%-ot ért el (BÍRÓ et al. 2006).

2.1.3. A BORZ ÉLŐHELY-HASZNÁLATA

Az eurázsiai borz alapvetően a domb- és hegyvidéki lombhullató és lomb-fenyő elegyes erdőkben, akácfoltokban, bozótosokban, folyó menti élőhelyeken, valamint mezőgazdasági területek él. Napjainkban egyre gyakrabban találkozhatunk e fajjal az emberi településeken is. A teljesen nyílt területek kivételével, a sík vidéken is megtalálja életfeltételeit (FARAGÓ 2006, HELTAI 2010).

A borz élőhelyválasztásáról szóló külföldi tanulmányok igen sokszínűnek mutatják be azt a habitatot, amely a faj igényeinek látszólag megfelel.

Spanyolország középső hegyvidéki területein, a borz a középhegységi régiót kedveli, az alacsonyan fekvő térszíneket elkerüli. Preferálja a fás és sziklás területeket, legfőképp a nyílt tölgy és fenyőerdőket. A vízfolyások közelsége is fontos tényező a borz számára (VIRGÓS & CASANOVAS 1999).

Az Ibériai-félsziget északi területén végzett kutatás eredménye, hogy a borz gyenge kedveltséget mutat a rétek (0,39) és a tölgyerdők (0,10) felé. Kerüli a fenyveseket, valamint a lombhullató erdőket (ZABALA et al. 2002).

Egy Spanyolországi tanulmány szerint az Ibériai-félsziget borzai számára nem a lombos erdők és az azokhoz kapcsolódó legelők, hanem a nagy állománysűrűségben élő prédafaj az üregi nyúl (*Oryctolagus cuniculus*) miatt, a mediterrán cserjés a legfontosabb élőhely (REVILLA et al. 2000).

VIRGÓS (2001) Közép-Spanyolország hegyvidéki területén vizsgálta, hogy az eurázsiai borz milyen paraméterek alapján választja meg élőhelyét, egybefüggő, illetve fragmentált erdőségekben. Azokon a területeken ahol az erdősültség 20% alatt volt, a borz számára az erdő fragmentek minősége volt lényeges, míg a 20% feletti erdőborítottság esetén, az erdőn belüli élőhelyek minősége volt a döntő, legfőképp a cserjeszint fejlettsége és a sziklák takarása számított.

Kelet-Lengyelországban a Białowieża őserdő területén 1996 és 2001 között vizsgálták a borz territórium és családméretét. A borz klánok ($n = 7$) átlagos territórium mérete $12,8 \text{ km}^2$ volt ($8,4\text{-}25,5 \text{ km}^2$). Az egyedek ($n = 13$) mozgáskörzete $4,0\text{-}24,4 \text{ km}^2$ között változott. A kutatók összefüggést találtak a territórium, illetve az otthonterület mérete és a tölgy-, gyertyán erdők területi megoszlása között (KOWALCZYK et al. 2003).

Finnországban a borz a lombhullató erdőket és a réteket preferálja. Ettől a trendtől csak az ősz folyamán tér el. Ekkor a rétek, az idős és fiatal fenyvesek felé mutat kedveltséget (HOLMALA & KAUKHALA 2009).

Dél-Finnországban 2005-től 2008-ig minden nyáron, két mintaterületen rádió telemetriás módszerrel vizsgálták a borz élőhely-preferenciáját. Eredményül azt kapták, hogy a borz egyaránt kedveli a fenyveseket, a lombhullató erdőket és a vegyes erdőterületeket is, fontos számára a fejlett lombkoronaszint és a gyér aljnövényzet. Az egyik mintaterületen a réteket is preferálta (KAUKHALA & AUTTILA 2010).

Hazai viszonylatban sajnos igen kevés az a tudományos igényű munka, amely e faj élőhely-használatát vizsgálja. Azonban ez a néhány példa is jól körvonalazza, hogy az eurázsiai borz milyen magas szintű alkalmazkodóképességgel rendelkezik.

HORVÁTH (2006) Pécel és Isaszeg környékén vizsgálta a borz élőhely-preferenciáját. A vizsgálati területbe erdei és mezei élőhelyek egyaránt kerültek. Közepes preferenciát tapasztalt az akácokhoz, fenyvesekhez és a tölgy-fenyő elegyesekhez (60%-63%-60%). A borz a tölgyerdőket láthatóan elkerülte.

A Mátyás király vadaskert területén végzett kutatás eredménye, hogy a borz közepes preferenciát mutat a bükk (0,49), az erdei fenyő (0,44) és a fekete fenyő (0,22) felé. Kerüli a nyílt területeket, a gyertyánosokat, a kocsányos tölgyeseket és a kocsánytalan tölgyeseket is. Talajok szempontjából erősen preferálja a lejtőhordalék erdőtalajt (0,86). Elkerüli a szikes, köves váztalajt, a földes váztalajt és a humuszkarbonát talajt (SZENTKIRÁLYI 2008).

KOZÁK és HELTAI (2006) Hajdú-Bihar megyében, három jelentősen eltérő élőhelyi adottságú mintaterületen végzett felmérést a borz élőhely-preferenciájával kapcsolatban. Az első mintaterület jelentősen erdősült, a második egy átmenti, a harmadik pedig egy szinte teljesen nyílt élőhely. Arra a megállapításra jutottak, hogy az erdős mintaterületen a borz gyenge (30%) preferenciát mutat az erdőhöz, a másik két élőhelyen nagyon enyhe (0,11 és 0,06) kedveltség jelentkezett a nyílt területek felé. A nádasokat és a településeket mind a három mintaterületen kerüli.

Intenzíven művelt mezőgazdasági területen, úgy találták, hogy a borz a kotorékait homoktalajba ássa, valamint az összes kotorék közelében megfigyelhető mezőgazdasági tábla (0-5 m) (BÍRÓ et al. 2006).

Hajdú-Bihar megyében a faj az erdőtípusokon belül elsősorban az erdeifenyveseket preferálja, ez az eredmény azonban a homoktalajnak tudható be, hiszen a borz ezt a talajféleséget kedveli, a jó vízelvezető képessége és áshatósága miatt (KOZÁK 2007).

2.2. A RÓKA

2.2.1. A RÓKA ÁLLATTANI JELLEMZÉSE

A vörös róka rendszertanilag a ragadozók rendjébe (*Carnivora*), ezen belül a kutyafélék (*Canidae*) családjába tartozik. A faj csaknem egész Euráziában és Észak-Amerikában előfordul. Északi elterjedésének határa az Északi-sarkkör, a déli határt pedig a Szahara képzi (FARAGÓ 2006). Néhány európai szigetről, Krétáról, Shetlandról, Elbáról és Orkneyről hiányzik, Ausztráliába és számos csendes-óceáni szigetre betelepítették (HELTAI 2010). A kifejlett példányok testtömege 3-10 (14) kg között változik. Testhossza 60-80 (90) cm, farokhossza 35-45 (54) cm, elérheti a testhossz 70%-át. Testén a vöröses színű szőr

dominál, a háton sötétebb tónusú sáv húzódik végig, amelyet a lapockatájékon ugyanilyen szín keresztez. Hasa és a farok vége világosabb, szürkésfehér vagy fehéres árnyalatú. A lábak külső fele és a fülek feketék. A pofán lévő tapintószőrök hossza akár a 10 cm-t is meghaladhatja (FARAGÓ 2002, FARAGÓ 2006, HELTAI 2010). Nyoma a kutyafélékre jellemző, a mellső lábon 5, a hátsón 4 ujj található. A mellső láb első ujja csökevényes (fattyúköröm), ez a hátsó lábról teljesen eltűnt. Fogképlete: 3142/3143, a P^4 és az M_1 tépőfogga fejlődik (FARAGÓ 2006, HELTAI 2010). A vörös róka párzási időszaka (koslatás) december második felétől március elejéig tart. A szukanál 10 napig egy előüzekedési folyamat zajlik le, majd ezt követően 2-3 napon keresztül hajlandó a párzásra. Egy kan több szukával is eredményesen pározhat. A szuka évente egyszer szaporít (monoösztroszos). Kétszarvú (bicornis) méhe van, tehát a két méhszarvnak a hüvely előtt van közös szakasza. A vemhesség ideje 51-55 nap. A kölykök áprilisban jönnek a világra, számuk általában 4-5 (1-10). A szuka az utódokat a kotorék szülőkatlanában hozza világra. A kis rókák szőrösen, vakon és csukott füllel születnek, első bundájuk színe szürke, végleges vörös bundájukat 90 nap alatt több lépcsőben érik el. Háromhetes koruktól szilárd táplálékot is fogyasztanak. Július-augusztustól már önállóan élelem után járnak. A legnagyobb növekedési sebességet az agykoponya kapacitása mutatja. A szülői kotorékot szeptemberben hagyják el. Az utódnevelést általában a szuka végzi, de táplálékmennyiségtől és egyedsűrűségtől függően a kan is besegít. Megfigyeltek már családi csoportokat, amelyekben csak az alfa szuka szaporít, pusztulása esetén a rangsorban következő szuka lép a helyére (FARAGÓ 2002, FARAGÓ 2006, HELTAI 2010). A szülői várat elhagyó fiatal rókák, vagy maguk ásnek kotorékot, vagy régi lakatlan kotorékokat foglalnak el. A megszerzett kotorékot vizeletükkel és a farktőnél található illatmiriggyel (viola) jelölik meg (FARAGÓ 2006). Az ivarérettséget 10-12 hónapos korukra érik el. A vörös róka territóriumának mérete a tápláléktól és az egyedsűrűségtől függően 30-1300 hektár, átlagosan 200-300 hektár. A faj maximális élettartama 12 év (FARAGÓ 2002, FARAGÓ 2006, HELTAI 2010).

2.2.2. A RÓKA TÁPLÁLKOZÁSA

A vörös róka leginkább kisemlősökkel táplálkozik, de étrendje az élőhelyén megtalálható prédafajokhoz igazodik. Időszakosan jelentős mennyiségben fogyaszt madarakat, hullóket, kételtűeket, rovarokat, férgeket, dögöt, hulladékot és növényeket is. A pillanatnyi lehetőséget kihasználva választja meg táplálékát, és generalista faj lévén a

belvárosi keménymagtól az egybefüggő erdőségekig mindenhol talál magának élelmet (LANSZKI 1999, FARAGÓ 2006, HELTAI 2010).

Több külföldön végzett kutatás is azt mutatja, hogy a vörös róka a különböző típusú élőhelyeken, mennyire gyorsan és hatékonyan tud alkalmazkodni a táplálékfajokhoz és azok állománysűrűségéhez.

A lengyelországi Bialowieza területén mérsékeltövi őserdőben és annak közvetlen környezetében mérték fel a róka táplálék-összetételét. Télen a kisemlősök, a mezei nyúl (főként dögevésből) valamint a farkasok által elpusztított vaddisznó és gímszarvas fogyasztása volt jellemző. A pocokfajok egész évben stabil táplálékforrásnak mutatkoztak, arányuk 37-47% között változott (JĘDRZEJEWSKI & JĘDRZEJEWSKA 1992).

HARRIS (1981) a London területén élő rókák gyomortartalmát és ürülékét vizsgálta. Szignifikáns különbség mutatkozott a város peremén és belvároshoz közelebb élő rókák táplálkozása között. A belvárosi egyedek kevesebb földigilisztát, háziállatot és vadon élő emlőst fogyasztottak, mint a perem területeken élő fajtársaik, de a hulladék fogyasztása a centrumban élők esetében magasabb volt. Az étrendben nagy szezonális eltérés nem mutatkozott.

A nyugat-svájci Jura-hegységben 1988 és 1990 között a vízi patkány gradáció idején e faj tette ki a róka étrendjének 50%-át (WEBER & AUBRY 1993 cit. FERRARI 1995). 1990 és 1992 között a vízi patkány alacsony sűrűségben fordult elő a területen, ami a róka táplálék-összetételében is megmutatkozott. A vízi patkány mennyisége az ürülékekben csökkent, míg a vad gyümölcsök és más prédafajok aránya növekedett (FERRARI 1995).

Egy a Pó-síkság mezőgazdasági területein végzett felmérés a róka fő táplálékfajait elsősorban állati eredetűnek állapította meg. A legpreferáltabbak a kisemlősök és a madarak voltak. Az itt élő vörös rókák étrendje az észak-közép-európai populációkéhoz hasonlít a legjobban (CANOVA & ROSA 1993).

A magyarországi vizsgálatok azt mutatják, hogy a róka fő táplálékai a kisemlősök, azonban a teljes étrend hazánkban is igen sokszínű.

LANSZKI (2002) a Fonói tó körzetében végzett kutatása során, azt tapasztalta, hogy a róka táplálékában minden évszakban a kisemlősök dominálnak, arányuk 30% és 48% között változott. Nyáron volt a legalacsonyabb, a legnagyobb mennyiségben ősszel és télen fordult elő.

894 darab róka ürülék elemzése azt mutatta, hogy a faj 68%-ban kisemlősöket, 18%-ban növényeket fogyasztott. Az egyéb táplálékalkotók, mint a vaddisznó, a szarvasfélék, a

mezei nyúl, a madarak, a hüllők, a halak, a gerinctelenek és a háziállatok mennyisége minimális volt (LANSZKI et al. 2006).

KAZINCZY (2007) három alföldi és egy vajdasági területen végzett felmérése is szintén a kismélsők dominanciáját hozta ki eredményül a róka táplálékában. Zenta területén 84,82%-ban voltak a róka prédafajai a kismélsők, másodlagos tápláléka a mezei nyúl volt (4,51%).

ERDEI (1977) 433 állati tetemet, 499 zsákmánymaradványt és ürüléket, valamint 133 róka gyomortartalmat vizsgált meg. Az ezekből származó maradványok azt igazolták, hogy a róka főként kismélsőkkel táplálkozik, amelyek zöme mezei pocok. A rovarok aránya is jelentősnek mutatkozott. A mezei nyúl 3,5-5,5%-ban szerepelt táplálékalkotóként.

Egy másik vizsgálat 33 táplálékmaradványt és 143 gyomortartalmat elemzett. Ez alapján a róka tavasszal 44%-ban kismélsőt, 21%-ban háziállat vágási hulladékot, 19%-ban mezei nyulat és 12%-ban fácánt fogyasztott. Nyáron a rágcsálók és a fácán aránya is növekedett (50-23%). Ősszel a kismélsők és a növények voltak a legjellemzőbb táplálékalkotók (32-31%). Télen a kistestű rágcsálók (42%) domináltak, másodlagos táplálék a háziállatokból származó vágási hulladék volt (31%) (FARKAS 1983).

HELTAI és munkatársai (2000) öt vadászterületről begyűjtött rókatetemek gyomor és végbéltartalmát vizsgálták. Az éves fogyasztás mindegyik területen kismélsőből volt a legmagasabb (26-73%). A növények másodlagos táplálékként fordultak elő (7-18%).

2.2.3. A RÓKA ÉLŐHELY-HASZNÁLATA

A faj élőhely-preferenciájáról több külföldi tanulmány készült, ezek eredményei azt mutatják, hogy milyen széles körben képes a vörös róka kotorékásásra alkalmas területet, illetve búvóhelyet találni.

