

DEBRECENI EGYETEM
AGRÁR- ÉS MŰSZAKI TUDOMÁNYOK CENTRUMA
MEZŐGAZDASÁGTUDOMÁNYI KAR
ÁLLATTENYÉSZTÉSTUDOMÁNYI INTÉZET
TERMÉSZETVÉDELMI ÁLLATTANI ÉS VADGAZDÁLKODÁSI NEM ÖNÁLLÓ TANSZÉK

ÁLLATTENYÉSZTÉSI TUDOMÁNYOK DOKTORI ISKOLA

Doktori Iskola vezető: Dr. Kovács András DSc

Témavezetők:
Dr. Kovács András DSc
Dr. Heltai Miklós PhD

**A BORZ (*MELES MELES*) ÁLLOMÁNYVISZONYAI, ÉLŐHELY-
PREFERENCIÁJA ÉS TÁPLÁLKOZÁS-ÖKOLÓGIAI VIZSGÁLATA HAJDÚ-
BIHAR MEGYEI ÉLŐHELYEIN**

**DENSITY, HABITAT PREFERENCE AND FEEDING ECOLOGY OF BADGER
(*MELES MELES*) IN HAJDÚ-BIHAR COUNTY, HUNGARY**

Készítette:
Kozák Lajos
doktorjelölt

Debrecen

2007

**A BORZ (MELES MELES) ÁLLOMÁNYVISZONYAI, ÉLŐHELY-
PREFERENCIÁJA ÉS TÁPLÁLKOZÁS-ÖKOLÓGIAI VIZSGÁLATA HAJDÚ-
BIHAR MEGYEI ÉLŐHELYEIN**

*Értekezés a doktori (PhD) fokozat megszerzése érdekében
az Állattenyésztési Tudományok tudományágban*

Írta: Kozák Lajos doktorjelölt

A doktori szigorlati bizottság:

	Név	Tud. fokozat
Elnök:	Prof. Dr. habil. Jávor András	CSc
Tagok:	Prof. Dr. habil. Csányi Sándor	CSc
	Dr. Magyar Károly	PhD

A doktori szigorlat időpontja: 2007. október 18.

Az értekezés bírálói:

Név	Tud. fokozat	Aláírás
.....		
.....		
.....		

A bíráló bizottság:

	Név	Tud. fokozat	Aláírás
Elnök:			
Titkár:			
Tagok:			
			
			
			
			
			
			

Az értekezés védésének időpontja: 2007

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	1
2. Célkitűzések	4
3. Szakirodalmi áttekintés	6
3.1. A borz általános jellemzése	7
3.2. A borz állományhelyzete.....	8
3.3. A borz élőhely-preferenciája	10
3.4. A borz táplálkozásökológiája	12
4. Anyag és módszer	16
4.1. A kotoréksűrűség felmérés módszertana.....	16
4.2. Az élőhely-preferencia vizsgálat módszertana.....	21
4.2.1. Regionális felmérés az erdőszűrség szerepének felmérésére.....	21
4.2.2. Részletes kotorékfelismerésen alapuló élőhely-preferencia vizsgálat módszere.....	21
4.3. Táplálkozás-ökológiai vizsgálatok módszertana.....	23
4.3.1. Hulladék- és zsákmányanalízis módszere	23
4.3.2. Műfészkek kísérlet módszere	25
4.4. A vizsgálatok időbeli ütemezése	28
4.5. A mintaterületek bemutatása	29
5. Eredmények ismertetése és értékelése	33
5.1. A kotoréksűrűség felmérésének eredményei és azok értékelése.....	33
5.2. Az élőhely-preferencia vizsgálat eredményei és azok értékelése	39
5.3. A táplálkozás-ökológiai vizsgálat eredményei és azok értékelése.....	48
5.3.1. Hulladék- és zsákmányanalízis eredményei és azok értékelése.....	48
5.3.2. Műfészkek kísérlet eredményei és azok értékelése.....	53
7. Következtetések és javaslatok.....	64
8. Új tudományos eredmények.....	69
9. Összegzés	70
10. Summary	76
11. Irodalomjegyzék.....	82
11. Köszönetnyilvánítás	91
12. Melléklet.....	92

1. Bevezetés

A ragadozó emlősök többsége rejtett, leginkább éjszakai életmódot folytató faj. A kevés tényszerű és valós ismeret hiányában régen többnyire a babonák misztikus kódéba vesző, a valóságtól messze elrugaszkodott hiedelmek, rémtörténetek alapján ítélték meg őket és részben még a mai napig is így tekintenek rájuk. A ragadozókat többnyire természetfölötti képességekkel ruházták fel, és ezért, valamint részben valós, sokszor azonban tévesen megítélt gazdasági kártételük miatt, mint elsőszámú közellenséget válogatott módszerekkel irtották e fajokat. A ragadozó emlősfajok egyedszáma drasztikusan lecsökkent, aminek egyfelől az irtásuk, másfelől az ember térfoglalása miatt a szabad és zavartalan életterük erőteljes zsugorodása volt az oka. Még a XIX. századi és a XX. század eleji szakirodalmak is leginkább káros, a vadászterületeken meg nem tűrhető fajokként kezelték őket (LOVASSY, 1927).

A természeti értékek eltűnésének érzékelhető fokozódásával egyre nyilvánvalóbbá vált az, hogy az élővilág egy bonyolult és összefüggő rendszert alkot. Ebben a rendszerben minden fajnak megvan a maga fontos, sokszor elengedhetetlen szerepe, és e rendszernek a felborítása végső soron magának az emberi fajnak a létét fenyegeti. Mindezen felismerések lassan változást hoztak a szakemberek, kutatók gondolkodásában. Ennek a gondolati váltásnak a szellemében sokan meglátták a ragadozó emlősök veszélyeztetettségét. Így pl. Szécsi Zsigmond már a XIX. század végén, vagy Veress Gábor a XX. század első felében szót emelt egyes ragadozó emlősfajok kíméletéért (SZÉCSI, 1892; VERESS, 1928). Szécsi Zsigmond így ír a XIX. század végén megjelent szakkönyvében (SZÉCSI, 1892) a borzról: „...hasznossága pedig abból áll, hogy rovarokat és azok lárváit pusztítja, kártékonyága pedig, hogy szőlőkben, répaföldeken pusztításokat visz véghez és hogy erdei tyúkok s más, a földön költő madarak tojásait elkölti s itt-ott talán e madarakat is megeszi.”. Hasznosságának felismerése mellett is tovább üldözték azonban a borzot, és bár Veress Gábor a Nimród hasábjain (VERESS, 1928) is kijelentette a borzról, hogy: „...meg nem érdemelt módon és mértékben irtják.”, valamint 1929-ben a Természettudományi Társulás is márciustól-júniusig tartó vadászati tilalmát javasolta. Szakmai berkekben a faj hazai megítélése a XX. század közepe után még letisztultabbá vált. Táplálkozási jellemzőinek tudományosan nem, vagy csupán szórvány megfigyelésekkel megalapozott ismerete alapján, apróvadas területeken káros, nagyvadas területeken azonban kímélendő vadfajként tekintettek rá (Vásárhelyi, 1958; Bencze, 1972).

Hazánkban, a borz 1974-ben került a törvényesen védett fajok sorába. A több évtizedes védelem ellenére, vagy részben éppen ezért, a fajjal kapcsolatos részletes hazai ismeretek meglehetősen hiányosak. 2001-ben a borz lekerült a hazai védett fajok listájáról (13/2001. (V.9.) KöM rendelet), és kijelölt idényben vadászhatóvá vált (90/2001 (XI.7.) FVM rendelet), mert bizonyítottá vált állomány és elterjedési terület növekedése (HELTAI és mtsai., 2001). A borz az egyik olyan faj a ragadozó emlősök között, amely képes volt alkalmazkodni az emberi tevékenység által átalakult, vagy átalakulóban lévő környezeti viszonyokhoz. Míg sok más faj számára az előnytelen változások az egyedszám csökkenését, a fajok kritikus helyzetbe kerülését jelentik, addig a borz nem csak képes alkalmazkodni a változó körülményekhez, de állomány és elterjedési terület növekedést is el tudott érni.

A borznál a XX. század második felében tapasztalható, több okra (vadászat, orvvadászat, élőhelyi átalakulások, robbanásszerűen megnövekedett közúti forgalom okozta gázolások) visszavezethető állománycsökkenés után a nyolcvanas évektől tapasztalható állomány- és elterjedési terület növekedése európai szintű jelenség (GRIFFITHS, 1993a, 1993b; GRIFFITHS és THOMAS, 1993; GRIFFITHS és KRYŠTUFK, 1993). Jelentős északi irányú terjeszkedését is tapasztalták: Svédországban és Norvégiában a faj az Északi Sarkkört is elérte (BEVANGER és LINDSTRÖM, 1995). Finnországban a nyestkutya ez idejű megjelenése és terjeszkedése ellenére a tendencia hasonló, bár nem ennyire előrehaladott (KAUHALA, 1995).

BIRÓ és mtsai. (2007) országos állomány felmérési eredményekre alapozó véleménye szerint a faj hazai élőhelyfoglalása befejezettnek tekinthető, de az egyedszám/egyedsűrűség növekedése az alföldi, újonnan kolonizált élőhelyein, különösen a tiszántúli régióban még továbbra is várható. A borz elterjedési területébe korábban nem tartozó élőhelyeken a megjelenése, növekvő állomány nagysága és a faj széles táplálékspektruma, jó alkalmazkodó képessége következtében több helyen megnőtt, valamint a továbbiakban is valószínűsíthetően nőni fog a vadgazdálkodási jelentősége.

Különösen érdekes ez a kérdéskör azokon a területeken, ahol a faj az utóbbi időszakban vált gyakori ragadozóvá, hiszen a földön fészkelő fajok predátoraként mind természetvédelmi, mind pedig apróvad-gazdálkodási szempontból, mezőgazdasági termények fogyasztójaként (LANSZKI, 2002, ROPER és mtsai., 1995) pedig mezőgazdasági szempontból is jelentős tényezővé válhat. A borzzal történő gazdálkodás a faj táplálkozási szokásai miatt különösen az apróvad-gazdálkodásra alapozó vadásztársaságoknál (SZEMETHY és mtsai. 2000), illetve az olyan természetvédelmi területeken lehet jelentős, ahol földön fészkelő

védett madárfajok állományának védelmét kell biztosítani. Bár táplálkozás vizsgálatok nem mutatták ki egyértelműen a borz ilyen szerepét (BIRÓ és mtsai., 2007), ennek ellenére a faj egészét tekintve generalista, ugyanakkor egy-egy adott területen specialista viselkedésmódja alapján nagy egyedsűrűségű populációi esetén mindez feltételezhető (HELTAI és LANSZKI, 2003).

Az elmúlt két évtizedben a borzzal történő gazdálkodás olyan területeken is aktuális kérdéssé vált, ahol korábban legfeljebb mint ritka ragadozót tartották számon. Ez új feladat elé állítja a vadgazdálkodási szakembereket, de a kérdéskör a vadgazdálkodáson kívül természetvédelmi, sőt állattenyésztési érdekeket is érint, hiszen a faj térhódítása állategészségügyi jelentőséggel is bír: a nagy borz állománysűrűséggel jellemezhető Nyugat-európai területeken a borzot mint a gümőkór vektorát tartják számon (CHEESEMÁN és mtsai. 1981; OCORRY-CROWE és mtsai., 1996; ROGERS és mtsai., 1999, SMITH és mtsai. 2001).