Mediterrán vidéken a róka kedvelt élőhelyei az elhagyott szőlő és olíva ültetvények. Pihenésre a magas cserjeborítottságú területeket használják a legnagyobb arányban (LUCHERINI et al. 1995).

Olaszország tengerparti területein a faj leginkább a bozótosokat, a réteket és a fenyveseket preferálja. Télen a bozótosok, míg nyáron a rétek felé mutatható ki eltolódás a kedveltségben. A fenyvesek használatában nincs szignifikáns szezonális változás (CAVALLINI & LOVARI 1991).

Franciaországi hegyvidéki élőhelyen a leggyakrabban az erdőket és az erdős legelőket használja a faj. Azonban elkerülés mutatható ki a nyílt területek felé. Ettől a trendtől csak a

nyári időszakban tér el a preferencia, ilyenkor a nyílt területeken töltik idejüket az egyedek (WEBER & MEIA 1996).

Lengyelország nyugati részén, főként mezőgazdasági területen tanulmányozták a róka által kotorékásásra választott élőhelyeket. A legtöbb várat a vízelvezető árkok oldalában (57%) és a mocsarak szélén találták (18%). Kifejezetten magas kedveltség volt kimutatható a déli kitettségű lejtők felé, míg a nyugati oldalakat elkerülte a faj (GOLDYN et al. 2003).

Fehéroroszországban fenyő és lomb-elegyes vegetációjú erdőben végzett élőhely-preferencia vizsgálat eredménye azt mutatta, hogy a homoktalajon a rókasűrűség hatoda az agyagtalajon tapasztalt denzitásnak (SIDOROVICH et al. 2006).

Egy 1986-os felmérés azt mutatta ki, hogy az angliai és walesi városokban a róka az elhagyott épületeket (lakóházakat, gyárakat) búvóhelyként használja, valamint az egyre kedvezőtlenebb adottságú élőhelyekhez is folyamatosan adaptálódik (HARRIS & RAYNER 1986).

A Doñana Nemzeti Park területén végzett felmérés azt mutatta ki, hogy a vörös róka a mediterrán cserjéseket (40%) és a legelőket preferálja. Szezonális változás nem volt tapasztalható az élőhely-használatban (FEDRIANI et al. 1999).

MELA és WEBER (1992) a kölyöknevelésre használt kotorékok és a csak lakott kotorékok közötti különbséget vizsgálta egy hegyvidéki élőhelyen. A felmérés során talált 62 rókavár 19,4%-ában folyt kölyöknevelés. Szignifikáns eltérés csak a nyomsűrűségben mutatkozott. A kutatók arra figyeltek fel, hogy mintha a róka a borz által ásott kotorékokat használná a kölyöknevelésre, de végül ez a feltételezés statisztikailag nem volt igazolható.

Hazai vizsgálat csak kis számban készült a róka élőhelyválasztásáról, de ezek eredményeiből is kiderül, hogy szinte területenként mást preferál a faj.

HORVÁTH (2006) felmérése során azt találta, hogy a róka az akácosokat (75%) és a fenyő-cserje elegyeseket (72%) részesíti előnyben, a tölgyes vegetációt azonban kerüli.

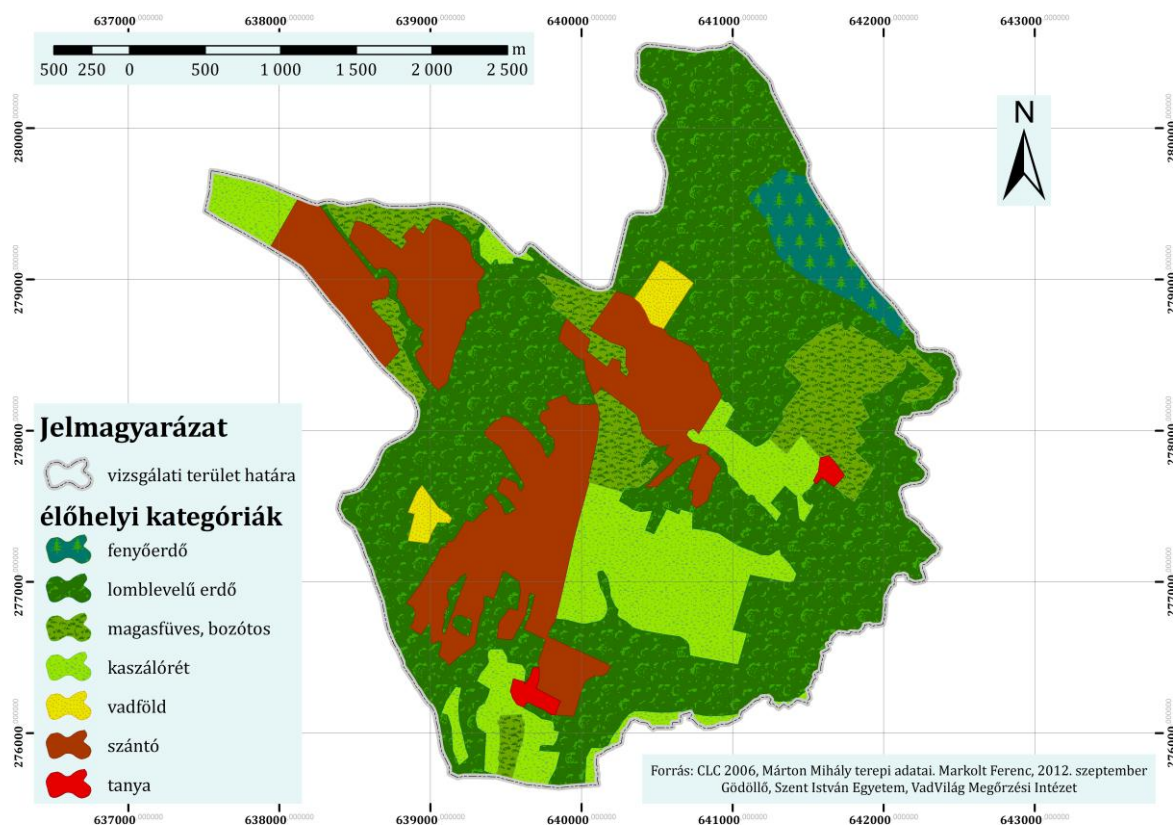
KÁSA (2007) egy kisalföldi területen vizsgálta a róka élőhely-preferenciáját. A legkedveltebb élőhelynek az árkok mutatkoztak, a második preferált élőhelytípus a fásor volt, ezt az erdőfolt követte. A legkevesebb róka kotorék nádasban lett feljegyezve.

3. MÓDSZEREK

3.1. A VIZSGÁLATI TERÜLET KIJELÖLÉSE ÉS BEMUTATÁSA

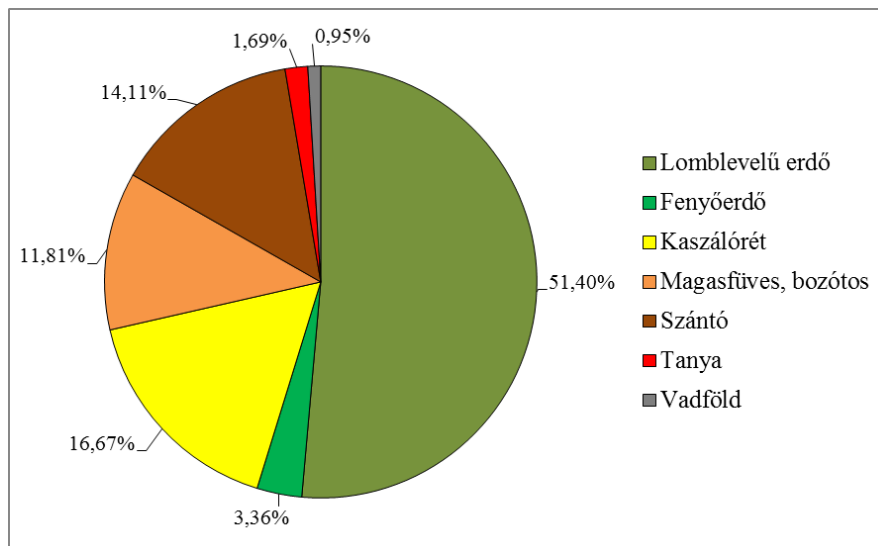
A vizsgálati terület kijelölését a Google Earth számítógépes program segítségével végeztem. Fontos szempont volt, hogy a felmérés helyszínét szabad szemmel jól felismerhető tereptárgyak határolják (pl.: út, kerítés, patak, árok, villanyvezeték, stb.), jelentősen megkönnyítve a tájékozódást. A könnyebb haladás és a felmérés pontossága miatt fontosnak tartottam, hogy lehetőleg minél kevesebb lekerített birtokot foglaljon magába az általam kijelölt terület. Miután a határokat elektronikusan kijelöltem, két napot igénybe vevő (2011. február 4. és 11.) terepi szemlét tartottam, melynek során a kérdésesnek tűnő területrészek járhatóságát vizsgáltam. A terep ellenőrzését követően, a Google Earth-ben és egy turistatérképen is rögzítettem a vizsgálati terület végleges kiterjedését.

Felmérésemet egy a Börzsöny-hegység déli oldalán fekvő 1256,7 hektáros területen végeztem (1. ábra). A vizsgálati helyszín öt település (Kóspallag, Márianosztra, Szob, Zebegény és Nagymaros) között helyezkedik el, azonban közvetlenül egyikkel sem érintkezik. A domborzat tagolt, árkok, dombok, patak völgyek, szakadékok szabdalják (összesen hat vízfolyás található a térségben). A legmélyebb pont 140 méteres tengerszint feletti magasságon található, a legmagasabb pedig eléri a 335 métert (Piroska-hegy). A területet északról, nyugatról és keletről közút, míg délről a Malomvölgyi-patak határolja.



1. ábra: A főbb élőhelytípusok elhelyezkedése a vizsgálati területen

A terület 54,8%-a (688,2 hektár) erdővel borított (2. ábra), amelynek uralkodó fafajai a csertölgy (*Quercus cerris*) és a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), ezen kívül jelentős mennyiségben fordul elő benne gyertyán (*Carpinus betulus*) és erdei fenyő (*Pinus sylvestris*) is. Az erdők cserjeszintje gazdag. A nyílt terület egy része mezőgazdasági művelés alatt áll (73,9%), ennek megközelítően fele kaszáló, fele gabonatermő terület. A másik része magasfüves-bozótos (26,1%). Vadföld a vizsgálati terület 1%-át teszi ki, ez 12 hektárt jelent.



2. ábra: Az élőhelytípusok százalékos aránya a vizsgálati területen

A terület vadgazdálkodása alapvetően a nagyvadfajokra épül, ezek a gímszarvas (*Cervus elaphus*), a vaddisznó (*Sus scrofa*), a muflon (*Ovis ammon musimon*) és az őz (*Capreolus capreolus*). Az apróvad mennyisége nem számottevő.

3.2. AZ ADATGYŰJTÉS MÓDSZERE, A TEREPI FELMÉRÉS ELŐKÉSZÍTÉSE ÉS AZ ADATOK FELVÉTELEZÉSE

A terepi felmérés módszereként a rugalmas sávós becslést (stripe transect) alkalmaztam (HELTAI & SZEMETHY 2010). 1:40000-es méretarányú turistatérképen kilenc észak-dél tájolású, egymással párhuzamos vonalat jelöltem ki, melyek között 500 méter volt a távolság. A vonalakat római számmal jelöltem. Ezután egy 1:25000-es méretarányú térképen megismételtem a vonalak felrajzolását, ez a térkép a kitorékok, valamint a vegetáció feljegyzésére szolgált. Az adatok még pontosabb rögzítéséhez a Vadvilág Megőrzési Intézet Geko 201 típusú GPS-ét használtam. A felmérés megkezdése előtt egy héttel többször kimentem a területre, hogy meggyőződjem a borzok aktivitásáról.

A terület bejárását 2011. február 18-án kezdtem. Ekkor a növényzet takarása még nem akadályozta az adatok felvételezését. A felmérés négy napot vett igénybe. Tájékozó és térkép segítségével sorszámozás szerint haladtam végig a vonalakon, mindeközben a GPS-en, az 1:25000-es méretarányú térképen és a naplóban feljegyeztem a vonal jobb és bal oldalán a vegetáció változását, valamint azt a távolságot, amelyből egy kitorék még biztonsággal

észlelhető. A megtalált kotorékokat GPS-en és térképen jelöltem, valamint a naplóban és a jegyzőkönyvben (melléklet: 10. ábra) rögzítettem paramétereiket. Feljegyeztem a kotorék sorszámát, a biztonságos látótávolságot, a lakottságot, azt, hogy melyik fajhoz tartozik, a kijáratok számát, a lakottságra utaló jeleket (nyom, ürülék, latrina, szag, zsákmánymaradvány), és a vegetációt. A felmérés során 16 kotorékot tártam fel. A lakott róka- és borzvárak megállapítása egyértelmű volt, mindegyiknél találtam lakottságra és fajra utaló jelet is. Legtöbb esetben a szag bizonyult döntőnek, de segítségemre voltak a lábnyomok, a táplálékmaradványok, a latrinák, a kiásott föld elrendezése és egy-két esetben a szőr is. Mindennek ellenére a tévedés lehetősége teljes mértékben nem zárható ki.

Az erdőterületekről pontos adatokat (főfafaj, erdő kora) az Ipoly Erdő Zrt. Nagymarosi erdészetétől szereztem be. A vizsgálat megbízhatóságának növelése érdekében 2012. január 17., 23., 27., 30-án és február 2-án újabb kotorékokat kerestünk a területen. Ennek során minden élőhelytípust véletlenszerűen végigjártunk és a megtalált kotorékok paramétereit a 2011-es vizsgálatnál ismertetett módon rögzítettük, valamint a korábbi felmérés során talált kotorékok lakottságát újra ellenőriztük. A kotorékok pontos helyét Garmin Etrex 20-as GPS-en rögzítettük. A 2012-es adatgyűjtés során 37 új kotorékot tártunk fel. Ez alapján összesen 53 kotorék pontos elhelyezkedését ismerem a területen.

3.3. A KOTORÉKSŰRŰSÉG BECSLÉSE A TEREPI FELMÉRÉS ADATAI ALAPJÁN

A kotoréksűrűség megállapításához a 2011-es terepi felmérés során feljegyzett adatokat használtam, mert az ekkor alkalmazott módszerrel lehetséges a becslés elvégzése. A számításokat Microsoft Excel 2010 táblázatkezelő programban, valamint Google Earth segítségével végeztem. A vegetáció hossza és az ehhez tartozó biztonságos látótávolság minden vonalon jegyezve volt, így vonalanként ki tudtam számolni a ténylegesen belátott területet. Minden vonalhoz felírtam, hogy fajonként hány darab kotorékot találtam. Ezután megadtam a vonalankénti kotoréksűrűséget darab/hektár mértékegységben. Ezt követően kiszámoltam vonalanként a kotoréksűrűséget darab/100 hektár mértékegységben, majd ezeket az eredményeket átlagoltam, valamint a szórást is kiszámoltam. Az így kapott adatot felszoroztam 1000 hektárra, ezáltal megkaptam a vizsgálati terület fajonkénti kotoréksűrűségét darab/1000 hektár mértékegységben.

A kotoréksűrűséget egy másik módszerrel is kiszámoltam. Hét alkalommal véletlenszerűen öt-öt vonal sűrűség értékének átlagát vettem és az így kapott hét érték számtani átlagát 1000 hektárra felszorozva kaptam meg a mintaterület kotoréksűrűségét. A statisztikai mintavétel előnye, hogy elsimítja az egyes vonalakon talált sűrűségi értékek eltéréseit, így csökkenti a szórást, tehát pontosabbá teszi a becslést (HELTAI & KOZÁK 2004).

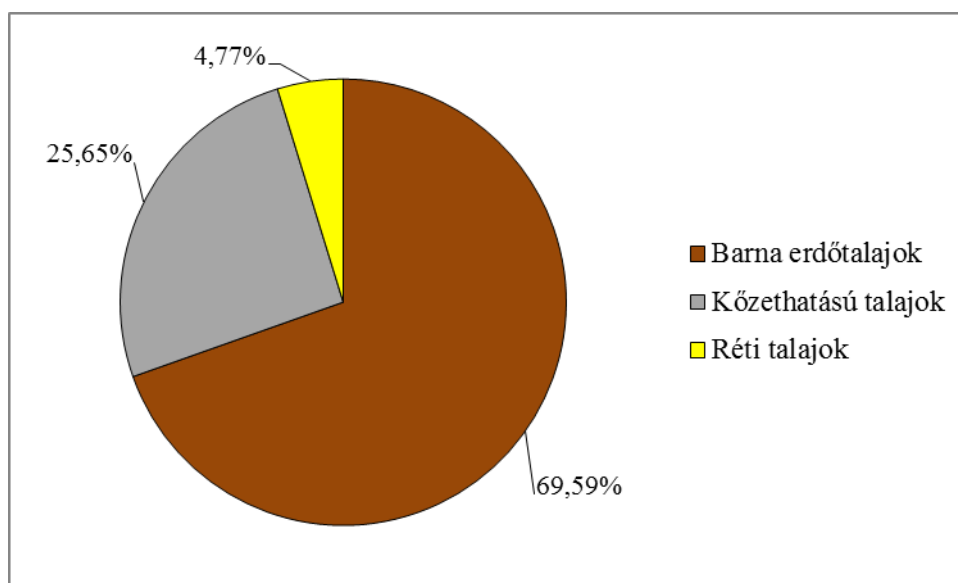
A kotoréksűrűségi adatok alapján a területen élő róka törzsállományának méretét is kiszámoltam. A faj a koslatás időszakában a territórium területén található kotorékok nagy részét végigjárja és megjelöli, az egy-két kijáratosakat valójában inkább csak a nyár folyamán ideiglenes búvóhelyként használja (HELTAI 2010). A kölyöknevelés időszakában tartalék kotorékot (veszély esetén ide hordja át kölykeit) is tart fenn (MELA & WEBER 1992, FARAGÓ 2006). Ezek alapján csak a nagyobb, legalább három kijáratral rendelkező várakat vettem figyelembe, amelyeket a kölyöknevelés során és az év jelentős részében használ. Váranként két rókát (egy kan és egy szuka) feltételeztem (HELTAI 2010).

3.4. AZ ÉLŐHELY-PREFERENCIA KISZÁMÍTÁSA A VEGETÁCIÓ ÉS A GENETIKAI TALAJTÍPUS ALAPJÁN

Az élőhely-preferencia kiszámításához a vizsgálati területet (a preferencia értékek nagyobb megbízhatósága érdekében) három különböző vegetáció kategóriára (lomblevelű; fenyves, fenyőelegyes; gyepterület, szántó) osztottam fel. A kategóriák területét a Corine Land Cover 50 (CLC50) felszínborítási adatbázis fedvényei adták. A fedvények tipizálása Google Earth-ben történt. Az élőhelytípusok területét ArcGIS 9.3. verziójú térinformatikai rendszerrel adtuk meg. A preferencia számításához kizárólag a lakott kotorékokat használtam fel. Mindkét faj esetében χ^2 -próbával ellenőriztem (BYERS et al. 1984), hogy válogatnak-e a vegetációtípusok között. Ezt követően Ivlev-indexszel adtam meg élőhelytípusonként a preferencia értékeket (STRAUSS 1979). A preferencia értékek megbízhatóságát Bonferroni Z-tesztel vizsgáltam (BYERS et al. 1984). A két ragadozó élőhelyválasztását χ^2 -próbával hasonlítottam össze. A statisztikai számításokat a Microsoft Excel 2010 táblázatkezelő programmal és a GraphPad InStat számítógépes statisztikai programmal végeztem.

A talajtípusok erdőterületen található arányának adatait (3. ábra) a területileg illetékes erdészettől kaptam meg. A nyílt területek talajtípusáról nem rendelkezttem elég információval, ezért a vizsgálat során az erdőterületek adták a kínálati oldalt, ez alapján a használati oldal kizárólag az erdőterületen található lakott kotorékokból állt (borz: 13 kotorék, róka: 17

kotorék). A kotorékok talajtípusonkénti eloszlásának kiszámításához mindkét faj esetében χ^2 -próbát alkalmaztam.

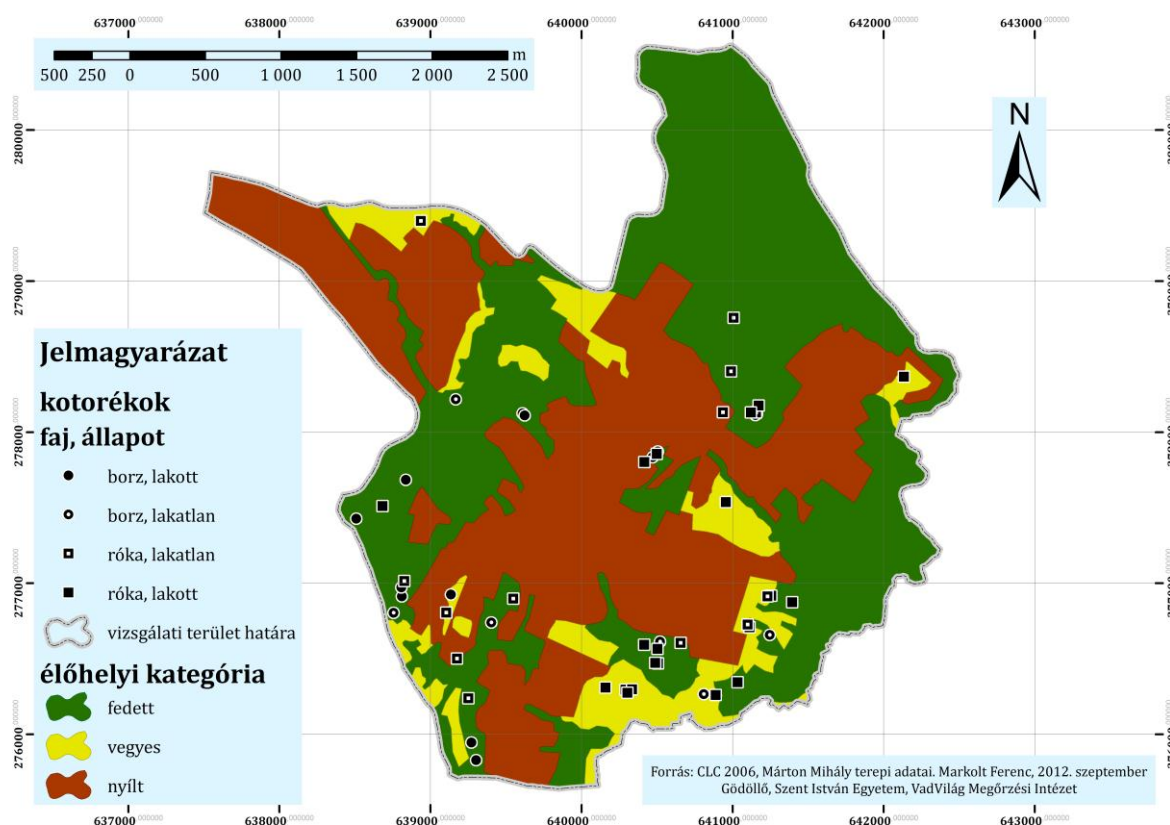


3. ábra: A genetikai talajtípusok aránya az erdőterületen

3.5. AZ ÉLŐHELY-PREFERENCIA KISZÁMÍTÁSA A VEGETÁCIÓ ÖKOLÓGIAI FUNKCIÓ SZERINTI KATEGORIZÁLÁSA ALAPJÁN

A kategóriák területét ennél a vizsgálatnál is a CLC50 felszínborítási adatbázis fedvényei adták. A kínálati oldal pontos meghatározása érdekében egyes fedvények területét módosítani kellett, mert a CLC50 tipizálása nem egyezett meg a vizsgálat során alkalmazott tipizálási módszerrel. Például, ha egy lomblevelű erdőtömb felét a területileg illetékes erdészet vágásos erdészeti üzemmód során eltávolította a területről, akkor ezt a területet a vizsgálat az ökológiai funkció eltérése miatt más élőhelykategóriába sorolta, mint a megmaradt szálerdőt, a CLC50 azonban nem tesz ilyen különbséget. A CLC50 fedvényeinek módosítása az ArcGIS 9.3. verziójú térinformatikai rendszerrel történt, ezáltal a módosított fedvények topológiailag pontosan illeszkednek egymáshoz. A fedvények módosítását a vizsgálati terület három élőhelykategóriába (fedett, nyílt, vegyes) való tipizálása követte. A fedett kategóriába kizárólag azok az erdőtömbök kerültek, amelyek zárt lombkoronájú erdőt alkottak. A nyílt kategóriába a mezőgazdasági művelés alatt álló területszemperek, valamint a rét és parlag területek kerültek. A vegyes kategóriába a cserjések és a fiatal erdőtömbök lettek

besorolva (4. ábra). A tipizálást követően az élőhely-preferencia kiszámítása χ^2 -próbával, Ivlev-indexszel és Bonferroni-Z teszttel történt. A két ragadozó kotorékhely ásásra választott élőhelyeinek eloszlását, χ^2 -próbával hasonlítottam össze. A vizsgálatban kizárólag a lakott kotorékok szerepeltek. A statisztikai számításokat a Microsoft Excel 2010 táblázatkezelő programmal és a GraphPad InStat számítógépes statisztikai programmal végeztem.

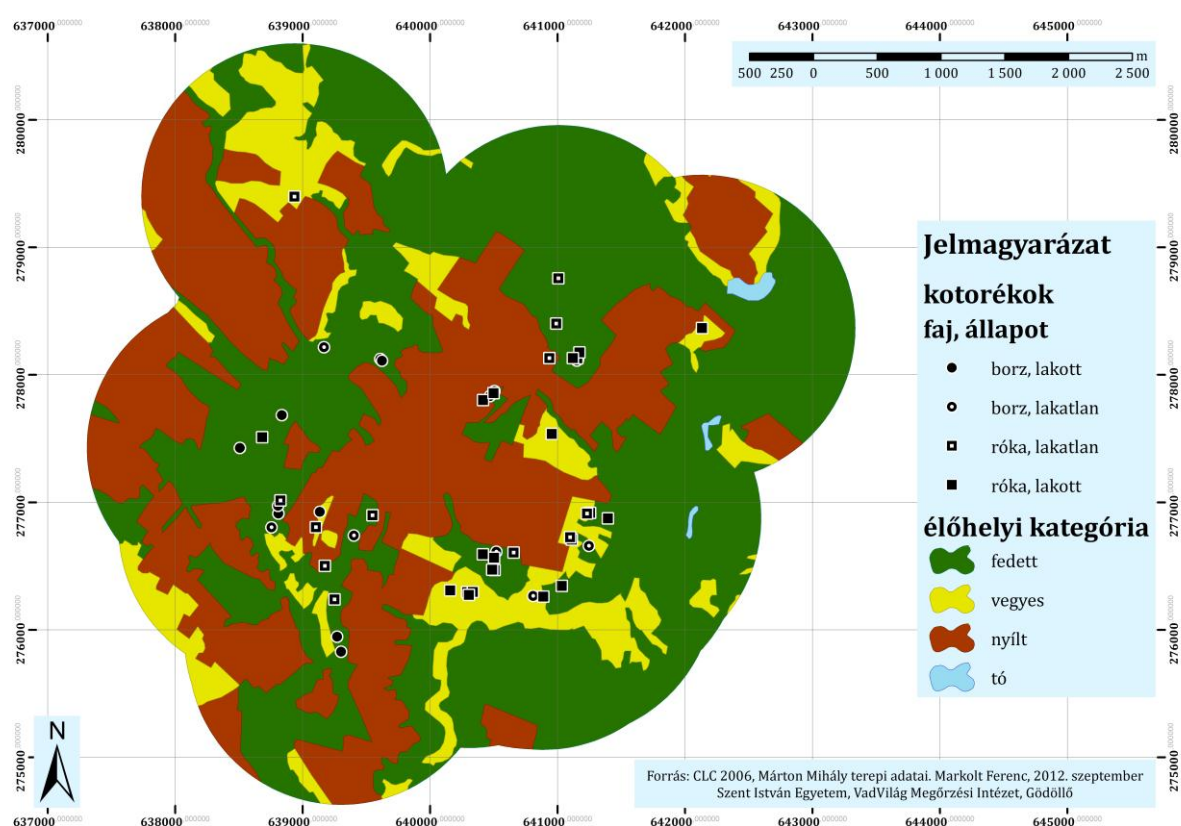


4. ábra: Az élőhelytípusok elhelyezkedése a vizsgálati területen, az ökológiai funkción alapuló tipizálás alapján

3.6. A KOTORÉKOK KÖRÜLI ÉLŐHELYI ARÁNYOK ÉS AZ ÉLŐHELYI DIVERZITÁS VIZSGÁLATA

A fentebb ismertetett vizsgálatok az élőhely kínálati oldalának a teljes vizsgálati terület élőhelyi forrásait tekintették. Ez a módszer, azonban a kotorékok közelében vizsgálja az élőhelyi arányok alakulását. 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 lakott nagy várak köré is egy 1200 (452,16 hektár) (5. ábra), egy 800

(200,96 hektár) és egy 400 méter sugarú (50,24 hektár) kör alakú puffert vettünk fel. Az egyes körök területe megegyezett a két faj kontinentális égöv alatt mért mozgáskörzetével (WEBER & MEIA 1996, TUYTTENS et al. 2000, KOWALCZYK et al. 2003, KOWALCZYK et al. 2006). A körökön belül az élőhelyek (fedett, nyílt, vegyes) területét a módosított CLC50 fedvények adták. A borz és a róka kotorékai körüli különböző méretű puffereken belül az élőhelyi arányokat a GraphPad InStat számítógépes statisztikai programban Kétmintás t-próbával, illetve Welch-próbával hasonlítottam össze (RUXTON 2006).



5. ábra: Az élőhelytípusok elhelyezkedése az 1200 méter sugarú pufferen belül

Az egyes puffereken belül az élőhely változatosságának értéke Simpson és Shannon diverzitás-indexszel lett megadva (SMITH & GRASSLE 1977, MAGURRAN 2004). Mindkét diverzitás-index értékét a Buja's Diversity Calculator programmal határoztuk meg. Az adatok összehasonlítása GraphPad InStat számítógépes statisztikai programban Kétmintás t-próbával, illetve Welch-próbával történt.