1. kép: Alvó borz (grafika: Varga Sándor)

2. Célkitűzések

Az intenzív emberi behatás alatt álló és ez által a természetes önszabályozási folyamatait részben elvesztett, átalakított természeti rendszerek miatt hazánk leggyakoribb ragadozója, a vörös róka esetén már évtizedek óta a faj intenzív vadászata vált szükségessé. Az állományváltozási trendek alapján ez a beavatkozás a borz esetében is egyre sürgetőbb kérdéskör. Azonban a fajjal történő, természetvédelmi és vadgazdálkodási, ökológiai és ökonómiai szempontból is megalapozott és elfogadható gazdálkodás megtervezéséhez a borz állomány nagyságát, a faj hazánkban kevésbé tanulmányozott és ez által töredékesen ismert egyéb tulajdonságait, környezeti igényeit is alaposabban meg kell ismernünk.

2003-ban megkezdett vizsgálataimmal a borz alföldi elterjedésének vizsgálatához, ökológiai szerepének megítéléséhez, a fajjal kapcsolatos gazdálkodási elvek kidolgozásához kívántam tudományosan megalapozott eredményeket szolgáltatni.

Célkitűzéseim voltak:

- A borz Hajdú-Bihar megyei jelenlétének, állományhelyzetének felmérése.
- Mintaterületeken részletes kotorékfelismerés alapján sűrűségbecslés, ennek változásának nyomon követése.
- Mintaterületeken kotorékhely választás alapján élőhely-preferencia vizsgálata.
- Táplálkozásökológiai vizsgálatok hulladék és zsákmány maradvány analízis segítségével.
- A talajon fészkelő madarak fészekaljaiban tett potenciális károkozás kísérletes tanulmányozása.



2. kép: Borz (grafika: Varga Sándor)

A vizsgálatok megkezdésekor a tanulmányozni kívánt kérdéskörrel kapcsolatban vizsgálandó hipotéziseket, predikciókat fogalmaztam meg.

Hipotéziseim voltak:

- H_{01} hipotézis: Az utóbbi 15 évben bekövetkezett elterjedési terület és állománynövekedése miatt a borz kotoréksűrűsége Hajdú-Bihar megyében is jelentős, az erős állománnyal rendelkező dunántúli területekhez hasonló értékeket ért el.
- H_{02} hipotézis: Az erdősült területeken több borz él, mint a nyílt élőhelyi viszonyokkal jellemezhető élőhelyeken.
- H_{03} hipotézis: A növényzeti fedettség, az erdősültség mértéke nem kizárólagosan fontos tényező a kotorékhely-választás kapcsán, a borznak a kotorék helyével jellemezhető élőhely-választása során a nyílt élőhelyek is számba jöhetnek.
- H_{04} hipotézis: A borz az erdei élőhelyeken belül a lombos erdőket preferálja.
- H_{05} hipotézis: A borz tápláléka függ az élőhelytől.
- H_{06} hipotézis: A borz tápláléka évszakfüggő.
- H_{07} hipotézis: A borz jelentős fészekpredátor.
- H_{08} hipotézis: A fészekpredáció mértéke és a fészek borzvártól mért távolsága, azaz a borzok jelenléte között szoros, lineáris kapcsolat van.



3. kép: Borznyom

3. Szakirodalmi áttekintés

Nyugat-Európában a borzzal kapcsolatban részletes kutatások folytak, melyekből a faj ökológiáját, szaporodásbiológiáját, viselkedésökológiáját ismertető átfogó tanulmányok is megjelentek (KRUUK, 1989; NEAL, 1986; NEAL és CHEESEMAN, 1996).

Ezzel szemben a hazai borzok sajátosságai viszonylag kevésbé ismertek. Jelentősebb eredmények elsősorban az elmúlt évtizedben születtek. A legtöbb tanulmány a faj hazai elterjedési területének és állományváltozásának a kérdéskörét vizsgálta (BIRÓ és mtsai., 2007; HELTAI, 2002; HELTAI és KOZÁK, 2004; HELTAI és mtsai., 2001, 2005; KOZÁK, 2007; SZEMETHY, 1989a, 1989b; SZEMETHY és HELTAI, 1996; SZEMETHY és mtsai., 2000, 2004). A hazai borzok táplálkozásökológiája kevésbé tanulmányozott (BIRÓ és mtsai., 2007; HELTAI és LANSZKI, 2003; LANSZKI, 2002, 2004), az élőhely-választást befolyásoló tényezők még kevésbé ismertek (KOZÁK és HELTAI, 2006a, 2006b).

Ezen kívül a fent említett kutatókhoz, szakmai műhelyeikhez kapcsolódóan születtek még szak- és diplomadolgozat publikációk a borzzal kapcsolatban. Az elterjedést vizsgálta COMELLAS (2003), a borz vadgazdálkodási és természetvédelmi jelentőségével foglalkozott DÉZSI (2007), KARSAI (2003), KOCSIS (2001) és KÓRA (2000), míg HORVÁTH (2006) és KISS (2005) az élőhely-választással foglalkozott.

A borz hazai kutatottságának hiányát jól szemlélteti, hogy 1995-ben a hazai szárazföldi gerincesek természetvédelmi szempontú értékelése során a faj kutatottsága 10 pontot kapott. Ez az ökológiai igények ismertségét jelző mutatók között a „nem ismertek” kategóriába sorolást jelenti (BÁLDI és mtsai., 1995).

3.1. A borz általános jellemzése

A borz a ragadozók (Carnivora) rendjén belül a menyétfélék (Mustelidae) családjának képviselője.

Elterjedési területe Írországtól Európán és Ázsia nagy részén keresztül a Japán szigetekig terjed (NEAL és CHEESEMAN, 1996), Európán belül a Lappföldtől egészen a Földközi-tenger partvidékéig megtalálható (MITCHELL-JONES és mtsai., 1999). A hatalmas elterjedési területen belül számos alfajt különítenek el. Egyes források 23 alfajba sorolják (ELLERMANN és SCOTT, 1961), míg mások 14 alfajt tartanak nyilván (TRENSE, 1989). Az ázsiai alfajokat újabban *Meles anakuma* néven külön fajba sorolják (MITCHELL-JONES és mtsai., 1999). Európán belül 6 bizonytalan státuszú alfaját tartják nyilván: *Meles meles meles* (Skandinávia és Közép-Európa), *Meles meles marianensis* (Közép-Spanyolország), *Meles meles arcaulus* (Lassithi-síkság, Kréta), *Meles meles rhodius* (Koskino és Rhodos), *Meles meles ponticus* (Törökország), *Meles meles danicus* (Sjaelland, Dánia) (FARAGÓ, 2002). Ezek közül két alfaj rendszertani besorolása széles körben elfogadott: a *Meles meles marianensis* és a *Meles meles danicus* (DAHL, 1954; NEAL és CHEESEMAN, 1996).

Jellegzetes félig föld alatti életmódja. A nappali órákat nagyobb részben a föld alatti kotorékának, várrendszerének mélyén tölti, és azt leginkább csak éjjel hagyja el táplálkozás céljából (NEAL és CHEESEMAN, 1996). Zavartalanabb élőhelyeken különösen az őszi időszakban, termésérés idején nappal is lehet látni.

A borz testhossza 60-92 cm, farkhossza 12-24 cm, testtömege nyáron 8-17 kg, ami a téli időszakra történő felkészülés eredményeként ősszel elérheti a 24-28 kg-ot is (TOMAN és mtsai., 1983; TILLIER, 1992). A kanok valamivel nagyobbak, és kissé sötétebb színűek (SZÉKY, 1979). A bunda színezete szürkés, a lábakon fekete, a fejtájéka fekete-fehér sávozott, a végtagjai rövidek, teste zömök (PEARSON és BURTON, 1986; REICHOLF, 1996;). Mellső lábainak karmai erőteljes ásókarmok, ezek segítségével ássa föld alatti lakhelyét (BREHM, 1976; ÉLŐVILÁG, 2001, NEAL és CHEESEMAN, 1996), de a táplálékának megszerzésében is nagy szerepe van. Hosszan előrenyúló karmú ötujjú végtagjainak nyomképe jellegzetes (NÁHLIK, 1990).

A párzási időszakát koslatásnak hívjuk. Ivarérettségét másfél-két évesen éri el (GAFFREY, 1961), de vemhességét első éves korban is megfigyelték már (LÜPS és WANDELER, 1993). Az embrió fejlődésére jellemző az embrionális diapauza, melynek következtében a blasztociszta állapotú zigóta csak december-januárban ágyazódik be a méh falába (SZÉKY,

1979). Ekkor kezdődik meg a körülbelül 45 napos tényleges kihordási fázis (LÜPS és WANDELER, 1993), ezért az általában április végétől kezdődő párzási időszak ellenére az utódok születése csak télen, tél végén következik be. A nagy elterjedési terület miatt mind a párzási időszak, mind pedig a fialási idő tekintetében bizonytalanság van a szakirodalomban (GAFFREY, 1961; LÜPS és WANDELER, 1993). NEAL és CHEESEMAN (1996) összegzése szerint a párzás széles időszámban előfordulhat és sikeres lehet, és annak időpontjától függ a diapauza időtartama azért, hogy a kölykök az ideális téli, tél végi időszakban jöjjenek a világra. A fiatalok mortalitási rátája igen magas, a kanok várható élettartama 2-4 év, míg a nőstényeké 3-5 év, a maximális életkor 10-12 (15) év körül alakul (GAFFREY, 1961).

3.2. A borz állományhelyzete

A XX. század második felében Európa szerte tapasztalható volt a borz állománycsökkenése. Az állományváltozási adatokat összegző tanulmányok (GRIFFITHS, 1993a; GRIFFITHS és THOMAS, 1993; GRIFFITHS és KRYŠTUFÉK, 1993) a csökkenés okaként több tényezőt jelölnek meg. Fontos szerepe volt a korábbi legális vadászatnak, majd a védelmi intézkedéseket követően az orvvadászatnak. Angol vizsgálatok alapján a vezető halálozási ok a borzok között a közúti baleset, ezt követi a tuberkulózis, majd az eléhezés, illetve egyéb, közelebbről meg nem határozott, kisebb jelentőségű tényezők (NEAL és CHEESEMAN, 1996). Ugyanakkor e faj esetében az állománycsökkenés átmenetinek bizonyult. A borz, számos ragadozóval (pl. farkas, hiúz) ellentétben alkalmazkodott a változó élőhelyi feltételekhez és az antropogén zavaró hatásokhoz. Ennek következtében az európai állománycsökkenés nem csak megállt, de az 1980-as évektől gyakorlatilag mindenhol nőtt az állománya, sőt az elterjedési területe is. Számos olyan területen jelent meg a faj, ahol korábban ismeretlen volt. Így Svédországban és Norvégiában napjainkra már a Sarkkörön is túlnyúlik az elterjedési területe, ami a XX. század közepéhez képest mintegy 300 km-es északi irányú areanövekedést jelent (BEVANGER és LINDSTRÖM, 1995). Finnországban valamivel kisebb mértékű volt az északi irányú terjeszkedést, itt a XX. század közepén regisztrált állapotokhoz képest mintegy 100 km-rel húzódott északabbra a faj (KAUHALA, 1995). Ez utóbbi esetben különösen érdekes tény az elterjedési terület növekedése, ugyanis ugyanezen időszakban egy konkurens ragadozó, a nyestkutya megjelenése és terjeszkedése is lezajlott (KAUHALA, 1995).