3.7. KISEMLŐS LYUKSŰRŰSÉG BECSLÉS

A kisémlős lyuksűrűség becslést 2012. február 25., 26-án és március 2., 3., valamint 4-én végeztük. Ennek során a kisémlős lyukak a legalább három kijáratral rendelkező lakott nagy váráktól kiindulva észak, dél, kelet és nyugat irányban két-két 400 méter hosszúságú vonalon, vonalanként 2 méter szélességben lettek felmérve. A két vonal egymástól 5 méter távolságban párhuzamosan futott, hogy a két becselő ugyanazt a lyukat kétszer ne jegyezhesse fel. A vonalon való pontos haladás érdekében Garmin Etrex 20 típusú GPS-t használtunk. Csak azok a lyukak kerültek jegyzőkönyvbe (melléklet: 11. ábra), amelyek a VÁCZI és ALTBÄCKER (2005) által meghatározott pocoklyuk kritériumoknak megfeleltek, azaz lyukátmérőjük nem haladta meg a 4 cm-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 kisémlős lyuksűrűséget a GraphPad InStat számítógépes statisztikai programban Welch-próbával hasonlítottam össze.

3.8. AZ ÉLŐHELYI ARÁNYOK, A DIVERZITÁS-INDEXEK ÉS A KISEMLŐS LYUKSŰRŰSÉG KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS VIZSGÁLATA

A lakott nagy várak közvetlen környezetében (400 méter sugarú puffer) mért élőhelyi arányok, diverzitás-indexek és kisémlős lyuksűrűség között regresszióanalízissel vizsgáltam, hogy az egyik változó változásával a másik milyen irányban és mennyit változik (REICZIGEL et al. 2010). Ezt követően a regressziós egyenes megbízhatóságát varianciaanalízissel számítottam ki (REICZIGEL et al. 2010). A varianciaanalízis megmutatja a két változó közötti kapcsolat szorosságát. Egyszerű lineáris regresszió esetén a varianciaanalízis és az egyenes meredekségének tesztelésére végzett t-eloszlás ekvivalens, az F-érték a t-érték négyzete, ezáltal a p-értékek megegyeznek (REICZIGEL et al. 2010). Ez azt jelenti, hogy az egyik statisztikai próba eredménye a másik próba eredményét is megadja. A számításokat a GraphPad InStat számítógépes statisztikai programmal végeztem.

4. EREDMÉNYEK

4.1. A KÉT RAGADOZÓ KOTORÉKSŰRŰSÉGE

A 2011-es vizsgálat során a teljes belátott terület 264,7 hektár volt (1. táblázat), ezen összesen négy darab borz kotorékot találtam, amelyből hármat ítéltam lakottnak. Ez alapján a borz kotoréksűrűség 14,2 darab/1000 hektár, a lakott kotorékok sűrűsége pedig 12,2 darab/1000 hektár.

Vonal	Útvonal hossza (m)	Belátott terület (ha)	Lakott borz kotorék (db)	Összes borz kotorék (db)	Lakott borz kotorék (db/100ha)	Összes borz kotorék (db/100ha)	Lakott róka kotorék (db)	Összes róka kotorék (db)	Lakott róka kotorék (db/100ha)	Összes róka kotorék (db/100ha)
I.	360	10,800	0	0	0,000	0,000	0	0	0,000	0,000
II.	1183	14,700	1	1	6,803	6,803	0	0	0,000	0,000
III.	4090	42,200	1	1	2,370	2,370	2	2	4,739	4,739
IV.	4116	38,500	0	0	0,000	0,000	0	0	0,000	0,000
V.	3566	37,600	0	0	0,000	0,000	1	1	2,660	2,660
VI.	4920	54,800	1	2	1,825	3,650	4	4	7,299	7,299
VII.	5136	40,600	0	0	0,000	0,000	4	4	9,852	9,852
VIII.	3765	18,700	0	0	0,000	0,000	0	0	0,000	0,000
IX.	1860	6,800	0	0	0,000	0,000	1	1	14,706	14,706
Összesen:	28996	264,700	3	4			12	12		
Átlag:	3222				1,222	1,425			4,362	4,362
Szórás:					2,285	2,422			5,302	5,302
		kotorék sűrűség (db/1000ha):			12,2	14,2			43,6	43,6

1. táblázat: A borz és a róka kotoréksűrűsége a vizsgálati területen

A róka esetében összesen 12 darab kotorékot találtam, amelyek mindegyikét lakottnak ítéltam meg. Ez alapján az összes kotorék és a lakott kotorékok sűrűsége is 43,6 darab/1000 hektár (1. táblázat).

A kotoréksűrűsége a sávokból vett minta alapján is kiszámoltam (lásd: 3.3. fejezet). Ebben az esetben az összes borz kotorékra 17,9 darab/1000 hektár, míg a lakott borz kotorékra 15,8 darab/1000 hektár értéket kaptam (2. táblázat). A róka esetében az összes kotorékot és a lakott kotorékokat tekintve is 36,6 darab/1000 hektár a sűrűség.

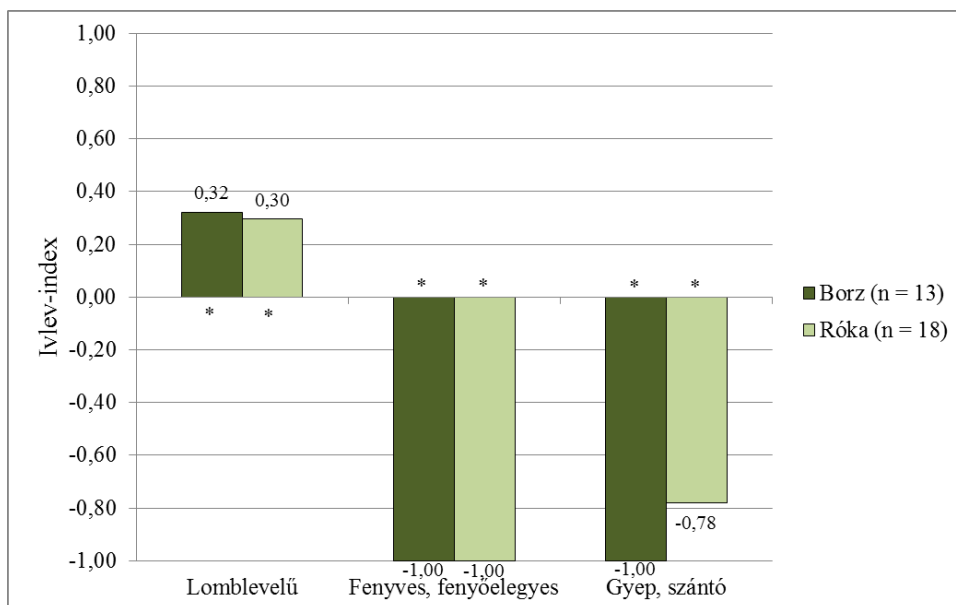
Statisztikai mintavétel sorszáma	Lakott borz kotorék (db/100ha)	Összes borz kotorék (db/100ha)	Lakott róka kotorék (db/100ha)	Összes róka kotorék (db/100ha)
1	1,83	1,83	3,45	3,45
2	0,36	0,73	6,37	6,37
3	1,36	1,36	2,50	2,50
4	2,20	2,56	5,88	5,88
5	1,36	1,36	2,50	2,50
6	2,20	2,56	2,94	2,94
7	1,73	2,09	1,99	1,99
Átlag:	1,58	1,79	3,66	3,66
Szórás:	0,64	0,68	1,75	1,75
(db/1000ha):	15,8	17,9	36,6	36,6

2. táblázat: A két ragadozó statisztikai mintavétel alapján becsült kotoréksűrűsége

A kotoréksűrűségi adatok alapján, a területen élő róka törzsállományának méretére is következtettem (lásd: 3.3. fejezet). 2011-ben öt várat tártam fel, ez alapján a kapott törzsállomány 37,8 róka/1000 hektár méretű.

4.2. A KÉT RAGADOZÓ ÉLŐHELYVÁLASZTÁSA A VEGETÁCIÓ ÉS A GENETIKAI TALAJTÍPUS ALAPJÁN

A két ragadozó élőhely-preferenciáját a vegetáció alapján vizsgálva, mind a borz ($\chi^2 = 12,289$; $df = 2$; $p = 0,002$; $n = 13$), mind a róka ($\chi^2 = 13,356$; $df = 2$; $p = 0,001$; $n = 18$) esetében válogatás volt kimutatható. Mindkét faj szignifikánsan preferálta a lomblevelű erdőt (6. ábra), és statisztikailag alátámaszthatóan elkerülte a fenyves és a gyep, szántó vegetációt (borz: $Z(3) = 2,407$; $p < 0,05$; $n = 13$; róka: $Z(3) = 2,407$; $p < 0,05$; $n = 18$).



6. ábra: A két ragadozó borsönyi élőhely-preferenciája a vegetáció alapján
(„*”: $p < 0,05$; „NS.”: $p \geq 0,05$)

A kotorékok vegetációtípusonkénti eloszlásának összehasonlításához, a három vegetációtípust kettőbe kellett összevonnom (3. táblázat), hogy a χ^2 -próba elvégezhető legyen. A statisztikai próba alapján szignifikáns különbség nem mutatható ki a két ragadozó élőhelyválasztásában ($\chi^2 = 0,746$; $df = 1$; $p = 0,387$; $n = 31$).

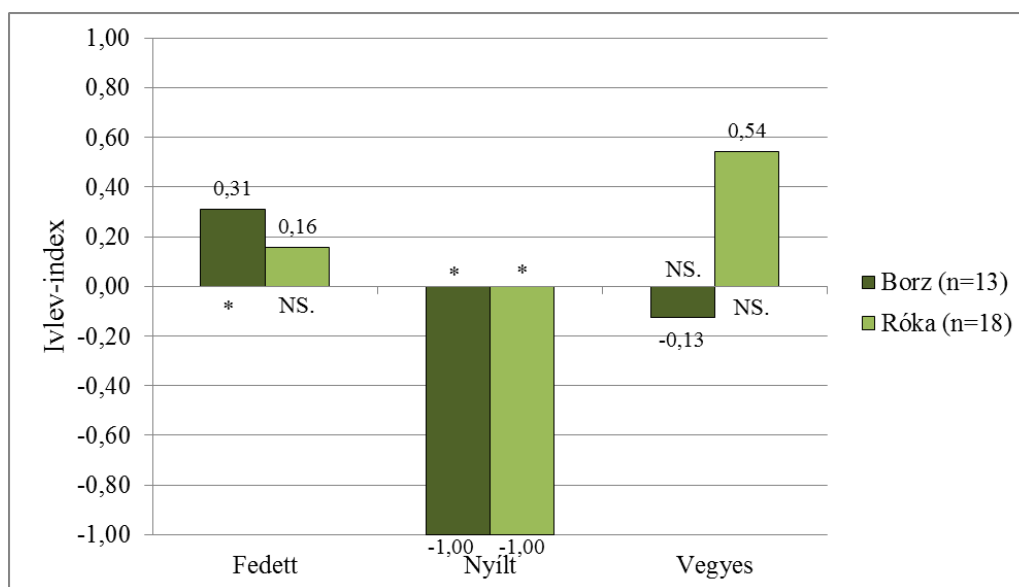
<i>Összevont vegetációtípusok</i>	<i>Lakott borz kotorék/élőhely (db)</i>	<i>Lakott róka kotorék/élőhely (db)</i>	ÖSSZESEN
Fás vegetáció	13,00	17,00	30,00
Nyílt területek	0,00	1,00	1,00
ÖSSZESEN	13,00	18,00	31,00

3. táblázat: A két ragadozó kotorékainak vegetációtípusonkénti eloszlása a Borsönyben

A genetikai talajtípus alapján sem a borz ($\chi^2 = 0,754$; $df = 2$; $p = 0,686$; $n = 13$), sem a róka esetében ($\chi^2 = 4,870$; $df = 2$; $p = 0,087$; $n = 17$) nem mutatható ki válogatás.

4.3. A KÉT RAGADOZÓ ÉLŐHELYVÁLASZTÁSA A VEGETÁCIÓ ÖKOLÓGIAI FUNKCIÓ SZERINTI KATEGORIZÁLÁSA ALAPJÁN

A borz és a róka élőhelyválasztását a vegetáció ökológiai funkciója szerint vizsgálva, mindkét faj esetében kimutatható, hogy válogat az élőhelytípusok között (borz: $\chi^2 = 10,575$; df = 2; p = 0,005; n = 13; róka: $\chi^2 = 18,684$; df = 2; p < 0,001; n = 18). A borz fedett élőhelytípus felé mutatott preferenciája és a nyílt területek esetében mutatót elkerülése szignifikáns (Z (3) = 2,407; p < 0,05; n = 13). A róka statisztikailag igazolhatóan elkerülte a nyílt élőhelyet (Z (3) = 2,407; p < 0,05; n = 18) (7. ábra).



7. ábra: A borz és a róka borszőnyi vegetációtípus-preferenciája az ökológiai funkció szerinti csoportosítás esetén
(„*”: p < 0,05; „NS.”: p ≥ 0,05)

A kotorékok vegetációtípusonkénti eloszlásának összehasonlításához, a három vegetációtípust kettőbe kellett összevonnom (4. táblázat), hogy a Chi²-próba elvégezhető legyen. A statisztikai próba alapján szignifikáns különbség nem mutatható ki a két ragadozó élőhelyválasztásában ($\chi^2 = 2,839$; df = 1; p = 0,092; n = 31).

<i>Összevont élőhelytípusok</i>	<i>Lakott borz kotorék/élőhely (db)</i>	<i>Lakott róka kotorék/élőhely (db)</i>	ÖSSZESEN
Fedett	12,00	12,00	24,00
Nyílt	1,00	6,00	7,00
ÖSSZESEN	13,00	18,00	31,00

4. táblázat: A két ragadozó kotorékainak vegetációtípusonkénti eloszlása az ökológiai funkció szerinti csoportosítás esetén

4.4. A KOTORÉKOK KÖRÜLI ÉLŐHELYI ARÁNYOK ÉS AZ ÉLŐHELYI DIVERZITÁS ÖSSZEHASONLÍTÁSA

A különböző élőhelytípusok arányait összehasonlítva az 1200 méter sugarú pufferen belül az összes kotorék esetében a fedett ($t = 0,657$; $df = 51$; $p = 0,514$; $n = 53$) és a nyílt élőhelyet ($t = 1,949$; $df = 51$; $p = 0,056$; $n = 53$) vizsgálva nem volt szignifikáns különbség, ezzel szemben a róka kotorékok esetében a vegyes élőhely ($t = 2,392$; $df = 51$; $p = 0,020$; $n = 53$) kimutathatóan magasabb arányú volt (5. táblázat). A lakott kotorékokat összehasonlítva az látható, hogy a vegyes élőhely a róka kotorékoknál ($t_w = 3,941$; $df = 26$; $p < 0,001$; $n = 31$), a nyílt élőhely a borz kotorékoknál szignifikánsan nagyobb arányú ($t_w = 2,413$; $df = 25$; $p = 0,023$; $n = 31$). A fedett élőhely esetében különbség nem volt kimutatható ($t_w = 0,164$; $df = 27$; $p = 0,871$; $n = 31$). A lakott nagy várak esetében a vegyes élőhelytípus a róka kotorékok körül szignifikánsan magasabb arányú volt ($t = 3,110$; $df = 14$; $p = 0,007$; $n = 16$), a másik két élőhelytípus arányában statisztikailag igazolható különbség nem mutatkozott (fedett: $t = 0,120$; $df = 14$; $p = 0,905$; $n = 16$; nyílt: $t = 1,881$; $df = 14$; $p = 0,080$; $n = 16$).