A külföldi helyzethez hasonlóan (MITCHELL-JONES és mtsai., 1999) a XX. század közepi visszaesés után hazánkban is a faj erőteljes terjeszkedése és állománynövekedése következett be. Valószínűsíthetően jó alkalmazkodó képességének köszönhetően az 1980-as évek végétől az eredeti élőhelyét jelentő domb- és hegyvidéki erdősült területekről kiindulva Magyarország egyre nagyobb területén jelent meg mint állandó faj (HELTAI és mtsai., 2001).

A borz hazai állománynagyságának becslése, és a populációméret változási irányának meghatározása éveken át végzett kérdőíves felméréssel összegyűjtött országos állománybecslési adatokra támaszkodik (HELTAI és mtsai., 2001; HELTAI és SZEMETHY, 1997; SZEMETHY, 1989a, 1989b; SZEMETHY, 1994; SZEMETHY és HELTAI, 1996). A borz hazai állománysűrűsége a 90-es években a 15 egyed/1000 ha maximális értéket érte el, ami az Alföldön ettől akár egy-két nagyságrenddel is kisebb volt (SZEMETHY, 1994). Jelentősebb állománya a Dunántúl és az Északi-középhegység egyes területein élt. A felmérések alapján, a 90-es évek második felében (SZEMETHY és HELTAI, 1996) több mint 6 egyed/1000 ha egyedsűrűség csak a Dunántúl és Pest megye egyes területein volt található. Az 1987, 1990, 1994, 1997 és 2000-es felmérések adatai alapján a borz határozott terjeszkedést mutatott az Alföldön, azonban jelentősebb egyedsűrűséget csak az Északi-középhegységhez kapcsolódó területein ért el (HELTAI és mtsai., 2001; SZEMETHY, 1994; SZEMETHY és HELTAI 1996). 1987-ben az elterjedési adatokat szolgáltató vadásztársaságok válaszai alapján a borz átlagos országos egyedsűrűsége 2 példány/1000 ha volt, ami 1990-ben 1,86, 1994-ben 2,58, 1995-ben 2,49, 1997-ben 2,66, 1998-ban 3,02, és 2000-ben 3,16 példány/1000 ha értéket ért el (HELTAI és mtsai., 2001). A mintegy 60%-os növekedés statisztikailag is alátámaszthatónak bizonyult. Az országos adatok alapján, az 1987-ben még „borzmentesnek” számító tisztántúli területek között a kiválasztott mintaterületeimen szintén ismeretlenek, vagy ritkának számított a borz. A 2000-es év becsült adatai alapján azonban már ebben a régióban is közönséges fajjá vált. Az 1987. évi 0,66 példány/1000 ha-os egyedsűrűség érték 1998-ra 1,23 példány/1000 ha-ra nőtt, míg 2000-ben pedig 1,07 példány/1000 ha volt. Ez összességében még akkor is jelentős növekedés, ha az évtizedes trend ellenére 1997 és 2000 között a legintenzívebb terjeszkedésnek kitett megyékben az állománya stagnált, vagy kis mértékben csökkent (HELTAI és mtsai., 2001). A 2000 és 2005 közötti időszakban az országos kérdőíves felméréseket évente megismételték. Eszerint a borz populációsűrűsége annak ellenére szignifikáns exponenciálisan növekvő trendet mutatott, hogy 2003-ban és 2004-ben megtorpanás és kis mértékű csökkenés volt megfigyelhető a Dunántúlon, a Duna-Tisza közén

és a Tiszántúlon is (BIRÓ és mtsai., 2007). A legerőteljesebb növekedés a tiszántúli régióban volt tapasztalható (BIRÓ és mtsai., 2007).

A kérdőíves felmérésre kapott válaszokban, 2002-ben a válaszadók 3%-a, 2003-ban 1,8%-a, 2004-ben egyikük sem, míg 2005-ben 0,7%-uk jelezte azt, hogy területén egyáltalán nem fordul elő a borz (BIRÓ és mtsai., 2007). Ez alapján a borz hazai területfoglalása, legalábbis nagy léptékben vizsgálva befejezettnek tekinthető. Azonban az egyedsűrűség adatok statisztikai elemzése azt mutatja, hogy az állománysűrűség még növekedhet – a trendek alapján – különösen a Tiszántúlon (BIRÓ és mtsai., 2007).

Az országos kérdőívek adatainak feldolgozása a kérdőívek kitöltésének esetleges pontatlansága, és a válaszadási arány alapján egyes területeket tekintve hibákkal terhelt lehet. A módszer előnye, hogy viszonylag könnyen kivitelezhető, és országos szinten használható adatokat szolgáltat, mert jól jellemzi az állománynagyság változásának trendjeit. Egyes konkrét vadgazdálkodási egységre, vagy vadgazdálkodási egység területén túlmutatóan egy-egy területen, a pontosabb adatnyeréshez ennél részletesebb felmérésre van szükség (SZEMETHY és HELTAI, 2000).

3.3. A borz élőhely-preferenciája

A borz élőhely-preferenciájánál is elsősorban külföldi tapasztalatokra támaszkodhatunk. Ezek az adatok azonban a faj széles elterjedési területe és ökológiai plaszticitása miatt csak korlátozott mértékben vonatkoztathatók a hazai viszonyokra. Így e témakörben is szükség lenne szélesebb körű hazai vizsgálatokra.

Angliai élőhelyi vizsgálatok eredményei szerint a földtani tényezőknek nagy jelentőségük van a kotorék helyének megválasztásában. Ha tehetik, a viszonylag könnyen ásható, de beomlással nem veszélyeztetett, meleg, száraz talajokat, illetve kőzeteket választják (NEAL és CHEESEMÁN, 1996). Ennek alapján meghatározó az alapkőzet, a vízvezető képesség, a talajmélység, és lazább talaj esetén a gyökerekkel átszőtttség is. Különösen kedvelik a nem túl laza homoktalajokat. Érdekességként említhető, hogy a Wytham erdőben (Oxford, Anglia) vizsgált borzkotorékok észrevehetően követték az erdőn végighúzódó, kotorékásásra alkalmas homoksávot (SOUTHERN, 1964).

Az alapkőzet és talaj mellett fontos tényező a terület vegetációjának fedettsége is. Angliában (CRESSWELL és mtsai., 1990) egy országos program keretében az ország 1,05%-át

lefedő 1x1 km-es hálózatban mérték fel a kotorékok számát. A fővárok elhelyezkedése alapján preferenciát találtak a sövények, a természetközeli lombos erdők, a 3-5 m magas, illetve 3 m alatti cserjések és a páfrányosok esetén, míg kifejezetten elkerülést tapasztaltak az intenzív gyep- és szántóföldi kultúrák tekintetében. Különösen fontosnak minősítették a fedettséget a kölyöknevelésre használt fővárok esetén.

Az Angol Emlőstani Társaság felmérése alapján a felvételezett borzvárok 92%-a lejtős területen, domboldalba, lejtőhátakon helyezkedett el (NEAL és CHEESEMÁN, 1996). Ennek oka, hogy ilyen domborzati feltételek esetén könnyebb a kotorékásásra alkalmas foltokat találni, jobb a vízelvezetés, ezáltal szárazabb és melegebb a kotorék (NEAL és CHEESEMÁN, 1996).

Angliai mezőgazdasági területeken a kotorékok elhelyezkedésében és a territóriumok nagyságának alakításában a kotorék helyének alkalmas erdőfoltoknak és sövényeknek van elsődlegesen fontos szerepe (NEAL, 1986). Ugyanakkor más vizsgálatokban a táplálék ellátottságot találták kulcsfontosságúnak (SILVA DA és mtsai., 1993). A vizsgálat szerint a csoportos életmód is befolyásolta a kotorékrendszerek elhelyezkedését. Ugyanezen eredményre jutottak egy másik vizsgálatban is, amelyet angliai viszonyok között közepes (hazai adatokhoz viszonyítva viszont igen magas: 4,9 egyed/100ha) és ennél nagyobb egyedsűrűségű területeken végeztek (PALPHRAMAND, 2007). Ebben az esetben a földigiliszták biomasszája és az azzal szorosan korreláló gyepterületek aránya volt a meghatározó a kotorékhely választásban.

Azokon a területeken (pl. Dániában), ahol nem a földigiliszta a borz elsődlegesen fontos tápláléka, a kotorékhely választásban a talajtani viszonyok és az erdősültség játszhat fontos szerepet (JEPSEN és mtsai., 1995).

Hazai kotorékhely választási vizsgálatok kis számúak. BIRÓ és mtsai., (2007) alföldi környezetben végzett felmérésük során kotorékokat elsősorban csatornaoldalokban, erdőszéleken, valamint mezőgazdasági táblákban találtak. KISS (2005) az erdőterületekhez kapcsolódó preferenciát mutatott ki a Kiskunsági Nemzeti Parkban végzett felmérések során, míg HORVÁTH (2006) középhegységi élőhelyen kapott hasonló eredményt.

3.4. A borz táplálkozásökológiája

A faj táplálkozási jellemzőiről sok mindent elárul a fogazatának felépítése. A borz általános fogképlete: $314(3)1/314(3)2=38(34)$. A fogak számának redukciója az esetenként csökevényes, vagy hiányzó első előzáfogak (P1) következménye (FARAGÓ, 2002; UJHELYI, 1989). A fogazat felépítésében, akkor a faj táplálkozási szokásaihoz idomuló jellegzetesség látható: a hátsó záfogak (molares) a többi ragadozóéval ellentétben laposabb, szélesebb, növényevőkére emlékeztető felépítésűek (NEAL és CHEESEMÁN, 1996). A fogazat alapján is várható módon a borz állati és növényi eredetű táplálékot egyaránt fogyaszt, ezzel olyan generalista ragadozó, amely nagyon széles táplálékspektrumot használ ki, és adott élőhelyi körülmények között időszakosan szélsőségesen specialistaként, összességében véve opportunistaként viselkedik (LANSZKI 2002, 2004; NEAL és CHEESEMÁN, 1996, ROPER és MICKEVICIUS, 1995).