A 800 méter sugarú pufferen belül az összes kotorékot vizsgálva a róka kotorékok körül a vegyes élőhely aránya szignifikánsan magasabbnak mutatkozott ($t = 2,330$; $df = 51$; $p = 0,023$; $n = 53$). A fedett ($t = 1,172$; $df = 51$; $p = 0,247$; $n = 53$) és nyílt élőhelyek ($t = 0,501$; $df = 51$; $p = 0,618$; $n = 53$) arányában szignifikáns különbség nem volt kimutatható. A lakott kotorékok esetében a vegyes élőhely kimutathatóan magasabb arányú volt a róka kotorékok körül ($t_w = 4,813$; $df = 19$; $p < 0,001$; $n = 31$). A fedett ($t = 1,612$; $df = 29$; $p = 0,117$; $n = 31$) és a nyílt vegetációt ($t = 0,787$; $df = 29$; $p = 0,437$; $n = 31$) tekintve az élőhelyi szerkezet nem különbözött. A két ragadozó lakott nagy várai körül az élőhelyi arányok a vegyes vegetációt tekintve a róka esetében magasabbnak mutatkoztak ($t_w = 4,388$; $df = 6$; $p = 0,004$; $n = 16$). A

másik két élőhelytípus esetén szignifikáns különbség nem volt kimutatható (fedett: $t = 1,633$; $df = 14$; $p = 0,124$; $n = 16$, nyílt: $t = 0,862$; $df = 14$; $p = 0,403$; $n = 16$).

A 400 méter sugarú pufferen belül az összes kotorékot vizsgálva a róka kotorékok körül a vegyes élőhely szignifikánsan magasabb arányban volt jelen ($t_w = 3,288$; $df = 50$; $p = 0,001$; $n = 53$). A fedett ($t = 1,525$; $df = 51$; $p = 0,133$; $n = 53$) és a nyílt élőhelyek ($t = 0,903$; $df = 51$; $p = 0,371$; $n = 53$) esetén különbség nem volt kimutatható. A lakott kotorékokat nézve a vegyes élőhely aránya a róka esetében szignifikánsan magasabb volt ($t_w = 4,381$; $df = 19$; $p < 0,001$; $n = 31$), a fedett ($t = 1,805$; $df = 29$; $p = 0,081$; $n = 31$) és a nyílt ($t = 1,355$; $df = 29$; $p = 0,185$; $n = 31$) élőhelyek arányában nem volt eltérés. A lakott nagy várak esetében a fedett ($t_w = 2,074$; $df = 11$; $p = 0,062$; $n = 16$) és a nyílt ($t = 1,376$; $df = 14$; $p = 0,190$; $n = 16$) vegetációt tekintve az élőhelyi szerkezet statisztikailag igazolhatóan nem különbözött. A vegyes élőhely aránya a róka kotorékok körül szignifikánsan magasabb volt ($t_w = 4,668$; $df = 6$; $p = 0,003$; $n = 16$).

Puffer	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 $\pm$ SD	Átlag $\pm$ SD		Átlag $\pm$ SD	Átlag $\pm$ SD		Átlag $\pm$ SD	Átlag $\pm$ SD	
1200	Fedett	43,6 $\pm$ 6,6	45,0 $\pm$ 8,4	$p = 0,514$	43,6 $\pm$ 5,2	44,0 $\pm$ 9,7	$p = 0,871$	43,7 $\pm$ 5,8	43,3 $\pm$ 7,0	$p = 0,905$
	Nyílt	47,3 $\pm$ 9,7	41,6 $\pm$ 10,8	$p = 0,056$	49,6 $\pm$ 5,6	41,8 $\pm$ 12,1	$p = 0,023$	49,0 $\pm$ 5,9	40,9 $\pm$ 10,9	$p = 0,080$
	Vegyes	9,1 $\pm$ 5,7	13,4 $\pm$ 6,8	$p = 0,020$	6,8 $\pm$ 3,5	14,2 $\pm$ 6,8	$p < 0,001$	7,3 $\pm$ 4,2	15,8 $\pm$ 6,7	$p = 0,007$
800	Fedett	45,5 $\pm$ 13,7	41,0 $\pm$ 13,2	$p = 0,246$	47,5 $\pm$ 12,9	39,4 $\pm$ 14,5	$p = 0,117$	47,4 $\pm$ 15,1	37,2 $\pm$ 7,6	$p = 0,124$
	Nyílt	45,4 $\pm$ 14,3	43,3 $\pm$ 14,9	$p = 0,618$	47,1 $\pm$ 11,6	42,8 $\pm$ 17,1	$p = 0,437$	47,9 $\pm$ 13,3	41,9 $\pm$ 14,2	$p = 0,403$
	Vegyes	9,2 $\pm$ 8,7	15,7 $\pm$ 10,6	$p = 0,023$	5,4 $\pm$ 2,3	17,8 $\pm$ 10,6	$p < 0,001$	4,7 $\pm$ 2,4	20,9 $\pm$ 9,5	$p = 0,004$
400	Fedett	50,7 $\pm$ 18,5	42,7 $\pm$ 18,7	$p = 0,133$	53,8 $\pm$ 19,7	41,9 $\pm$ 16,9	$p = 0,081$	53,3 $\pm$ 23,9	35,1 $\pm$ 9,7	$p = 0,062$
	Nyílt	40,8 $\pm$ 19,9	35,8 $\pm$ 19,4	$p = 0,371$	41,5 $\pm$ 19,0	31,3 $\pm$ 21,7	$p = 0,185$	42,6 $\pm$ 22,5	28,7 $\pm$ 16,4	$p = 0,190$
	Vegyes	8,5 $\pm$ 10,4	21,5 $\pm$ 18,5	$p = 0,001$	4,7 $\pm$ 4,7	26,8 $\pm$ 20,7	$p < 0,001$	4,1 $\pm$ 4,7	36,2 $\pm$ 17,7	$p = 0,003$

5. táblázat: A kotorékok körüli élőhelyi arányok a pufferek és a kotorék kategóriák alapján

A Simpson diverzitás érték esetében az 1200 méter sugarú pufferen belül, az összes kotorékot nézve nem volt kimutatható különbség ($t = 1,931$; $df = 51$; $p = 0,059$; $n = 53$). A lakott kotorékokat ($t_w = 2,211$; $df = 27$; $p = 0,035$; $n = 31$) és a lakott nagy várakat vizsgálva ($t = 2,384$; $df = 14$; $p = 0,031$; $n = 16$) a róka kotorékok körül szignifikánsan magasabb volt a diverzitás (6. táblázat).

A 800 méter sugarú pufferen belül, sem az összes kotorék ($t = 1,787$; $df = 51$; $p = 0,079$; $n = 53$), sem a lakott kotorékok esetében ($t_w = 2,019$; $df = 27$; $p = 0,053$; $n = 31$) nem volt kimutatható a különbség. A róka a lakott nagy várakat nézve szignifikánsan diverzebb élőhelyet választott ($t = 3,614$; $df = 14$; $p = 0,002$; $n = 16$).

A legszűkebb, azaz a 400 méter sugarú pufferen belül, az összes kotorék ($t = 1,348$; $df = 51$; $p = 0,183$; $n = 53$), valamint a lakott kotorékok esetében ($t = 1,585$; $df = 29$; $p = 0,123$; $n = 31$) nem volt kimutatható a különbség. A lakott nagy várakat nézve, azonban szignifikáns eltérés volt látható ($t_w = 2,772$; $df = 9$; $p = 0,021$; $n = 16$).

A Shannon diverzitás érték, az 1200 méter sugarú pufferen belül az összes kotorékokat nézve szignifikánsan különbözött ($t = 2,354$; $df = 51$; $p = 0,022$; $n = 53$). A lakott kotorékok ($t = 2,873$; $df = 29$; $p = 0,007$; $n = 31$) és a lakott nagy várak ($t = 2,719$; $df = 14$; $p = 0,016$; $n = 16$) esetében a róka kimutathatóan diverzebb élőhelyet választott (6. táblázat).

A 800 méter sugarú pufferen belül, az összes kotorékokat ($t = 2,092$; $df = 51$; $p = 0,041$; $n = 53$), a lakott kotorékokat ($t_w = 2,914$; $df = 27$; $p = 0,007$; $n = 31$) és lakott nagy várakat tekintve ($t = 4,284$; $df = 14$; $p < 0,001$; $n = 16$), egyaránt szignifikánsan eltérés mutatkozott.

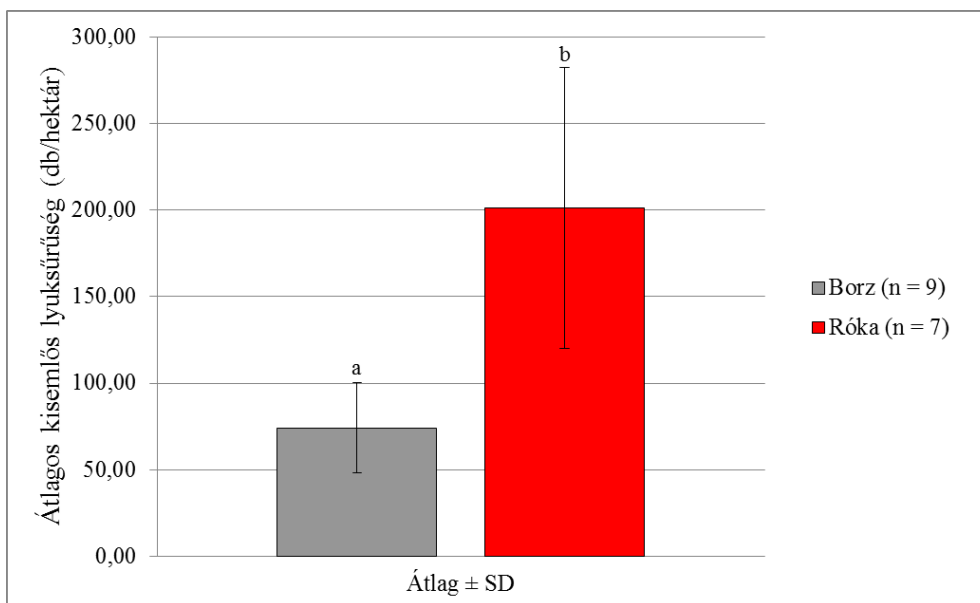
A 400 méter sugarú pufferen belül a Shannon diverzitás az összes kotorékokat ($t = 1,430$; $df = 51$; $p = 0,158$; $n = 53$) és a lakott kotorékokat ($t = 1,854$; $df = 29$; $p = 0,074$; $n = 31$) vizsgálva statisztikailag igazolhatóan nem tért el. A lakott nagy várak esetében, azonban szignifikáns volt a különbség ($t = 2,671$; $df = 14$; $p = 0,018$; $n = 16$).

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 $\pm$ SD	Átlag $\pm$ SD		Átlag $\pm$ SD	Átlag $\pm$ SD		Átlag $\pm$ SD	Átlag $\pm$ SD	
1200	Simpson	0,562 $\pm$ 0,035	0,585 $\pm$ 0,046	$p = 0,059$	0,553 $\pm$ 0,030	0,586 $\pm$ 0,052	$p = 0,035$	0,557 $\pm$ 0,035	0,602 $\pm$ 0,042	$p = 0,031$
	Shannon	0,906 $\pm$ 0,072	0,961 $\pm$ 0,087	$p = 0,022$	0,882 $\pm$ 0,060	0,965 $\pm$ 0,091	$p = 0,007$	0,890 $\pm$ 0,070	0,991 $\pm$ 0,077	$p = 0,016$
800	Simpson	0,535 $\pm$ 0,061	0,572 $\pm$ 0,079	$p = 0,079$	0,521 $\pm$ 0,053	0,574 $\pm$ 0,091	$p = 0,053$	0,508 $\pm$ 0,057	0,612 $\pm$ 0,058	$p = 0,002$
	Shannon	0,862 $\pm$ 0,105	0,938 $\pm$ 0,140	$p = 0,041$	0,829 $\pm$ 0,085	0,952 $\pm$ 0,148	$p = 0,007$	0,804 $\pm$ 0,090	1,009 $\pm$ 0,101	$p < 0,001$
400	Simpson	0,489 $\pm$ 0,136	0,541 $\pm$ 0,134	$p = 0,183$	0,465 $\pm$ 0,150	0,543 $\pm$ 0,124	$p = 0,123$	0,435 $\pm$ 0,173	0,605 $\pm$ 0,055	$p = 0,021$
	Shannon	0,784 $\pm$ 0,218	0,875 $\pm$ 0,228	$p = 0,158$	0,734 $\pm$ 0,231	0,883 $\pm$ 0,214	$p = 0,074$	0,688 $\pm$ 0,261	0,980 $\pm$ 0,137	$p = 0,018$

6. táblázat: A kotorékok körüli diverzitás indexek a pufferek és a kotorék kategóriák alapján

4.5. A KISEMLŐS LYUKSŰRŰSÉG BECSLÉS EREDMÉNYE

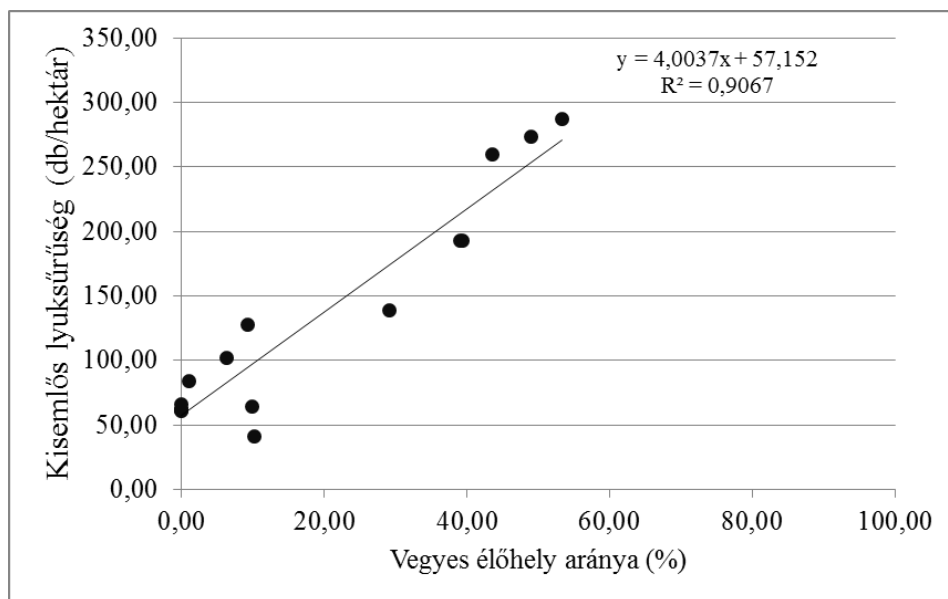
A kisémlős lyuksűrűség becslés eredménye azt mutatta, hogy a lakott rókavárak közelében (átlag $\pm$ SD: 201,12 $\pm$ 81,23 db/hektár) a kisémlős lyukak sűrűsége szignifikánsan magasabb ($t_w = 3,975$; $df = 6$; $p = 0,007$; $n = 16$), mint a borzvárak esetében (74,22 $\pm$ 26,21 db/hektár) (8. ábra).



8. ábra: A két ragadozó lakott nagy várai körüli kisemlős lyuksűrűség
(a, b: $p = 0,007$)

4.6. AZ ÉLŐHELYI ARÁNYOK, A DIVERZITÁS-INDEXEK ÉS A KISEMLŐS LYUKSÚRÚSÉG KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS VIZSGÁLAT EREDMÉNYEI

Az összefüggés vizsgálat eredménye azt mutatta, hogy a kisemlős lyuksűrűség és a fedett élőhely arányának alakulása között nincs kimutatható összefüggés ($F = 3,145$; $df = [1;14]$; $p = 0,097$; $n = 16$). A nyílt vegetációval szignifikáns a kapcsolat ($F = 4,721$; $df = [1;14]$; $p = 0,047$; $n = 16$), a lyuksűrűség variabilitásának megközelítően negyedét magyarázza a nyílt terület arányától való függés ($r^2 = 0,252$; $y = -2,0651x + 205,19$). A vegyes élőhellyel is statisztikailag igazolható ($F = 136,110$; $df = [1;14]$; $p < 0,001$; $n = 16$) az összefüggés, ebben az esetben a lyuksűrűség variabilitásának 90%-a magyarázható az élőhely arányának változásával (9. ábra). A diverzitás indexek és a kisemlős lyuksűrűség összefüggését vizsgálva, látható, hogy a Simpson diverzitással szignifikáns ($F = 5,615$; $df = [1;14]$; $p = 0,032$; $n = 16$) a kapcsolat, a lyuksűrűség variabilitásának 28%-a magyarázható a Simpson-diverzitás értékének változásával ($r^2 = 0,287$; $y = 289x - 17,484$). A Shannon diverzitás esetén is kimutatható az összefüggés ($F = 8,360$; $df = [1;14]$; $p = 0,011$; $n = 16$), ebben az esetben a lyuksűrűség variabilitása 37%-ban magyarázható a diverzitás változásával ($r^2 = 0,374$; $y = 202,02x - 35,042$).



9. ábra: Összefüggés a kisemlős lyuksűrűség és a vegyes élőhely aránya között

5. ÉRTÉKELÉS ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

A 2011-es felmérés során kiszámolt borz kotoréksűrűséget (lakott: 15,8 kotorék/1000 ha, összes: 17,9 kotorék/1000 ha) a hazai vizsgálatokkal (7. táblázat) összevetve jelentős különbségeket találunk. A vizsgálati területen 100 hektárra 1,58 lakott kotorék jut, az összes borz kotorékot tekintve ez az érték 1,79. Az összehasonlítás során az látható, hogy az alföldi vizsgálatok eredményeitől jóval magasabb a Börzsönyi lakott kotoréksűrűség. Egyedül a Kiss (2005) által végzett kiskunsági felmérés eredménye közelíti meg. A Börzsöny déli oldalához hasonló domborzatú területeken mért kotoréksűrűség mindegyike meghaladja az 1 lakott kotorék/100 hektárt. A Mátyás király vadaskertben SZENTKIRÁLYI (2007) 1,07; míg Pécel-Isaszeg környékén HORVÁTH (2006) 1,66 lakott borzvárat becsült 100 hektárra. Ezek az eredmények azt mutatják, hogy a borz eredeti dombvidéki élőhelyén (HELTAI 2010) nagyobb sűrűségben van jelen, mint az elmúlt két évtized során elfoglalt síkvidéki területeken.

Terület	Lakott borzvár (kotorék/100 hektár)	Összes borzvár (kotorék/100 hektár)	Forrás
Borsodivánka (1998)	0,000	0,000	HELTAI 1998
Abádszalók (1998)	0,000	0,000	HELTAI 1998
Abádszalók (2001)	0,120	nincs adat	HELTAI 2002
Egyek (1998)	0,061	0,061	HELTAI 1998
Egyek (2001)	0,220	nincs adat	HELTAI 2002
Pély (1998)	0,032	0,032	HELTAI 1998
Dévaványa (2001)	0,480	nincs adat	HELTAI 2002
Erdőpuszták (Nagcsere-Debrecen) (2004)	1,070	3,000	HELTAI & KOZÁK 2004
Ágota-pusztá-Farkassziget (Hortobágy-Püspökladány) (2004)	0,300	0,390	HELTAI & KOZÁK 2004
Pécel-Isaszeg (2006)	1,660	3,430	HORVÁTH 2006
Nagyvér (Kiskunság) (2005)	1,490	1,960	KISS 2005
Mátyás király vadaskert (Bakony) (2007)	1,070	1,540	SZENTKIRÁLYI 2007

7. táblázat: Az eurázsiai borz hazai kotoréksűrűsége különböző mintaterületeken (HELTAI & KOZÁK 2004 után módosítva)

A vizsgálat során összegyűjtött adatok nem nyújtanak elég információt ahhoz, hogy a terület borz egyedsűrűségét meg tudjam állapítani. E faj esetében a kotoréksűrűségből közvetlenül nem vonatkoztathatunk az egyedsűrűségre, mert a borz klánonkénti egyedszáma erősen függ az elérhető táplálékforrások mennyiségétől (KRUUK 1989). Az egyedszám

becsléséhez jelenlegi felmérésem mellé kiegészítő vizsgálatként nyomszámlálást és közvetlen megfigyelést kellene végezniem.

A vizsgálati területen mért róka kotoréksűrűséget (lakott: 36,6 kotorék/1000 ha, összes: 36,6 kotorék/1000 ha) összehasonlítva az országos átlag értékekkel (8. táblázat), látható, hogy a Börzsönyi sűrűség jóval meghaladja azokat. A legmagasabb egy 2000-es Dunántúli adat, amely 4,4 kotorékot feltételez 1000 hektárra. Egy hasonló élőhelyen végzett, szintén magas értékeket mutató vizsgálattal összevetve (lakott rókavár: 26,6 db/1000ha, összes rókavár: 40,8 db/1000 ha (SZENTKIRÁLYI 2007)), látható, hogy a Börzsönyi becslés jóval meghaladja azt.

Év	Dunántúl			Dunától keletre		
	Átlag	SD	N	Átlag	SD	N
1988	2,3	1,7	101	2,0	1,4	144
1990	2,1	1,4	75	2,1	1,6	117
1994	3,1	2,1	129	2,2	1,5	180
1995	3,0	2,1	141	2,6	1,8	215
1997	3,9	2,8	169	4,1	7,4	243
1998	4,3	2,6	215	3,4	2,6	293
2000	4,4	3,4	222	2,6	1,9	333
2001	4,2	2,9	191	2,7	2,0	301
2002	3,74	2,62	197	2,73	2,03	346
2003	3,16	2,28	204	2,76	1,86	328
2004	3,00	5,82	197	2,70	1,98	331
2005	2,99	3,14	193	2,62	1,91	335
2006	2,94	1,97	182	2,41	1,55	256

8. táblázat: A lakott rókakotorékok sűrűségének alakulása (db/1000ha) 1988-2006 között a két országrészben (SD: szórás, N: a válaszadók száma) (forrás: HELTAI 2010)

A róka esetében a lakott kotorékok sűrűségéből megállapítható a vizsgált terület törzsállománya. Számításom (lásd: 4.1. fejezet) eredményeként 37,8 egyed/1000 hektár sűrűséget kaptam. Ez az érték többszöröse az országos átlagnak. A legmagasabb egyedsűrűséget egy 2002-es dunántúli adat mutatja (13,0 egyed/1000 ha) (HELTAI 2010). Hasonló környezeti adottságú területről származó adattal (26,6 db/1000ha (SZENTKIRÁLYI 2007)) összehasonlítva, látható, hogy a Börzsönyi törzsállomány magasabb denzitást mutat.

A Börzsöny déli oldalán becsült, mindkét faj esetében magas kotoréksűrűség, a 2011-es és a 2012-es vizsgálat során feltárt kotorékok száma alapján igazolódni látszik (9. táblázat).

Faj	Lakott kotorék (db/1000ha)	Összes kotorék (db/1000ha)	Lakott kotorék (db)	Összes kotorék (db)	Terület felderítettsége
Borz	15,8	17,9	13	20	40%
Róka	36,6	36,6	18	33	
ÖSSZESEN	52,4	54,5	31,0	53,0	

9. táblázat: A becsült kotoréksűrűség és a megtalált kotorékok számának összehasonlítása

A magas denzitás részben a terület nagyvadas jellegének tudható be, ami miatt a ragadozógyérítés intenzitása alacsony. Túlzott zavarás sem éri az itt élő egyedeket, a Börzsönynek ezen a részén egy turista útvonal van kijelölve. Az élőhely változatossága is pozitívan hathat az itt jelenlévő ragadozóállomány létszámára. Az országos adatokat szolgáltatók alulbecslése sem zárható ki, például a fokozottan védett közönséges vidra (*Lutra lutra*) esetében HELTAI és munkatársai (2012) kérdőíves felmérések alapján megállapították, hogy a hivatásos vadászok alulbecsülik a vidra létszámát. A vadgazdálkodók alulbecslése, azonban nem csak a rejtett életmódot folytató mezopredátorok esetében mutatható ki. A populáció-rekonstrukció módszerével CSÁNYI és TÓTH (2000) a gímszarvas (*Cervus elaphus*) állomány esetében 200%-os alulbecslést kapott eredményül. A vizsgálatok alapján az a következtetés vonható le, hogy a vadgazdálkodók éves becslései az állomány változás trendjét jól mutatják, azonban az állománynagyság esetében az általuk vélt érték nem pontos (CSÁNYI & TÓTH 2000). A területen apróvad-gazdálkodást nem folytatnak, ezért a ragadozó állomány vadgazdálkodásra gyakorolt hatása nem érezhető, a testméretekből adódóan azonban elképzelhető az őzgida és a vadmalacok zsákmányolása (KJELLANDER et al 2004).

E ragadozóknak nem csak a vadgazdálkodásra lehet hatása. A humán- és állategészségügy is fenyegetett a fajok által terjesztett betegségek, férgek és egyéb élősködők miatt (SRÉTER et al. 2003, TAKÁCS et al. 2012). Egy Zürich területén végzett felmérés azt mutatta ki, hogy a városban élő rókák 47%-a fertőzött *Echinococcus multilocularis* (HOFER et al. 2000). 2002-ben Magyarországon Nógrád és Borsod-Abaúj-Zemplén megyéből származó 17 róka közül ötből mutatták ki a parazitát (SRÉTER et al. 2003). 2003-ban és 2004-ben ezeken a területeken kívül az Észak-Dunántúli megyékből (Győr-Moson-Sopron, Veszprém, Fejér, Komárom-Esztergom, Pest) származó rókákban is megtalálták a galandférgyet (MERÉNYI 2009).

A rendkívül sűrű borzpopulációval bíró angolszász területeken a faj állategészségügyi jelentősége nem elhanyagolható. Szerepe lehet a háziállatok tuberkulózisának és a

veszettségnek a terjesztésében, valamint fogékony a lépfene kórokozójára is (KRUUK et al. 1979, CHEESEMAM et al. 1989). Egy Magyarországon végzett vizsgálat során nyolc feregajt találtak a vizsgált borzokban. A nyolc faj közül három zoonózis volt (TAKÁCS et al. 2012).

A két ragadozó borsönyi élőhelyválasztása statisztikailag igazolhatóan nem tért el. A lomblevelű erdő preferálása, valamint a fenyvesek és nyílt élőhelyek elkerülése jellemzi a fajok élőhely-használatát. A borz borsönyi élőhely-preferenciája kimutathatóan eltér a bakonyi ($\chi^2 = 6,864$; $df = 2$; $p = 0,032$; $n = 33$), az erdőpusztai ($\chi^2 = 17,875$; $df = 1$; $p < 0,001$; $n = 33$) és a Gödöllői-dombság területén ($\chi^2 = 8,254$; $df = 1$; $p = 0,004$; $n = 40$) végzett vizsgálatok eredményeitől. A kiskunsági preferenciaértéket tekintve nem mutatható ki eltérés ($\chi^2 = 5,775$; $df = 2$; $p = 0,055$; $n = 33$). A róka élőhely-használatát más vizsgálatokkal összehasonlítva nem mutatható ki különbség sem az erdőpusztai ($\chi^2 = 5,250$; $df = 2$; $p = 0,072$; $n = 30$), sem a Gödöllői-dombsági ($\chi^2 = 0,405$; $df = 1$; $p = 0,524$; $n = 25$) eredményeket nézve. A borz a Borsönyben elkerülte a fenyveseket, míg a másik négy mintaterület közül kettőn (Erdőpuszta, Gödöllői-dombság) megbízható preferencia mutatkozott a vegetációtípus felé. A bakonyi és a kiskunsági preferencia a Bonferroni Z-teszt alapján nem szignifikáns, ezért ezek az adatok csak jelzés értékűek (HELTAI et al. 2011). A mintaterületek közötti különbségre a tűlevelű erdők eltérő talajtípusra történő telepítése adhat magyarázatot. A borsönyi mintaterületen a fenyvest barnaföldre telepítették, míg Magyarországon általában, de kiemelten az Alföldön a homoktalajok megkötésére alkalmazták ezt a vegetációtípust (KOZÁK 2007, HELTAI et al. 2011). A borz kedveli a nem túl laza szerkezetű homoktalajokat, egy Angliai vizsgálat során kimutathatóan követték az erdőn végighúzódnó kotorékásásra alkalmas homoksávot (HANCOX 1973 cit. NEAL & CHEESEMAM 1996). Ez alapján a borz feltételezhetően azt a vegetációtípust választja kotorékának helyéül, amely homoktalajon helyezkedik el. A borsönyi mintaterületen az erdők alól ez a talajtípus hiányzik, ezért lehetséges az, hogy a fenyvest elkerüli és alapvető dombvidéki élőhelyét, a lomblevelű erdőt választja (FARAGÓ 2006).

A genetikai talajtípus alapján, sem a borz, sem a róka nem válogatott a mintaterületen. Erre magyarázatot egy bakonyi vizsgálat eredménye adhat. Ezen a területen a borz a lejtőhordalék erdőtalajt preferálta (0,86), a róka pedig a földes váztalajt (0,69) és az agyagbemosódásos barna erdőtalajt (0,50). A borz elkerülte az agyagbemosódásos barna erdőtalajt (-1,00), valamint a kínálat arányával szinte egyező mértékben használta a barnaföldet (-0,11) és a rendzina talajt (0,14) (SZENTKIRÁLYI 2007). Az eredmények alapján az a következtetés vonható le, hogy a borsönyi mintaterületen a borz azért nem válogat, mert kedvelt

talajtípusai a lejtőhordalék talaj és a homoktalaj hiányzik az erdőterületről, és a kínálati oldalon azok a talajok szerepelnek túlsúllyal, amelyeket általában területi arányuknak megfelelő mértékben használ. A róka válogatása pedig azért nem mutatható ki, mert pont az általa kedvelt közép kötött erdőtalajok (HELTAI 2010) dominálnak (69,6%) a mintaterületen található erdőkben.