Élőhelyén alapvetően a táplálékkínálatnak megfelelően erőteljesen specialista, azonban új környezetbe, új táplálékkínálat közé kerülve gyorsan képes váltani, és a rendelkezésre álló táplálékokat maximálisan kihasználni. Ez a váltás az évszakos táplálékkínálat függvényében is megfigyelhető (NEAL és CHEESEMÁN, 1996). Táplálkozás vizsgálatokat számos helyen végeztek. Részletes vizsgálatok adatai állnak rendelkezésre Észak-Európából (SCOOG, 1970; RZEBIK-KOWALSKA 1972), NYUGAT-EURÓPÁBÓL (ANDERSEN, 1955; HARRIS, 1982; HOFMANN, 1999; KRUISINGA, 1965; KRUUK és PARISH, 1981, 1985; NEAL, 1988; ROPER és LÜPS, 1995;; SHEPHERDSON és mtsai. 1990; STOCKER és LUPS, 1984), valamint Dél-Európából is (PIGOZZI, 1988, RODRIGUEZ és DELIBES, 1992). Hazánkban LANSZKI (2002) végzett ez irányú részletes kutatásokat. A vizsgálatok alapján számos táplálék szerepel a faj étlapján. Az állati eredetű táplálékcsoportba földigiliszták, rovarok, emlősök, madarak, kételtűek és hüllők, míg a növények közé elsődlegesen szemestermények, gyümölcsök és zöld növényi részek tartoznak (KRUUK, 1989; NEAL és CHEESEMÁN, 1996). Nyugat-Európa nagy részén, amennyiben elegendő mennyiségű földigiliszta áll rendelkezésre, akkor elsősorban ezeket fogyasztja. GOSZCZYNSKI és mtsai., (2000) átfogó tanulmánya alapján a faj számára európai viszonylatban a földigiliszta és a növények jelentik az elsődleges táplálékot, míg az ízeltlábúak és a gerincesek másodlagos táplálékforrást képviselnek. A táplálék összetétele nagyban függ a földrajzi helytől, az élőhelyi adottságoktól, az évszaktól, sőt az időjárási viszonyoktól is. A borz elsősorban az északi területeken fogyaszt földigiliszta és

gerinceseket, míg dél felé haladva a növényi és rovertáplálék jelentősége nő meg. A 37-40. szélességi fokok között már elhanyagolható a földigilisztá fogyasztás, míg az 55-63. szélességi fokok között ugyanez a növényfogyasztásra jellemző. A szerzők megállapításai szerint a mérsékelt övben, éppen azokon a területeken éri el a faj táplálkozási niche-szélessége a legnagyobb értéket, ahol hazánk is fekszik. Ez érthető is, hiszen az észak-déli irányban változó éghajlati és élőhelyi feltételek a mérsékelt övi zónában horizontálisan, a különböző élőhelytípusok egymás mellettsége kapcsán jelennek meg. Ennek megfelelően az élőhely szerkezet alapvetően befolyásolhatja a borzok hazai táplálék összetételét.

Hazai hullatékanalízisen alapuló vizsgálatok mindezeket megerősítik (LANSZKI, 2002, 2004). Erdővel övezett halastavak környékén élő egyedek télen főként gerincteleneket, elsősorban földigilisztát fogyasztottak, tavasztól-őszig pedig főleg kétéltűeket. Mezőgazdasági területen viszont tavasszal és nyáron a gerinctelenek, míg ősszel a növények, elsősorban kukorica dominált. Jellemző, hogy területtől függetlenül a borz tápláléka fajokban gazdag, de élőhelyén csak a táplálék-források szűk sávját hasznosítja (LANSZKI, 2002, 2004). Gyomortartalom alapján végzett hazai vizsgálatban (HELTAI és LANSZKI, 2003) elsődlegesnek a kisemlősök, másodlagosnak a növények bizonyultak. Ez utóbbi elemzés különböző területen gyűjtött kis elemszámon, alapvetően utak mentén elűtött borzok vizsgálatán alapul. A faj vadászhatóvá válásával azonban a jövőben várható a gyomortartalom vizsgálatok fontosságának a növekedése.

Az eddigi hazai táplálkozási vizsgálatok részben az északi, részben a déli típusú táplálék összetétel eredményekkel mutattak hasonlóságot, ami a hazai élőhelyi viszonyok nagy változatosságát, és a borz azokhoz történő jó alkalmazkodóképességét jelzi.

GOSZCZYNSKI és mtsai., (2000) átfogó tanulmányának megállapításait megerősítik MELIS és mtsai. (2002) eredményei, amelyek egy olaszországi mezőgazdasági területen a növények nagymértékű fogyasztását mutatják. Ebben a vizsgálatban a nyári és az őszi időszakban elsősorban gyümölcsök és napraforgó szerepelt a borz tápláléklistáján, míg télen főleg kukoricát és búzát fogyasztottak. A mezőgazdasági területek nyújtotta jó táplálék ellátottsági feltételek meghatározóak lehetnek a borzállomány nagyságára. DELAHAY és mtsai. (2006) azt találták, hogy minél nagyobb a mezőgazdasági területek aránya a borzok territóriumán belül, a jó táplálékellátottság miatt annál nagyobb csoportnagyság alakulhat ki. Ennek alapján, mezőgazdasági területeken az erdős területekhez képest gyorsabban nő a populációsűrűség. A borz az intenzíven művelt mezőgazdasági területeken a termesztett

növények fogyasztására is specializálódhat, de helyben jelentkező hatása miatt különösen a kis kiterjedésű parcellákon okoz érzékeny károkat, ahol a kártétele arányaiban véve nagyobb (ROPER és mtsai., 1995). A faj térhódításával együtt ez a kérdéskör is napirendre került, számos publikáció foglalkozik borz okozta vadkár elleni védekezés lehetőségével (pl. POOLE és MCKILLOP 1999, 2004; POOLE és mtsai., 2001). A borz kártétele elég jól azonosítható; a magas szárú terményeket ledönti, a kalászból, vagy pl. a kukoricacsőről a csuhé lefejtése után a szemeket a karmaival kifejti. A helyszínen legtöbbször jellegzetes nyoma is megtalálható. Ennek ellenére, a borznak tulajdonított vadkár megtérítését a hazai gazdálkodók nem szokták kérni. Ennek egyik oka, hogy az 1996. évi LV. törvény (1996/LV. Törvény a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadásatról) nem nevesítette ezt a fajt a mezőgazdasági vadkárok kapcsán (1. melléklet), ezért a borz okozta kár megtéríttetése nehézkes (Bíró és mtsai., 2007). A másik ok, – legalábbis Hajdú-Bihar megyei vizsgálati területeimen – hogy a borz kártétele általában együtt jelentkezik a vaddisznóéval, és ahhoz képest elenyésző mértékű.

A faj földön fészkelő madarak fészekaljainak pusztulásában betöltött szerepének tekintetében megoszlanak a vélemények. A borzok fogyasztanak madarakat (Hofmann, 1999; LANSZKI, 2002, 2004; NEAL és CHEESEMÁN 1996) és a madárfogyasztás mértéke észak felé haladva nő (HOUNSOME és DELAHAY 2005). ROBERTSON (1986) egy írországi vizsgálatban mesterségesen nevelt és kitelepített fácánok között tanulmányozta az elhullási okokat. Mindössze az esetek 5%-ában szerepelt okként a borz predáció. Ugyanakkor egy svédországi vizsgálatban (ERLINGE és mtsai., 1984) a fácánfészkek 23%-át borzok pusztították el. KOCSIS (2001) vizsgálatai során azt találta, hogy a borzok lakott kótorékai szignifikánsan közelebb helyezkedtek el a telepesen fészkelő madárközösségekhez.

A borz nem óvatos vadász, táplálkozása során általában igen hangos, így elsősorban a kisemlősök kölykei, röpképtelen fiókák, és a földön fészkelő madarak tojásai válhatnak áldozatául. A tojásfogyasztás nehezen mérhető, mert az ürülékből szinte alig kimutatható (LANSZKI, 2002), ezért ez a hatás műfészkek kísérlettel tanulmányozható. Ilyen jellegű kísérletet hazánkban eddig elsősorban a ragadozó távoltagezésének tanulmányozása érdekében végeztek (BÍRÓ és mtsai., 2007; KLENK és MÁRTON, 2004; KOCSIS, 2001), illetve olyan vizsgálatok folytak, melyek a szőrmés ragadozók fészekpredációs hatását vizsgálták, de csak részben tanulmányozták az egyes fajok jelentőségét (KÓRA, 2000; KOCSIS, 2001).

A táplálkozási jellemzők miatt a borznak az élőhelyein nem kell a táplálékhiánytól tartania, hiszen bár területileg vagy évszakosan egy-egy táplálékformára, legyen az akár a

földigiliszta (KRUUK és PARISH, 1981), vagy pl. egy száraz spanyolországi területen az üregi nyúl (MARTÍN és mtsai., 1995), szélsőségesen képes specializálódni, de a körülmények változása esetén könnyen és gyorsan képes váltani (NEAL és CHEESEMAN, 1996). Ennek megfelelően egy-egy adott élőhelyen a borzok apróvad-gazdálkodásban, természetvédelemben vagy mezőgazdasági kultúrák károsításában játszott szerepének meghatározása csak részletes, a helyi viszonyokra kiterjedő táplálkozásvizsgálattal lehetséges.



4. kép: Jellegzetes borzvár egy erdőpusztai erdeifenyvesben

4. Anyag és módszer

4.1. A kotoréksűrűség felmérés módszertana

A kotorékok felméréséhez a rugalmas sávtranszekt módszert használtam. A mintaterületek bejárása egymással lehetőség szerint párhuzamos, a reprezentativitás biztosítása miatt egymástól a terepi adottságok függvényében 500-800 méter távolságra kijelölt vonalak mentén észak–déli, illetve kelet–nyugati irányban tájfutó tájoló, valamint Garmin E-Trex Venture GPS kézi műholdas helymeghatározó készülék segítségével történt. A belátható sáv szélesség a vegetáció függvényében változott, így a felmérés útvonala mentén 1:10 000-es méretarányú topográfiai térképeken folyamatosan feljegyeztem a belátható sáv szélességet.

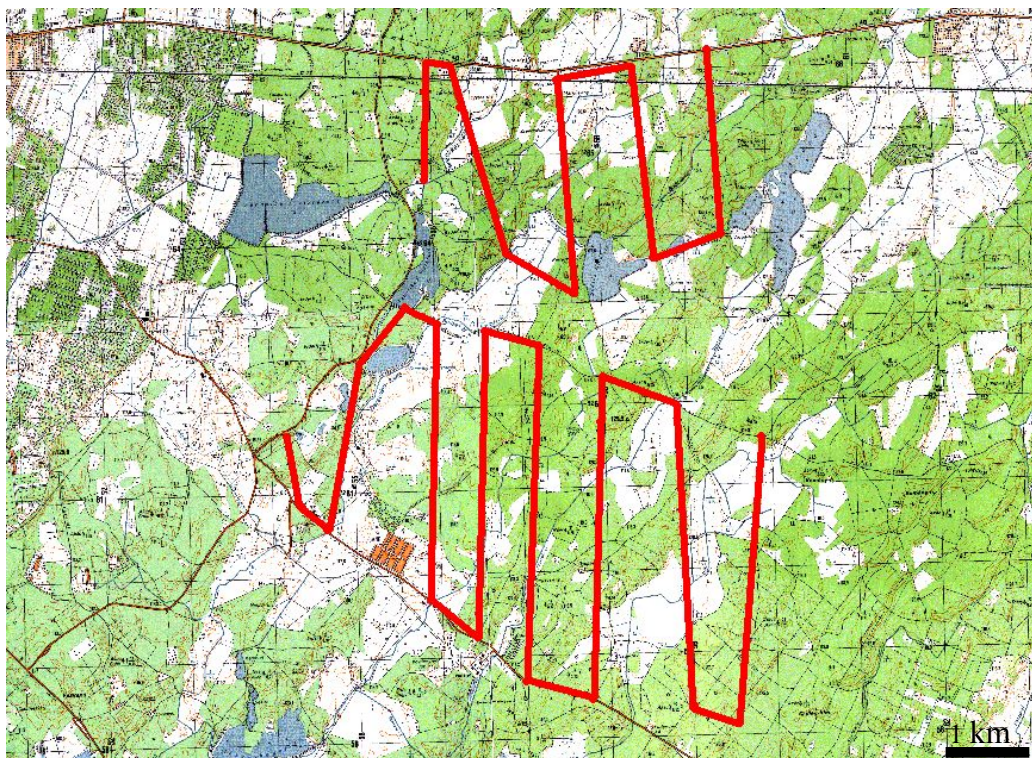
A kotoréksűrűség felmérés tavasszal zajlott, mert ebben az időszakban a borzok a téli időszakhoz képest már lényegesen aktívabbak. Ennek következtében több használt latrina található. Ilyenkor történik meg a váruk alomanyagának a cseréje. Ezen kívül a vegetáció még nem fejlett, ami nagyobb belátható sáv szélességet és biztosabb kotorék fellelhetőséget eredményez. Mindezek alapján a borzvárak megtalálása, és a lakó fajának azonosítása ebben az időszakban a legkönnyebb és a legbiztosabb. Mintaterületeimen a belátható sáv szélesség nem volt állandó, keskenyebb sávot láttam be a fiatal akácokban, illetve a rendkívül sűrű újulattal rendelkező sziki erdőkben. A dombhátak egyes esetekben szintén jelentősen csökkentették a belátható terület méretét. A növényzet borítása azonban a felmérés kora tavaszi időpontjában lényegesen nem akadályozta a terep belátását.



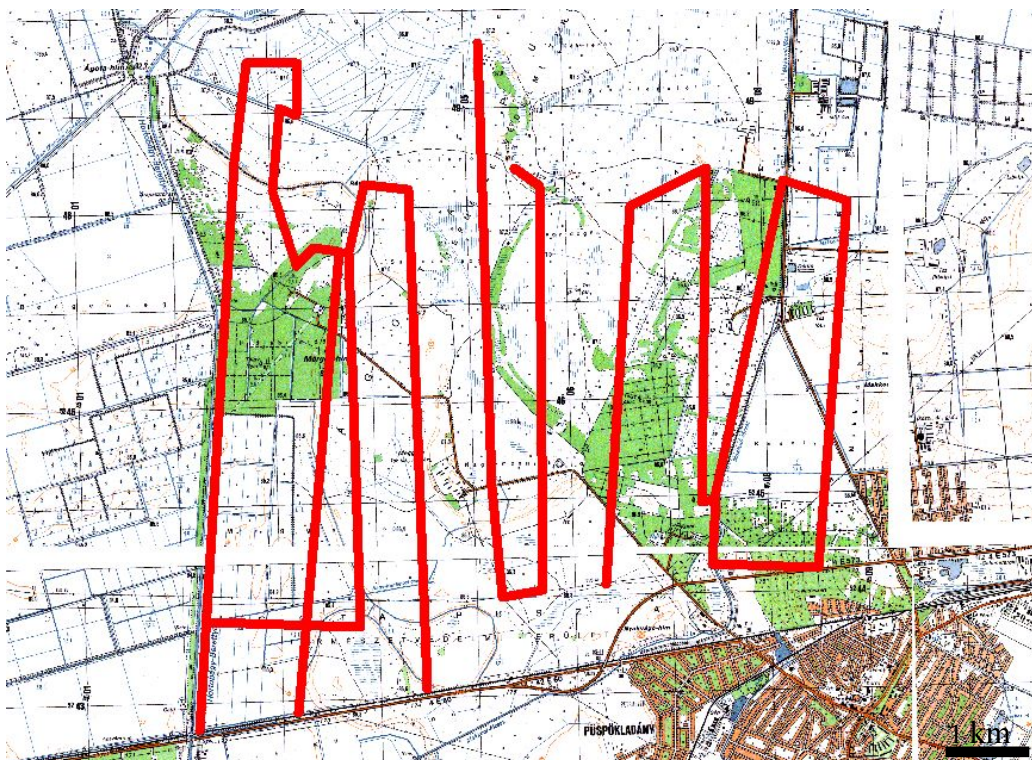
5. kép: Behordásra váró friss alomanyag a borzvár bejáratánál

A feljegyzett sávszélesség és sáv hossz alapján, a mintavétel során 2004-ben Erdőpusztán 615 ha (a teljes mintaterület 20,4 %-a), a püspökladányi mintaterületen 1080 ha (a teljes mintaterület 30,4 %-a), míg a nádudvari mintaterület esetén 1376 ha (a teljes mintaterület 20,7 %-a) tényleges felmérése történt meg. 2006-ban Erdőpusztán 710 ha (a teljes mintaterület 23,6 %-a), a püspökladányi területen 995 ha (a teljes mintaterület 28,1 %-a), míg a nádudvari részen 1410 ha (a teljes mintaterület 21,2 %-a) tényleges felmérése történt meg.

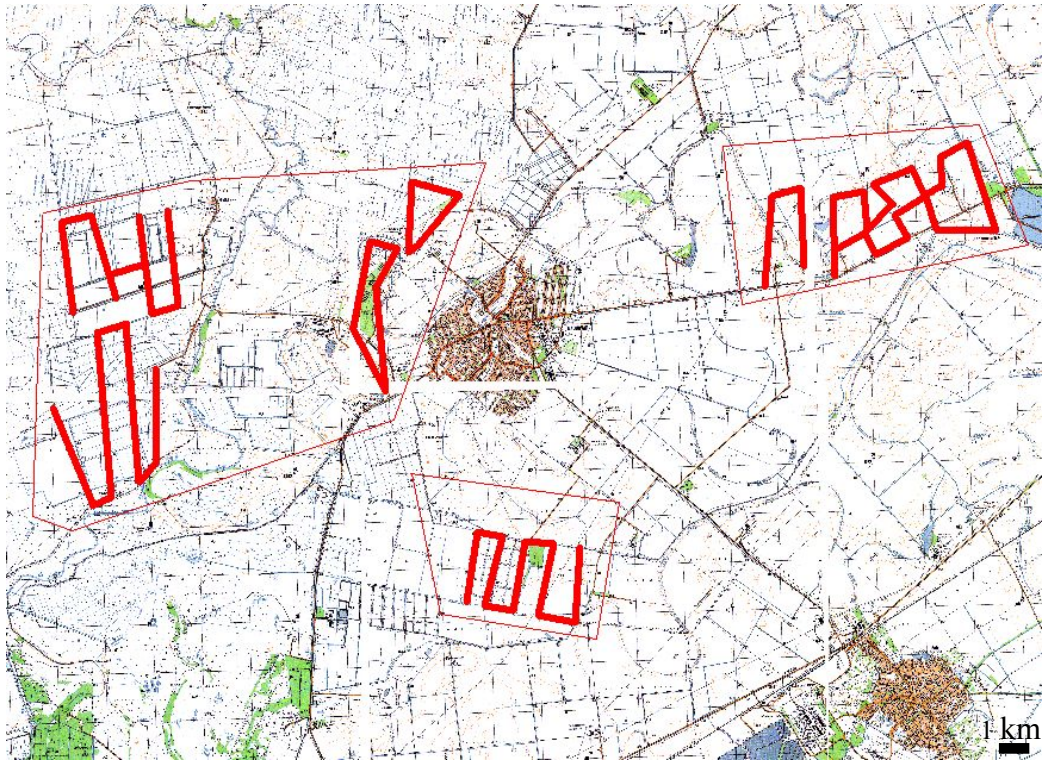
A mintasávok adatait, a megtalált kotorékok helyét GPS-szel WGS koordináták formájában rögzítettem, majd EOVS vetületbe történő átszámítás után, M=1:25 000-es méretarányú digitális térképeken ábrázoltam (1-4 ábrák).



1. ábra: A rugalmas sávtranszektek nyomvonala az Erdőpuszta mintaterületen



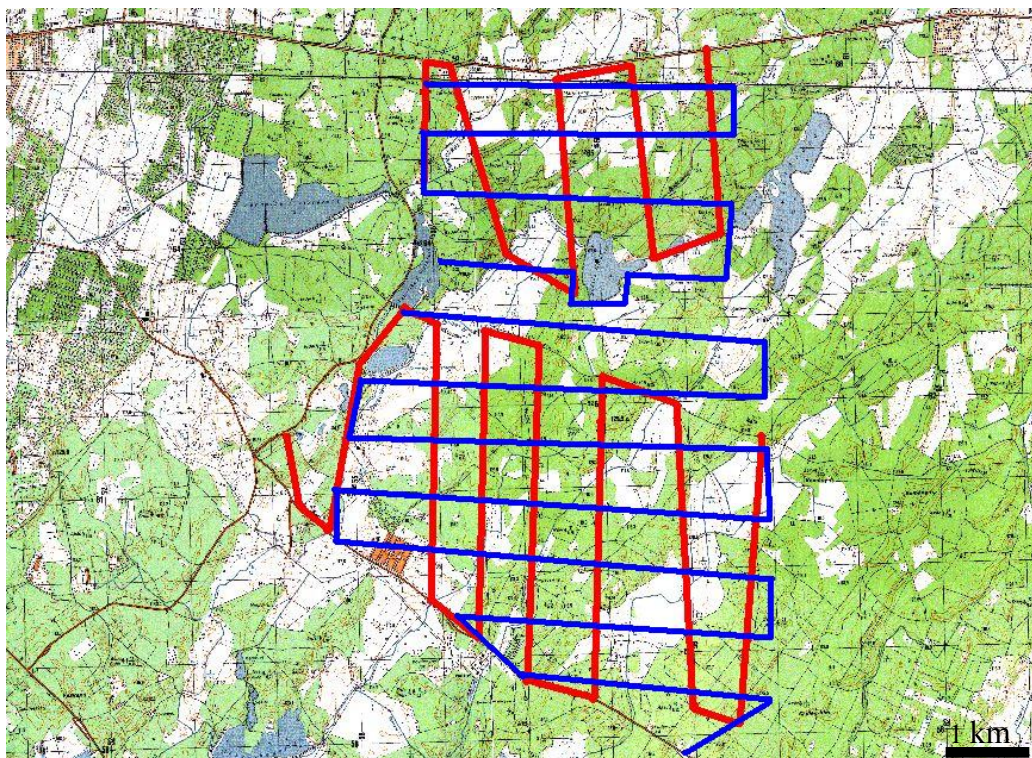
2. ábra: A rugalmas sávtranszektek nyomvonala a Püspökladány mintaterületen



3. ábra: A rugalmas sávtranszektek nyomvonala a Nádudvar mintaterületen

A kotoréksűrűség becsléséhez random módon vettem mintát a sávok közül. Egy-egy alkalommal 5-5 mintavételi sávot választottam ki, és azok átlagos kotoréksűrűségét vettem alapul. Ezt a mintavételt hétszer megismételtem, majd kotoréksűrűség értéként a hét adat számtani átlagát számoltam ki (HELTAI, 1998). A lakott és lakatlan kotorékok sűrűség értékeinek normál eloszlását Kolmogorov-Smirnov tesztel ellenőriztem és független t-próba segítségével hasonlítottam össze.