Az ökológiai funkció szerinti kategorizálás alapján kialakított vegetációtípusok esetén, mindkét faj válogatása kimutatható volt. A borz szignifikánsan preferálta a fedett élőhelyet és elkerülte a nyílt területeket. A róka esetében csak a nyílt területek elkerülése volt statisztikailag igazolható. A kóborékok vegetációtípusonkénti eloszlását összehasonlítva szignifikáns különbség nem mutatható ki a két ragadozó között. Azonban amikor az egyes kóborékok köré a két faj mozgáskörzet méreteinek megfelelő területű köröket illesztünk (WEBER & MEIA 1996, TUYTTENS et al. 2000, KOWALCZYK et al. 2003, KOWALCZYK et al. 2006) és ezekben vizsgáljuk a különböző vegetációtípusok arányát és az élőhelyi diverzitást, a különbség egyértelművé válik.

Az élőhelytípusok arányát összehasonlítva látható, hogy az 1200-as pufferen belül a vegyes területek esetén mindhárom kóborék kategóriában kimutatható volt a különbség, a nyílt terület aránya a lakott kóborék kategóriában különbözött. A nyílt területek a borz, a vegyes élőhelyek a róka esetében mutatkoztak magasabb arányúnak. A 800-as és a 400-as pufferen belül a vegyes élőhely mindhárom kóborék kategóriában a róka esetében szignifikánsan magasabb arányú volt. A borznál mindhárom kóborék kategória esetében azt tapasztaltuk, hogy minél kisebb a puffer területe, annál nagyobb a fedett élőhely aránya és annál kisebb a nyílt területé. A vegyes élőhely is csökkenő trendet mutatott, de nem olyan fokozatosan, mint a nyílt vegetáció. Megfigyelhető volt az a tendencia is, hogy a 800-as és a 400-as pufferen belül az összes kóboréktól a lakott nagy vár kategória felé haladva a vegyes élőhely csökkenést mutatott. A róka esetében a 800-as és a 400-as pufferen belül az összes kóboréktól a lakott nagy várak felé haladva a fedett és a nyílt élőhelyek aránya csökkent. A vegyes élőhely esetében kétdimenziós növekedés volt megfigyelhető, azaz a pufferek területének szűkülésével és az összes kóboréktól a lakott nagy vár kategória felé haladva is növekedett annak aránya. Ezek az eredmények arra engednek következtetni, hogy a borz számára a fedett, a róka számára pedig a vegyes vegetáció kiemelkedő fontosságú (NEAL & CHEESEMAN 1996, HELTAI 2010, HELTAI et al. 2011).

A Simpson-diverzitás esetében az 1200-as pufferen belül a lakott kóborékok és a lakott nagy várak esetén a róka kóborékok körül szignifikánsan magasabb volt az élőhelyi diverzitás. A

800-as és a 400-as pufferen belül, csak a lakott nagy vár kategória diverzitása különbözött. Mindkét puffert tekintve a róka kotorékok körül volt változatosabb az élőhely.

A Shannon diverzitást vizsgálva látható, hogy az 1200-as és a 800-as pufferen belül minden kotorék kategória esetén kimutathatóan a róka kotorékok körül volt magasabb a diverzitás. A 400-as pufferen belül a lakott nagy várak esetén volt statisztikailag igazolható az eltérés. Ebben az esetben is a róka kotorékok helyezkedtek el változatosabb élőhelyen. Mindhárom pufferen belül az látható, hogy az összes és a lakott kotorékok esetében, ahogy a szűkebb puffer felé haladunk csökken a diverzitás érték. A puffer méretének csökkenésével bekövetkező diverzitáscsökkenésnek a trendje nagymértékben lehet köszönhető az élőhelyi adatok területi felbontásának, azonban meglepő, hogy a nagy lakott rókavárak esetében ezt a trendet nem tapasztaljuk. Összességében ezek az eredmények azt mutatják, hogy a róka számára a vegyes, nagyobb diverzitású élőhelyek fontosabbak lehetnek. Ebből következik, hogy a róka kotorékok a (a borz kotorékokhoz képest) nagyobb mértékű biodiverzitás indikátorai is lehetnek.

A kisemlős lyuksűrűség becslés eredménye azt mutatta, hogy a lakott rókavárak közelében a kisemlős lyukak sűrűsége szignifikánsan magasabb volt. A lyuksűrűséget, a 400-as pufferen belüli élőhelyi arányokkal és diverzitás-indexekkel összehasonlítva, látható, hogy a vegyes élőhelyek területi arányának alakulása magyarázza legnagyobb mértékben a lyuksűrűség variabilitását.

A puffer körökön alapuló vizsgálat eredménye rámutatott arra, hogy a borz és a róka kotorékának eltérő élőhelyi szerkezetű területeket választ, amely összefügg azzal, hogy fő prédefajaik különböznek (NEAL & CHEESEMAN 1996, LANSZKI et al. 1999), és bár a kisemlősök mindkét faj számára fontos táplálékforrást jelentenek (CANOVA & ROSA 1993, LANSZKI et al. 1999), több vizsgálat eredménye azt mutatja, hogy a borz számára a gerinctelenek és a növények az elsődleges táplálékalkotók (CANOVA & ROSA 1993, NEAL & CHEESEMAN 1996, LANSZKI et al. 1999), míg a róka étrendjében ez első helyen a kisemlősök állnak (CANOVA & ROSA 1993, LANSZKI et al. 1999, BALTRUNAITE 2002). Az élőhelyi arányok vizsgálatánál a vegyes élőhely minden esetben különbözött, valamint a vegetációtípus fontosságát a rókánál a kétdimenziós trend is megmutatta. Az összefüggés vizsgálat eredménye egyértelműen rámutatott arra, hogy ebben a vegetáció típusban a róka megtalálja elsődleges táplálékforrását, amelyre az általános ökológiai szegély-hatás adhat magyarázatot (SMITH et al. 1997). A borz számára pedig elegendő táplálékot biztosíthat a

fedett, valamint a nyílt élőhely gerinctelen- és növényvilága (KRUUK 1989, CANOVA & ROSA 1993, NEAL & CHEESEMAN 1996).

A vizsgálat összegzéseként elmondható, hogy a két közepes testű ragadozó niche szegregációjában a kotorékoknak és ezen belül a nagy váraknak, valamint a fő táplálékforrások területi eloszlásának kiemelkedő szerepe van. Eltérő vegetáció szerkezetű élőhelyeket választanak kotorékuk helyéül, de ez a választás nem a növényzet összetétele alapján történik, hanem tulajdonképpen fő prédafajaik élőhely-preferenciájához adaptálódnak.

A vizsgálat eredménye a gyakorlat számára használható információt ad a két ragadozó kotoréksűrűségéről, a róka esetében az egyedsűrűségről, valamint a fajok által preferált illetve elkerült élőhelyekről. Mindkét ragadozó kotoréksűrűsége figyelemreméltó és a vadgazdálkodók számára elgondolkodtató. A ragadozó állomány sűrűségének csökkentése érdekében javaslom az egységes, térségi szintű ragadozógazdálkodás kidolgozását, amelynek során a vadásztársaságok együttműködve, egymást segítve, azonos módszerrel végeznék a ragadozó állomány becslését és gyérítését.

A mintaterületen a róka számára kimondottan fontos vegyes élőhelytípus 41,4%-át a vágásos üzem mód során kitermelt erdőterületek alkotják. Hosszú távon alternatív megoldást jelenthet az erdészetek szálaló üzem módra való átállása, mert ez az üzem mód a folyamatos erdőborítást biztosítja, ezáltal a vegyes területek arányának csökkenése várható és ez maga után vonhatja a róka állománysűrűségének csökkenését is.

A ragadozók niche szegregációjának további vizsgálataihoz javaslom, az élőhely-preferencia vizsgálat mellett a mozgáskörzet szintjén történő élőhelyválasztás felmérését is, mert 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 jelen legyen. A puffer körökön alapuló, valamint a kisemlős lyuksűrűség vizsgálat során alkalmazott módszerek viszonylag gyors és egyszerű kimutatását teszik lehetővé a két ragadozó niche szegregációjának. Mindazonáltal a módszerek érvényességét célszerű lenne más területeken, különböző élőhelyeken is tesztelni.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Az eurázsiai borz és a vörös róka általános magyarországi elterjedése miatt, a legtöbb hazai életközösségben meghatározó szerepű, valamint a vadgazdálkodás és a természetvédelem területén is nagy jelentőséggel bíró fajok. Ezért a velük való, biológiaiilag megalapozott gazdálkodás kidolgozása, releváns feladat, amelyhez meg kell ismernünk szokásaikat, életmódjukat. Különösen érdekes annak a feltárása, hogy e két élőhelyi igényében és táplálkozásban egymásra sokban hasonlító faj, hogyan osztja fel a szükséges és közösen használt forrásokat, akár a kotorékásásra alkalmas helyekről, akár a mindkét faj számára fontos táplálékot jelentő kisemlősökről beszélünk.

Felmérésem célja volt egy közel 1300 hektár kiterjedésű, félig erdősült, dombvidéki területen a két ragadozó niche szegregációjának vizsgálata a kotorékok elhelyezkedése alapján. A vizsgálat 2011 februárjában vette kezdetét, ekkor a rugalmas sávós becslés módszerével végeztem a kotorékok keresését. Ezt követően 2012 januárjában újabb kotorékkeresést végeztünk a területen. A kotoréksűrűség becslése és az élőhelyválasztás vizsgálatai során Ivlev-indexszet, Bonferroni Z-tesztet, χ^2 -próbát, Kétmintás t-próbát és Welch-próbát alkalmaztam. A számításokhoz a Corine Land Cover 50 felszínborítási adatbázis fedvényeit, az ArcGIS 9.3. verziójú térinformatikai rendszert, a Microsoft Excel 2010 táblázatkezelő programot, a Buja's Diversity Calculator programot és a GraphPad InStat számítógépes statisztikai programot használtam fel.

Az eredmények azt mutatták, hogy mindkét ragadozó kotoréksűrűsége igen magas a területen. A teljes mintaterület kínálatát tekintve élőhelyválasztásukban statisztikailag igazolható különbség nem volt kimutatható. A két ragadozó élőhely használatában lévő különbségek a mozgáskörzet szintjén válnak kimutathatóvá. A puffereken belül a vegyes élőhelyek aránya, az élőhelyi diverzitás és a kisemlősök lyuksűrűsége is kimutathatóan magasabb a róka esetében. Igen szoros összefüggés tapasztalható a lyuksűrűség és a vegyes élőhely területi arányának alakulása között.

Az eredmények alapján következtetésképpen levonható, hogy a két ragadozó eltérő vegetáció szerkezetű élőhelyeket választ kotorékának helyéül, de ez a választás nem a növényzet összetétele alapján történik, hanem tulajdonképpen fő prédafajaik élőhely-preferenciájához adaptálódnak. Ez a típusú adaptáció jelenti a borz és a róka borszönyi niche szegregációjának alapját.

7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Elsősorban szeretném megköszönni témavezetőmnek, Dr. Heltai Miklósnak az adatgyűjtésben és feldolgozásban, valamint a dolgozat megírásában nyújtott segítségét, javaslatait, tanácsait.

Köszönet illeti Szabó Lászlót, a terepi felmérés GPS-el rögzített adatainak kezelésében nyújtott segítségével és Markolt Ferencet, a térképek készítéséért, valamint a puffer körökön alapuló vizsgálat során nyújtott elengedhetetlen segítségével.

Köszönettel tartozom Gáncs Viktornak az Ipoly Erdő Zrt. Nagymarosi erdészet erdészetvezetőjének, valamint Borka Róbert erdőművelési és vadgazdálkodási műszaki vezetőnek, az erdészeti adatok szolgáltatásáért.

Szeretném megköszönni édesapámnak, Márton Mihálynak a terepi adatgyűjtés során nyújtott segítségét.

8. IRODALOMJEGYZÉK

- ARJO W. M. & PLETSCHER D. H. (2004): Coyote and Wolf Habitat Use in Northwestern Montana. - Northwest Science 78: 24-32.
- BALTRUNAITE 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.
- BÍRÓ ZS., SZEMETHY L. & 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.
- BÍRÓ ZS., BLEIER N., HELTAI M. & LANSZKI J. (2006): A borz táplálékválasztása mezőgazdasági élőhelyen - Nimród 98: 10-12.
- BYERS C. R., STEINHORST R. K. & KRAUSMAN P. R. (1984): Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. - J. Wildl. Manage. 48: 1050-1053.
- CANOVA L. & ROSA P. (1993): Badger *Meles meles* and Fox *Vulpes vulpes* food in agricultural land in the western Po Plain (Italy). - Hystrix 5: 73-78.
- CAVALLINI P. & LOVARI S. (1991): Environmental factors influencing the use of habitat in the red fox, *Vulpes vulpes*. - Journal of Zoology 223: 323-339.
- CHEESEMAN C. L., WILESMITH J. W. & STUART F. A. (1989): Tuberculosis: the disease and its epidemiology in the badger, a review. - Epidemiology and Infection 103: 113-125.
- CIAMPALINI B. & LOVARI S. (1985): Food habits and trophic niche overlap of the badger (*Meles meles* L.) and the red fox (*Vulpes vulpes* L.) in a Mediterranean coastal area. - Z. Säugetierkd. 50: 226-234.
- CROOKS K. R. & SOULÉ M. E. (1999): Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. - Nature 500: 563-566.
- CSÁNYI S. & TÓTH P. (2000): Populáció-rekonstrukció alkalmazása a hazai gímszarvas állomány létszámának meghatározására. - Vadbiológia 7: 27-37.
- ERDEI M. (1977): Food-biological investigation on the fox populations in southern Hungary. - Acta Biologica Szeged 23: 97-107.
- FARAGÓ S. (2002): Vadászati állattan. - Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- FARAGÓ S. (2006): Magyar Vadász Enciklopédia. - Totem Kiadó, Budapest.
- FARKAS D. (1983): Újabb adatok a róka táplálkozásáról. - Beszámoló jelentés a Természet- és Vadvédelmi Állomás 1983. évi munkájáról, Fácánkert 41-44.