A felmért sávok kotoréksűrűség adatainak ezzel a statisztikai mintavétellel történő mintázása gyakorlati tapasztalatok alapján jól reprezentálja a terület kotoréksűrűsége értékét (HELTAI, 1998). Ennek tesztelésére az Erdőpuszta mintaterületen 2006-ban az észak–déli irányú sávok mellett egy kelet–nyugati nyomvonalú mintavételezést is végeztem (4. ábra). A két felméréssel kapott átlagos kotoréksűrűségi értékek közötti eltérést független t-próbával teszteltem.



4. ábra: A 2006 évi két különböző (piros és kék) rugalmas sávtranszsekt nyomvonala az Erdőpuszta mintaterületen

Az erdősültség szerepének regionális léptékű felmérése során végzett adatgyűjtéshez a felmérésbe bevont vadgazdálkodási egységeket nyílt, átmeneti és erdősült típusú kategóriákba soroltam be. A besorolás alapját az erdősültségi százalék képezte. Ezeket az adatokat az Állami Erdészeti Szolgálat debreceni igazgatósága által szolgáltatott erdősültségi és erdősítési adatok alapján határoztam meg. Saját besorolási kategóriákat alkalmazva, nyíltnak tekintettem a 10% alatti, átmenetinek a 10-40% és erdősültnek a 40% fölötti erdősültséggel jellemezhető vadgazdálkodási egységeket. Az adott vadásztársaságok területére becsült és a mintaterületeim alapján ezen erdősültségi kategóriákra megállapított átlagos kotoréksűrűség értékeket egymintás t-próba segítségével hasonlítottam össze.

4.2. Az élőhely-preferencia vizsgálat módszertana

4.2.1. Regionális felmérés az erdősültség szerepének felmérésére

A borz nagy léptékű, Hajdú-Bihar megyei elterjedésének és helyzetének felmérésére, valamint a részletes vizsgálatok megalapozására 18 vadgazdálkodási egységet választottam ki (1. és 2. melléklet). Az adatgyűjtés személyes interjú során standard kérdőív alapján történt. A kérdőívben a borzállományra vonatkozó pontok (várak száma, becsült egyedsűrűség, állományváltozási trend megítélése) mellett egyéb, a terület ragadozó emlősfaunáját érintő kérdések is szerepeltek. A kérdőív egy pontja a borzzal kapcsolatos vadkáreseményekre kérdezett rá. A kérdőív kitöltését követően az adott vadgazdálkodási egység szakembereinek kíséretében területbejárást is végeztem, melynek során fotódokumentációt készítettem a szakszemélyzet által tipikusnak tekintett borz élőhelyekről, valamint a kotorékok 50 méteres körzetében megbecsültem a cserje, illetve fa borítottság talajszintre vetített mértékét, a fás és nyílt területrészek arányát. A borzállomány denzitását egy-egy vadgazdálkodási egység területén az egység munkatársai által ismert kotorékok száma alapján értékeltem. A kotoréksűrűség és az erdősültségi adatok összevetésekor az SPSS program használatával Kolmogorov-Smirnov tesztet, és Pearson-féle korrelációs számítást végeztem.

4.2.2. Részletes kotorékfelméreken alapuló élőhely-preferencia vizsgálat módszere

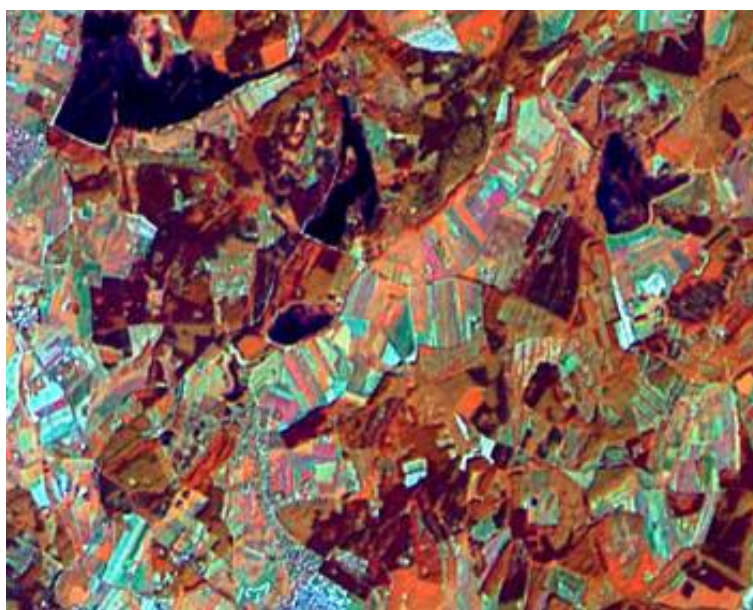
A kotorékok helyének meghatározását rugalmas sávtranszekt módszerrel végeztem (ld. 4.1.1. fejezet).

A kotoréksűrűség felmérés során megtalált borzvárak koordinátáit GPS készülékkel meghatároztam. A számítógépes elemzés megkönnyítése érdekében a felvételezés során jegyzőkönyvben rögzítettem a megtalált kotorékoknál a vegetáció típusát és a terület növényzeti fedettségét is.

A felmérés során esetenként nehéz volt eldönteni azt, hogy a megtalált kotorék lakója róka, vagy borz. Az igazán nagy, több éve használt várak esetén ez nem jelentett problémát, mert a kihordott földmennyiség, a teknős kijárási út, a várhoz vezető jellegzetes csapások, a kora tavaszi „nagytakarítás” eredményeként a kotorékszájak környékén a kihordott régi, és a behordásra váró száraz friss alom mind segített a borzvár azonosításában. Ezen kívül segítséget jelentett a borz jellegzetes nyomképe (JENSEN, 1959; NÁHLIK, 1990), valamint az

ürülékgödrök (latrinák), melyek nagy része a vár közelében, illetve a territórium határokon található (KRUUK, 1989; NEAL és CHEESEMAN, 1996). A bizonytalan státuszú kotorékokat nem soroltam be sem a lakott, sem a korábban használt kotorékok közé.

Az élőhely-preferencia vizsgálatát a felmért kotorékok élőhely-típusonkénti előfordulása alapján végeztem el. A jellegzetes, elkülöníthető élőhely-típusokat a környezeti adottságok, a növényzeti jellemzők alapján alakítottam ki. Ezek lehatárolásához, és területi arányának megállapításához térinformatikai felméréseket végeztem. Az élőhely-típusok terepi lehatárolása alapján műholdfelvételek vegetációs adatait M=1:25 000-es méretarányú digitális térképekre vetítettem és poligon típusú digitális fedvényeket készítettem. A kapott poligonok alapján megállapítottam a terület főbb élőhely-típusainak méretét, előfordulási arányát.



6. kép: Műholdfelvétel az erdőpusztai mintaterület vegetációs viszonyairól

A megtalált kotorékok pontos előfordulási helyeinek azonosítása és az élőhely-típusok területi aránya alapján az elsősorban megfigyelésekre alapuló adatbázisok feldolgozására alkalmas (SZENDREI, 2006) Ivlev-index (IVLEV, 1961) szerint számoltam ki az élőhely-preferenciát:

$$P_x = (A - B) / (A + B)$$

ahol: A = a borzkotorékok aránya az adott élőhely-típusban

B = az adott élőhely-típus aránya a területen

P_x = az egyes élőhely-típusra eső preferencia, vagy elkerülés (ill. mellőzés) értéke (+1-től -1-ig: teljes preferenciától a teljes elkerülésig)

4.3. Táplálkozás-ökológiai vizsgálatok módszertana

4.3.1. Hullaték- és zsákmányanalízis módszere

A faj táplálkozásökológiai tanulmányozására az Erdőpuszta és a Nádudvar mintaterületek 4-4 borzvárát választottam ki. Vizsgálati módszernek a kis és közepes testmretű ragadozó emlősök táplálkozási vizsgálatainál előnyben részesített eljárást (LANSZKI, 2002), a hullatékanalízist választottam. A borz ürülékének a gyűjtése egyszerű, ugyanis a faj a vár környékén úgynevezett latrinákat, ürülékgödröket használ. A latrinák feltérképezésével tavasztól őszig tudtam hullatékokat gyűjteni. Az ezekből nyert táplálkozási adatokat kiegészítettem a kotorékok közvetlen közelében talált zsákmánymaradványok begyűjtésével. A begyűjtött hullatékokat a valószínűsíthető parazitafertőzöttség miatt minimum 3 hónapig fagyasztottam.

Az Erdőpuszta mintaterületről a 2005-2006 évi vizsgálati időszakban 94, a Nádudvar mintaterületről 66 minta begyűjtése és feldolgozása történt meg.

Az ürülminták elemzésének egyik hibája az, hogy a kis és közepes testű ragadozók hullatékában viszonylag ritkán maradnak vizsgálható állapotban csontos elemek, ezért sok esetben a fajszintű határozás nem végezhető el az ürülmintákban található maradványok alapján. Így a táplálék összetevőket csoportokba soroltam. LANSZKI (2002, 2004) eredményeivel történő összehasonlíthatóság miatt a besoroláshoz 6 összevont táplálékkategóriát képeztem: kisemlős, nagytestű emlős (nagyvad és háziállat valószínűsíthetően dögfogyasztásból), madár, kételtű-hüllő-hal, gerinctelenek és növény (kukorica, gabonafélék, gyümölcsök, egyéb növény). Az egyes táplálékcsoportok meghatározása emlősök esetén fogazat (ÁCS, 1985; BOYE, 1982; SCHMIDT 1967; UJHELYI, 1989 és a Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék csonttani gyűjteménye) és szőrök alapján történt. A hullatékából kigyűjtött fedőszőröket mikroszkóp alatt vizsgáltam meg. A szőrök részletes analízisét nem végeztem el, csupán a borz és egyéb emlős szőr kategóriákat különböztettem meg (A. TÓTH, 2003). A madaraknál a tollak, csőr és csontmaradványok jelenlétét vizsgáltam (BROWN és mtsai., 1993, és a Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék gyűjteménye). A hüllőknél szarupikkelyek és csontok (DELY, 1983), halaknál pikkelyek jelenléte, a gerincteleneknél kültakaró alapján (MÓCZÁR, 1984; BÄHRMANN, 2000) történt a besorolás. Növények esetén a magvak határozását végeztem el (SOÓ és KÁRPÁTI, 1968). A borz esetében fontos vizsgálni a földigiliszta fogyasztást is. Ehhez KRUUK (1989) és LANSZKI (2004)

munkája alapján mintát vettem a hullatékból, majd azt zselatinnal bevont tárgylemezre szórtam. Mikroszkóp alatt a földigiliszta tűsertéi láthatóak, így kimutatható ezen táplálék taxon fogyasztása.

A táplálék-összetételt a hullatékokban előfordult és a zsákmánymaradványok alapján azonosított táplálék taxonok relatív előfordulási gyakorisága (RFO) alapján számítottam ki (LANSZKI, 2002):

$$\text{RFO} = 100 * N_i/N$$

ahol: RFO = relatív előfordulási gyakoriság (%)

N_i = adott táplálék taxon példányainak a száma

N = az összes táplálék taxon példányainak összegzett száma

A táplálék összetétel szezonálisát χ^2 próbával teszteltem. A két mintaterületen kapott táplálék összetételt független t-próbával hasonlítottam össze.



7. kép: Borzlatrina

4.3.2. Műfészek kísérlet módszere

A hullatékanalízis során a tojásfogyasztás nehezen mérhető, a tojáshéj darabok lenyelése és ez által ürülékbeli megjelenése esetleges, határozása egyes ritka eseteket kivéve lehetetlen, a tojás tartalma pedig kimutathatatlan (LANSZKI, 2002, 2004). A borz tojásfogyasztásának mérése közvetetten nem lehetséges (LANSZKI, 2002), ezért műfészkekkel végeztem kísérletet.

Az Erdőpuszta és a Nádudvar mintaterületen 2-2 biztosan lakott borzvárat választottam ki. A kotorékoktól sugárirányban a négy égtájnak megfelelően 50, 100, 150, 200, 250 és 300 méterre helyeztem el a környékbeli vegetáció kaszálásából származó növényi anyagból készített műfészket. Kontrollként a területen 2 x 6 db műfészket random módon helyeztem el. A műfészkekbe 2 tyúktojás és 2 fürjtojás került, melyeket a szárnyas ragadozók elleni védelem érdekében növényvel lefedtem. A ragadozó azonosításához igyekeztem a helyi talajtani adottságokat kihasználva, ahol ez nem volt lehetséges, ott általam hozott homokból nyomcsapdát kialakítani.



8. kép: Műfészek



9. kép: Takarás nélkül messzire látszanak a tojások a műfészekben



10. kép: A szárnyas ragadozók elleni védelem miatt szükséges a tojások letakarása



11. kép: Műfészek erdei környezetben

Azért, hogy minél kisebb környezeti zavarást jelentsen a beavatkozás, a műfészkek helyét kora tavasszal alakítottam ki. A műfészkek kialakítása, ellenőrzése és a tojások kihelyezése 2 hónapon keresztül réti szénában tartott kesztyű és gumicsizma használatával történt. A tojások predációját 21 napos intervallumban 3 naponkénti ellenőrzéssel végeztem, majd 1 hónap szünet után egyszer megismételtem a kísérletet.

A műfészkek kísérletben a H_0 hipotézisem az volt, hogy a borz jelentős fészekrabló, így a műfészkek borzvártól mért távolsága és a tojásfogyás között szoros, feltehetően lineáris kapcsolat van. Az adatok kiértékelése során az Excel táblázatkezelő program segítségével korrelációs vizsgálatot végeztem és a diagramokra illeszthető trendvonalak regressziós értéke (R^2) alapján vizsgáltam a változók közötti összefüggés szorosságát. A kísérleti és a kontroll műfészkek adatait független t-próba segítségével hasonlítottam össze.

4.4. A vizsgálatok időbeli ütemezése

A kutatási programban szereplő vizsgálatokat a 2003-2006 közötti időszakban végeztem (1. táblázat).

1. táblázat: A vizsgálatok időbeli ütemezése

Vizsgálat tárgya	Vizsgálat éve
Kotoréksűrűség felmérés	2003, 2004, 2006
Élőhely-preferencia vizsgálata	2003, 2004
Hulladék és zsákmány maradvány analízis	2005, 2006
Műfészek kísérlet	2006

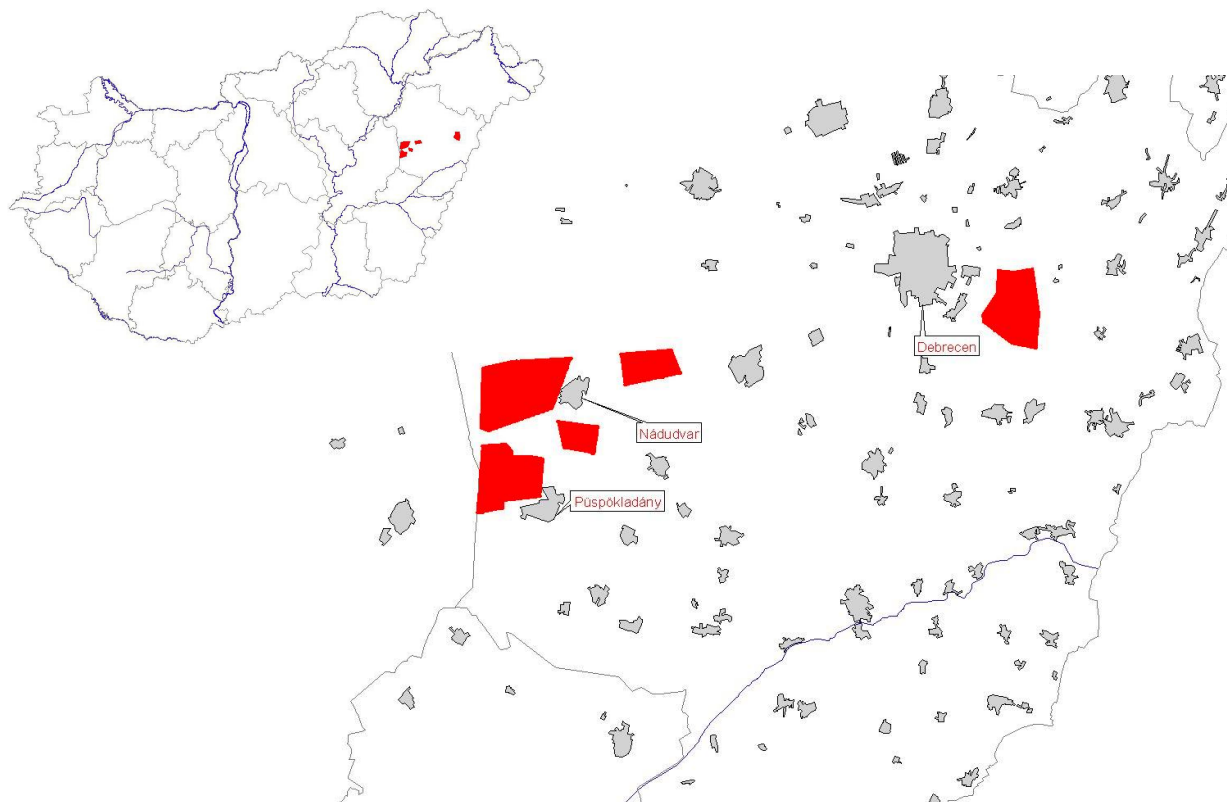


12. kép: A borz időnként télen is elhagyja a kotorékát

4.5. A mintaterületek bemutatása

A kérdőíves felmérés során 18 Hajdú-Bihar megyei vadgazdálkodási egység vizsgálatára került sor (2. és 3. melléklet). Ennek során Hajdú-Bihar megyei élőhelyi és vadgazdálkodási viszonyokat reprezentáló területeket választottam ki. Ezzel széles határok közötti erdősültséget mutató (4. melléklet), alapvetően apróvadas egységek adatait dolgoztam fel.

A részletes vizsgálatokhoz három, a Hajdú-Bihar megyei élőhelyi viszonyokat jellegzetesen képviselő mintaterületet választottam ki (5. ábra), melyek közül egy jelentősen erdősült, egy átmeneti és egy pedig gyakorlatilag teljesen nyílt habitatokkal jellemezhető terület.



5. ábra: A mintaterületek elhelyezkedése

A Debrecen mellett található mintaterület (továbbiakban Erdőspusztza) a Hajdúsági Tájvédelmi Körzet Dél-Nyírség-Hajdúság kerületének jellegzetes erdőspusztai élőhelye. A felmérést a Vámospércsi út, Diószegi út, Panoráma út, valamint a Halápi tározó által határolt területen végeztem. A mintaterületen az erdősültség mértéke magas ($>55\%$), az erdőket

kisebb-nagyobb tisztások, gyepesek, mezőgazdasági területek, és tavak, vízfolyások tarkítják (4. táblázat). A mintaterületen nagy kiterjedésben találunk erdei fenyveseket, akácosokat, de megtalálhatók a természetszerű, illetve ültetett kocsányos tölgyesek is. A szántóterületeken elsősorban kapásokat és kalászosokat termesztenek, a nyílt élőhelyeken belül a gyepesek aránya alacsony. Az egész régió síkvidéki terület, azonban homokhátak, lankák színesítik a táj arculatát.



13. kép: Jellegzetes erdőpusztai táj a Fancsikai tározó mellett



1. kép: Borzkotorék egy erdőpusztai erdőfenyvesben

A Püspökladány melletti mintaterület (továbbiakban Püspökladány) a Hortobágy-Berettyó csatorna, a Kösely, a 4-es számú főút, valamint a Püspökladány-nádudvar közötti útvonal által határolt területen helyezkedik el. A felmérés a Hortobágyi Nemzeti Park fokozottan védett Ágota-pusztai, zömmel fátlan vegetációjú szikespusztai részét, valamint a Hortobágy jellegzetes pusztai élőhelytípusai között különlegességnek számító, mintegy 400 hektár kiterjedésű, a szikfásítási program keretében létrehozott Farkasszigeti erdőt, és a mintegy 200 hektár kiterjedésű Hídlábi erdőt is magába foglalta. A nyílt területeken maximum mikrodomborzati változatosságot mutató, laposokkal tagolt szikes puszták, zsombékosok, rövid fűvű gyepek, szántók, illetve csatornapartok találhatók (4. táblázat).



25. kép: A Farkasszigeti erdőtömb mellett elhelyezkedő nyílt szikes puszták kora tavasszal



36. kép: Borzvár a Farkasszigeti erdő melletti nyílt területen

A területi adottságok miatt három egységből álló Nádudvar melletti mintaterület (továbbiakban Nádudvar) a Hortobágy, a régi és az új Kösely, valamint a Hajdúszoboszló-Nádudvar és Nádudvar-Kaba közötti útvonal által lehatárolt nádudvari határban helyezkedik el. A felmérés zömmel fátlan vegetációjú, legfeljebb mikrodomborzati változatosságot mutató, laposokkal és kisebb hátakkal tagolt gyepterületeket, valamikori rizsföldeket, felhagyott halastavakat, csatornák által szabdaltszántókat és árokpartokat foglal magába (4. táblázat). A táj jellegzetes elemei az ex lege védelem ellenére részben beszántott kurgánok.



47. kép: A nádudvari mintaterület teljesen nyílt élőhely



58. kép: Borzkotorék csatornaoldalban a nádudvari nyílt élőhelyen

5. Eredmények ismertetése és értékelése

5.1. A kotoréksűrűség felmérésének eredményei és azok értékelése

Az erdősültségi adatok (4. melléklet) alapján a nyílt típusú területi kategóriába 9, az átmenetibe 6, míg az erdősbe 3 vadgazdálkodási egységet soroltam (2. táblázat).