- FEDRIANI J. M., PALOMARES F. & DELIBES M. (1999): Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. - *Oecologia* 121: 138-148.
- FERRARI N. (1995): Influence of the abundance of food resources on the feeding habits of the red fox, *Vulpes vulpes*, in western Switzerland. - *Journal of Zoology* 236: 117-129.
- GLEN A. S., DICKMAN C. R., SOULÉ M. E. & MACKEY B. G. (2007): Evaluating the role of the dingo as a trophic regulator in Australian ecosystems. - *Austral Ecology* 32: 492-501.
- GOLDYN B., HROMADA M., SURMACKI A. & TRYJANOWSKI P. (2003): Habitat use and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in an agricultural landscape in Poland. - *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 49: 191-200.
- GOSZCZYNSKI J., JEDRZEJEWSKA B. & JEDRZEJEWSKI W. (2000): Diet composition of badgers (*Meles meles*) in a pristine forest and rural habitats of Poland compared to other European populations. - *Journal of Zoology* 205: 495-505.
- HARRIS S. (1981): The food of suburban foxes (*Vulpes vulpes*), with special reference to London. - *Mammal Review* 11: 151-168.
- HARRIS S. (1984): Ecology of Urban badgers *Meles meles*: Distribution in Britain and habitat selection, persecution, food and damage in the city of Bristol. - *Biological Conservation* 28: 349-375.
- HARRIS S. & 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.
- HELLDIN J-O. & DANIELSSON A. V. (2007): Changes in red fox *Vulpes vulpes* diet due to colonisation by lynx *Lynx lynx*. - *Wildl. Biol.* 13: 475-480.
- HELTAI M., LANSZKI J. & SZEMETHY L. (2000): Adalékok a vörös róka táplálkozásához. - *Vadbiológia* 7: 72-82.
- HELTAI M., BÍRÓ Zs. & SZEMETHY L. (2001): A borz terjeszkedése Magyarországon 1988 és 2000 között. - *Vadbiológia* 8: 63-68.
- HELTAI M. & LANSZKI J. (2003): Adatok a borz táplálkozásához. - *Vadbiológia* 10: 87-91.
- HELTAI M. & KOZÁK L. (2004): A borz kotoréksűrűségének felmérése két alföldi területen. - *Vadbiológia* 11: 83-91.
- HELTAI M., SZEMETHY L. & BÍRÓ Zs. (2004): A tudatos ragadozógazdálkodás szerepe és lehetősége a XXI. század vadgazdálkodásában. - *Vadbiológia* 11: 65-74.
- HELTAI M. & SZEMETHY L. (2005): A róka állomány változása az elmúlt 15 évben. Hogyan hat az immunizálás a róka létszámra? - *Nimród* 93: 23-25.

- HELTAI M. (2010): Emlős ragadozók Magyarországon. - Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- HELTAI M. & SZEMETHY L. (2010): A róka és a borz kotoréksűrűségének felmérése egy kijelölt területen. - In: Szalkay Cs. & Penksza K. (szerk.): Természetvédelmi, környezetvédelmi és tájökölógiai praktikum. Műszaki Könyvkiadó Kft. pp. 199-200.
- HELTAI M., HORVÁTH ZS., KISS Á., NAGY A., MARKOLT F., SZENTKIRÁLYI P. & 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.
- HELTAI M., BAUER-HAÁZ É. A., LEHOCZKI R. & LANSZKI J. (2012): Changes in the occurrence and population trend of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Hungary between 1990 and 2006. - North-western journal of zoology 8: 112-118.
- HOFER S., GLOOR S., MÜLLER U., MATHIS A., HEGGLIN D. & DEPLAZES P. (2000): High prevalence of *Echinococcus multilocularis* in urban red foxes (*Vulpes vulpes*) and voles (*Arvicola terrestris*) in the city of Zürich, Switzerland. - Parasitology 120: 135-142.
- HOLMALA K. & KAUHALA K. (2009): Habitat use of medium-sized carnivores in southeast Finland - key habitats for rabies spread? - Ann. Zool. Fennici 46: 233-246.
- HORVÁTH ZS. (2006): A borz és a róka élőhelyének összehasonlítása kotorékválasztás alapján. Szakdolgozat. - Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- JĘDRZEJEWSKI W. & 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.
- KÁSA R. I. (2007): A róka (*Vulpes vulpes*) élőhelyválasztása a Pándzsa VT területén. Diplomadolgozat. - Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- KAUHALA K. (1994): The Raccoon Dog: a successful canid. - Canid News 2: <http://www.canids.org/PUBLICAT/CNDNEWS2/racoondg.htm>
- KAUHALA K., LAUKKANEN P. & 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.
- KAUHALA K. & AUTTILA M. (2010): Habitat preferences of the native badger and the invasive raccoon dog in southern Finland. - Acta Theriologica 55: 231-240.

- KAZINCZY SZ. (2007): A vörös róka állománysűrűségének és táplálkozásának vizsgálata három alföldi és egy vajdasági vadászterületen. Diplomadolgozat. - Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- KISS Á. (2005): Borz *Meles meles* L. (1785) kotorékok a Kiskunsági Nemzeti Park egy újonnan kolonizált területén. A kotorékok elhelyezkedése, sűrűsége, jellemzői és élőhelyi sajátosságai. Szakdolgozat. - Eötvös Lóránd Tudomány Egyetem, Budapest.
- KJELLANDER P., GAILLARD J., HEWISON M. & LIBERG O. (2004): Predation risk and longevity influence variation in fitness of female roe deer (*Capreolus capreolus* L.). - *Proc. R. Soc. Lond.* 271: 338-340.
- KOWALCZYK R., BUNEVICH A. N. & JĘDRZEJEWSKA 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.
- KOWALCZYK R., ZALEWSKI A., JĘDRZEJEWSKA B. & JĘDRZEJEWSKI 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.
- KOWALCZYK R., ZALEWSKI A. & JĘDRZEJEWSKA B. (2006): Daily movement and territory use by badgers *Meles meles* in Białowieża Primeval Forest, Poland. - *Wildlife Biology* 12: 385-391.
- KOWALCZYK R., JĘDRZEJEWSKA B., ZALEWSKI A. & JĘDRZEJEWSKI 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.
- KOWALCZYK R., ZALEWSKI A., JĘDRZEJEWSKA B., ANSORGE H. & 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.
- KOWALCZYK R. & 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.
- KOZÁK L. & HELTAI M. (2006): A borz (*Meles meles* Linnaeus, 1758) élőhely-preferenciája Hajdú-Bihar megyében. - *Állattani közlemények* 91: 43-55.

- KOZÁK L. (2007): A borz (*Meles meles*) állományviszonyai, élőhely-preferenciája és táplálkozás-ökológiai vizsgálata Hajdú-Bihar megyei élőhelyein. - Állattenyésztési tudományok doktori iskola.
- KRANZ A., TIKHONOV A., CONROY J., CAVALLINI P., HERRERO J., STUBBE M., MARAN T., FERNANDES M., ABRAMOV A. & 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.
- KRUUK H., PARISH T., BROWN C. A. J. & CARRERA J. (1979): The Use of Pasture by the European Badger (*Meles meles*). - *Journal of Applied Ecology* 16: 453-459.
- KRUUK H. & PARISH T. (1981): Feeding Specialization of the European Badger *Meles meles* in Scotland. - *Journal of Animal Ecology* 50: 773-788.
- KRUUK H. (1989): *The Social Badger*. - Oxford University Press, Oxford, New York, Tokyo.
- LANSZKI J., KÖRMENDI S., HANCZ CS., ZALEWSKI A. (1999): Feeding habits and trophic niche overlap in a Carnivora community of Hungary. - *Acta Theriologica* 44: 429-442.
- LANSZKI J. (2002): Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája. - Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár.
- 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: 1647-1656.
- LUCHERINI M., LOVARI S. & CREMA G. (1995): Habitat use and ranging behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a Mediterranean rural area: is shelter availability a key factor? - *Journal of Zoology* 237: 577-591.
- LÜPS P. & WANDELER A. I. (1993): *Meles* Brisson, 1762. - In *Handbuch der Säugetiere Europas*. Edited by J. Niethammer and F. Krapp. Aula-Verlag, Wiesbaden, Germany.
- MACDONALD D. W., BUESCHING C. D., STOPKA P., HENDERSON J., ELLWOOD S. A. & BAKER S. E. (2004): Encounters between two sympatric carnivores: red foxes (*Vulpes vulpes*) and European badgers (*Meles meles*). - *J. Zool.* 263: 385-392.
- MACDONALD D.W. & 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.
- MAGURRAN A. E. (2004): Measuring Biological Diversity. - *African Journal of Aquatic Science* 29: 285-286.

- MELA J. S. & WEBER J. M. (1992): Characteristics and distribution of breeding dens of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a mountainous habitat. - Zeitschrift für Säugetierkunde 57: 137-143.
- MERÉNYI L. (2009): Echinococcus multilocularis. - Epinfo 16: 7-10.
- MILLER B., DUGELBY B., FOREMAN D., RÍO C. M., NOSS R., PHILLIPS M., READING R., SOULÉ M. E., TERBORGH J. & WILLCOX L. (2001): The Importance of Large Carnivores to Healthy Ecosystems. - Endangered Species 18: 202-210.
- MITCHELL-JONES A. J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSTUFEK B., REIJNDERS P. J. H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J. B. M., VOHRALIK V. & ZIMA J. (1999): The Atlas of European Mammals. - Academic Press, London.
- NEAL E. & CHEESEMAN C. (1996): Badgers. - T and AD Poyser Ltd. London.
- PALOMARES F., GAONA P., FERRERAS P. & 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.
- PALOMARES F. & CARO T. M. (1999): Interspecific killing among mammalian carnivores. - Am. Nat. 153: 492-508.
- REICZIGEL J., HARNOS A. & SOLYMOSI N. (2010): Biostatisztika nem statisztikusoknak. - Pars Kft., Nagykovács.
- REVILLA E., PALOMARES F. & DELIBES M. (2000): Defining key habitats for low density populations of Eurasian badgers in Mediterranean environments. - Biological Conservation 95: 269-277.
- ROPER T. J. (1994): The European badger *Meles meles*: food specialist or generalist? - Journal of Zoology 234: 437-452.
- 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.
- SIDOROVICH V. E., SIDOROVICH A. A. & IZOTOVA I. V. (2006): Variations in the diet and population density of the red fox *Vulpes vulpes* in the mixed woodlands of northern Belarus. Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde 71: 74-89.
- SMITH T. B., WAYNE R. K., GIRMAN D. J. & BRUFORD M. W. (1997): A Role for Ecotones in Generating Rainforest Biodiversity. - Science 20: 1855-1857.
- SRÉTER T., SZÉLL Z., EGYED ZS. & VARGA I. (2003): Echinococcus multilocularis: An Emerging Pathogen in Hungary and Central Eastern Europe? - Emerg Infect Dis. 9: 384-386.

- 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.
- SZEMETHY L. & HELTAI M. (1996): Néhány védett emlős ragadozó faj helyzete Magyarországon, 1987-1994. - Vadbiológia 5: 1-17.
- SZENTKIRÁLYI P. (2007): A borz és a vörös róka állományhelyzete és élőhelypreferenciája a Mátyás király vadaskertben. TDK dolgozat. - Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- SZENTKIRÁLYI P. (2008): A borz és a vörös róka állományhelyzete és élőhelypreferenciája a Mátyás király vadaskertben. Szakdolgozat. - Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- SZŐCS E., LANSZKI J., HELTAI M. & SZABÓ L. (2006): A hulladék-analízis és a gyomortartalom elemzés összehasonlítása vörös róka táplálkozás vizsgálata során. - Vadbiológia 12: 55-61.
- TAKÁCS A., SZEMETHY L., TAKÁCS A. A., TAKÁCS P. T. & HELTAI M. (2012): Adatok az eurázsiai borz (*Meles meles*) parazitákkal való fertőzöttségéről Magyarországon. - Magyar Állatorvosok Lapja 134: 106-110.
- TUYTTENS F. A. M., DELAHAY R. J., MACDONALD D. W., CHEESEMAN C. L., LONG B. & 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.
- VIRGÓS E. & CASANOVAS J. G. (1999): Badger *Meles meles* sett site selection in low density Mediterranean areas of central Spain. - Acta Theriologica 44: 173-182.
- 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.
- WEBER J. M. & MEIA J. S. (1996): Habitat use by the red fox *Vulpes vulpes* in a mountainous area. - Ethology Ecology & Evolution 8: 223-232.
- ZABALA J., GARIN I., ZUBEROGOITIA I. & AIHARTZA J. (2002): Habitat selection and diet of badgers (*Meles meles*) in Biscay (northern Iberian Peninsula). - Italian Journal of Zoology 69: 233-238.

9. MELLÉKLETEK, FÜGGELÉK

KOTORÉKBECSLÉS												
Időpont: 2011.02.18			Terület: Balmazújváros			Becsülő neve: MAJTON MIHÁLY						
sorszám	sáv szélesség (méter)	lakott	lakatlan	faj	kijáratok száma	nyom	ürülék	kakigödör	szag	zsákmánymaradvány	vegetáció, egyéb megjegyzés	GPS pont
II1 Kot	20	✓	—	B	3	✓	—	+	—	—	dombbél, D, D, fű, szalma, fű, fű	II1 Kot
II1 Ko	15	✓	—	R	1	✓	—	—	+	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	II1 Ko
II2 Ko	15	✓	—	B	1	✓	—	+	—	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	II2 Ko
II3 Ko	15	✓	—	R	1	✓	—	—	+	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	II3 Ko
VI1 Kot	15	✓	—	R	3	✓	—	—	+	—	dombbél, D, D, fű, szalma, fű, fű	VI1 Kot
VI1 Kot	10	✓	—	B	1	✓	—	—	—	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	VI1 Kot
VI2 Kot	10	✓	—	R	2	✓	—	—	+	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	VI2 Kot
VI3 Kot	10	✓	—	B	1	✓	—	—	—	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	VI3 Kot
VI4 Kot	10	✓	—	R	1	✓	—	—	+	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	VI4 Kot
VI5 Kot	25	✓	—	R	3	✓	—	—	+	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	VI5 Kot
VI6 Kot	25	✓	—	R	5	✓	—	—	+	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	VI6 Kot
VI11 Ko	20	✓	—	R	3	✓	—	—	+	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	VI11 Ko
VI12 Ko	15	✓	—	R	2	✓	—	—	+	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	VI12 Ko
VI13 Ko	20	✓	—	R	2	✓	—	—	+	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	VI13 Ko
VI14 Ko	20	✓	—	R	2	✓	—	—	+	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	VI14 Ko
IX Kot1	10	✓	—	R	1	✓	—	—	+	—	szalma, szalma, fű, fű, szalma, fű	IX Kot1

10. ábra: A 2011-es kotorékbecslés jegyzőkönyve

Kotorékok körüli kisemlős lyuksűrűség felmérés				
Kitöltő neve: MAJTON MIHÁLY		Kitöltés ideje: 2012.03.03		Kitöltés helye:
Kotorék sorszáma: RA		Koordináták: N 47° 49' 32" E 018° 54' 36"		
Vonalak	É	0-100 m:		
		101-200 m:		
		201-300 m:		
		301-400 m:		
	D	0-100 m:		
		101-200 m:		
		201-300 m:		
		301-400 m:		
	K	0-100 m:		
		101-200 m:		
		201-300 m:		
		301-400 m:		
	Ny	0-100 m:		
		101-200 m:		
		201-300 m:		
		301-400 m:		

11. ábra: A kisemlős lyuksűrűség becslés jegyzőkönyve

10. NYILATKOZAT

Alulírott, a Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi KarSzak nappali tagozat végzős hallgatója nyilatkozom, hogy a TDK dolgozat saját munkám, melynek elkészítése során a felhasznált irodalmat korrekt módon, a jogi és etikai szabályok betartásával kezeltem. Hozzájárulok ahhoz, hogy TDK dolgozatom egyoldalas összefoglalója felkerüljön a Kar / Intézet / Szak honlapjára.

A TDK dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem.

Gödöllő, 2012.hó.....nap

.....
hallgató aláírása

A dolgozat készítőjének konzulense nyilatkozom arról, hogy a TDK dolgozatot áttekintettem, a felhasznált irodalmat a hallgató korrekt módon, a jogi és etikai szabályok betartásával kezelte.

A TDK dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem.

Gödöllő, 2012.hó.....nap

.....
témavezető aláírása