A kérdőíves-interjúk felmérés eredményeit összehasonlítottam a mintaterület vizsgálataim által nyílt (Nádudvar), átmeneti (Püspökladány) és erdős (Erdőpuszta) területi kategóriákra kapott átlag kotoréksűrűség értékekkel. Megállapítható, hogy a vadgazdálkodási egységek szakemberei által becsült kotoréksűrűség értékek a nyílt ($0,19 \pm 0,071$) és az erdős kategóriák ($0,71 \pm 0,065$) esetén szignifikánsan ($t=23,82$, $df=8$, $p<0,05$, és $t=8,71$, $df=2$, $p<0,05$) alacsonyabbak a részletes felméréssel kapott átlag értékeknél (nyílt= $0,76$, erdős= $1,04$). Az átmeneti típusú kategóriába sorolt vadásztársaságok esetén tapasztalható nagyobbak becsült érték ($0,33 \pm 0,12$) nem tér el szignifikánsan a részletes felmérés eredményétől ($0,28$).

A nyílt területi kategóriájú vadásztársaságoknál tapasztalt szignifikáns eltérés valószínűsíthetően annak tudható be, hogy a borz ezeken az élőhelyeken viszonylag friss betelepülő, és a borz és a rókakotorékok elkülönítésére a terület vadgazdálkodási szakemberei még nem fordítanak kellő hangsúlyt. Ezen kívül az is szerepet játszhat a jelentős alulbecslésben, hogy a borzkotorékok nagy százalékban fordulnak elő olyan helyeken, ahol nem várják a felbukkanásukat, azaz a teljesen nyílt, erdőfolttól is távoli pontokon. A korábbi tapasztalatoknak (HELTAI, 1998) megfelelően találtam a mintaterületeken olyan kotorékokat, melyekről a területet jól ismerő helybeli szakembereknek nem volt tudomásuk.

Az erdős területeken a kotorékok helyiek által történő alulbecslése adódhat a terepi adottságokból (zártabb vegetációjú élőhelyek, eldugottabb kotorékok), valamint abból is, hogy e vadásztársaságok kisebb hangsúlyt fordítanak a szőrmés ragadozók állományszabályozására, hiszen fő bevételi forrásuk az őzre alapozó vadgazdálkodási tevékenységből származik.

Ezek alapján kijelenthető, hogy a kérdőíves felmérés trend jellegű adatok nyerésére gyors és jó módszer, de tényleges állományadatok felvételezéséhez mindenképpen szükség van a részletes, ha nem is teljes, de mindenképpen reprezentatív felmérésre.

2. táblázat: A kotoréksűrűség felmérés eredményei

Terület	Lakott borzvár/100 ha	Összes borzvár/100 ha	Kategória	Módszer, időpont
Nánási-Pusztá Vt.	0,27	n.a.	ny	Kérdőíves interjú, 2003
Hajdúdorog Nimród Vt.	0,33	n.a.	ny	
Nyírábrányi Vt.	0,65	n.a.	e	
Széchenyi Zsigmond Vt.	0,32	n.a.	á	
Agrárgazdaság Vt.	0,43	n.a.	á	
Nagyhegyesi Nimród Vt.	0,23	n.a.	ny	
Debrecen Bocskai Vt.	0,16	n.a.	ny	
Agrárgazdaság KFT	0,17	n.a.	ny	
Egyetértés Vt.	0,2	n.a.	á	
Nyírerdő Nyírségi Erdészet*	0,78	n.a.	e	
Farkasvölgye Vt.	0,7	n.a.	e	
Nagylétai Bocskai Vt.	0,22	n.a.	á	
Hosszúpályi Liget Vt.	0,33	n.a.	á	
Hunyadi Vt.	0,2	n.a.	ny	
Földgáz Vt.	0,12	n.a.	ny	
Barátság vt.	0,11	n.a.	ny	
Pocsaji Vt.	0,17	n.a.	ny	
Hencida-Kismarja Vt.	0,52	n.a.	á	
Erdőpuszta*	1,07	3,00	e	2004
Erdőpuszta*	1,00	2,8	e	2006 a
Erdőpuszta*	1,06	2,77	e	2006 b
Püspökladány	0,3	0,39	á	2004
Püspökladány	0,26	0,32	á	2006
Nádudvar	0,61	0,64	ny	2004
Nádudvar	0,91	0,93	ny	2006

Jelmagyarázat:

- *Szigifikáns eltérés ($p < 0,01$) a lakott és lakatlan kategória között
2006 a és b: ugyanazon évben más sávok mentén elvégzett felmérés eredményei
n.a. = nincs adat
e = erdős
á = átmeneti
ny = nyílt

A mintaterületek adatait alapul véve azt tapasztaltam, hogy a nyílt (Nádudvar), az átmeneti (Püspökladány), és az erdős (Erdőspuszta) mintaterületek kotoréksűrűség értékei egymástól eltértek. χ^2 -próbát végezve az a megállapítás tehető, hogy az élőhelyi adottságnak szignifikáns befolyásoló hatása volt a kotoréksűrűség értékekre ($\chi^2=31,18$, $df=4$, $p=0,05$), azaz a nyílt és az átmeneti élőhelyeken szignifikánsan kevesebb borz él, mint az erdőszült területeken. Ez az eredményem igazolja a H_0 hipotézisemet, azaz, hogy „az erdőszült területeken több borz él, mint a nyílt élőhelyi viszonyokkal jellemezhető élőhelyeken”.

A lakott és az összes borzkotorék sűrűség értékeket összehasonlítva csak az Erdőspuszta mintaterület esetén volt szignifikáns eltérés. A Püspökladány és a Nádudvar mintaterületeken a lakott és az összes borzkotorék sűrűség értékek között nem volt szignifikáns különbség ($p=0,1$). Ez valószínűleg a talajtani és domborzati viszonyokból adódik. A püspökladányi és a nádudvari mintaterületeken a tavasszal vízállásos, mélyebb fekvésű részek kiterjedtsége miatt gyakorlatilag csak a megtalált borzvárak helyén volt egész évben használható, jelentősebb méretű földalatti üregrendszer ásására alkalmas hely. Ezzel szemben az erdőspusztai terület dombháta nagyszámú kotorék elkészítését és váltott használatát teszik lehetővé. A lakott és a felmérés idején lakatlan kotorékok elhelyezkedése és mérete alapján megállapítható, hogy az erdőspusztai területen egy-egy klán valószínűsíthetően több kotorékot, fő és mellékvárakat is használ, mint ahogy az a fajra általánosan jellemző is (NEAL és CHEESEMAN, 1996; BIRÓ és mtsai., 2007). Erre a püspökladányi mintaterületen a rendszeres tavaszi vízborítás miatt a borzcsaládoknak kevésbé van lehetősége. Ezt a feltételezést támasztja alá az is, hogy a mintaterület keleti oldalán található Farkasszigeti erdő szegélyétől nem messze, gyepterületen egy borzvár helyezkedik el. Ez a környékbeli pásztorok szóbeli közlése alapján 1991 óta folyamatosan lakott, és egy régi tanyahely kissé magaslati pontjaként a környék egyetlen alkalmas helye a borzvár létrehozásához. A nádudvari mintaterületen a kiterjedt intenzív mezőgazdasági tevékenység akadályozza a nagyszámú vár folyamatos fennmaradását, így például a kukoricaföld közelében létrehozott kisebb mellékvárak rendszeresen a talajművelés áldozatává válnak.

A faj általános ökológiai igényeit tekintve azt várhatjuk, hogy a kotoréksűrűség értékek a nyílt élőhelyi adottságú helyektől az erdősült felé haladva nőnek. A kapott adatok ennek részben ellentmondanak, hiszen a nyílt kategóriájú nádudvari mintaterület kotoréksűrűségi értéke szignifikánsan nagyobb ($p=0,05$), mint a vegetációs borítottság szempontjából átmeneti típust képviselő püspökladányi mintaterület vonatkozó értékei. Ennek oka a jelentős tavaszi vízborítás, ami nagy területen megakadályozza a kotoréklakó életmódot.

A statisztikai elemzés alapján a két év különbséggel elvégzett felmérések eredményei még a jelentősnek tűnő, 49%-os növekedést mutató nádudvari mintaterület esetén (2004: 0,61 lakott kotorék/100 ha, 2006: 0,91 lakott kotorék/100 ha) sem különböznek szignifikánsan. Ennek oka lehet a két felvételezés között eltelt rövid időszak, illetve az is, hogy a faj állomány nagysága a vizsgálati területeken megközelítette a maximális méretet. A kotoréksűrűségben Püspökladány mintaterületen tapasztalható kis mértékű, nem szignifikáns visszaesés magyarázata lehet a 2005-ös csapadékos év, nagy területek hosszú ideig tartó jelentős vízborítása.

Az országos állománybecslési adatok borz egyed/1000 ha dimenzióban adják meg a populációsűrűséget (HELTAI és mtsai., 2001; HELTAI 2002). A borzok alapvetően családi kolóniákban élnek, a pontos egyedszám becsléshez fontos tudni, hogy milyen az egyes családok összetétele, hány tagból állnak, illetve a borzvárok életének folyamatos nyomon követésével be kell azonosítani a csak nyári, sokszor csak egy vagy néhány egyed által, illetve az egész évben több egyed által lakott kotorékokat. Emiatt a jelen esetben alkalmazott felmérési módszer nem használható konkrét egyedsűrűség becslésre, ezt rendszeres nyomszámlálásnak, egész éves megfigyelésnek kell kiegészítenie. Ennek megfelelően a jelen felmérésben kapott kotoréksűrűség-értékek nem hasonlíthatóak össze a legtöbb fellelhető irodalmi adattal.

Más alföldi adatokkal történő összevetéshez a felmérésemmel azonos módon végzett vizsgálatok által kapott irodalmi adatokat összegeztem a 3. táblázatban.

3. táblázat: Borz kotoréksűrűség adatok egyéb mintaterületekről

Terület	Lakott borzvár (kotorék/100ha)	Összes borzvár (kotorék/100 ha)	Forrás
Borsodivánka	0,00	0,00	HELTAI, 1998
Abádszalók	0,00	0,00	
Egyek	0,06	0,06	
Pély	0,03	0,03	
Boronka	0,21	0,21	KKA jelentés, 1999
Dévaványa	0,03	0,03	
Kolon-tó	1,06	1,23	
Abádszalók	0,12	n.a.	HELTAI, 2002
Egyek	0,22	n.a.	
Dévaványa	0,48	n.a.	
Középpeszér	1,18	1,47	KISS, 2005

A részletes kotorékfelmérések minden területen megerősítik az országos állományváltozást vizsgáló kérdőíves felmérések adatait, azaz a borz erőteljes alföldi terjeszkedését (HELTAI és mtsai., 2001). Az országos adatok nem nyújtanak kellő információt a terjedés intenzitásáról (BIRÓ és mtsai., 2007), de azt tudjuk, hogy az állománynövekedés a Tiszántúlon 1999-2000-ben stagnált, majd 2004-ig újabb növekedést mutatott (HELTAI és mtsai., 2001, HELTAI és mtsai., 2005). Abádszalók, Egyek és Dévaványa térségében 4, illetve 3 év különbséggel elvégzett felmérés adatai szerint (3. táblázat) a faj megjelent, illetve igen jelentős terjeszkedést mutatott. Az egyeki mintaterületen 366%-os (1998: 0,06 kotorék/100ha, 2002 0,22 kotorék/100ha), a dévaványain 1600%-os (1999: 0,03 kotorék/100ha, 2002 0,48 kotorék/100ha) kotoréksűrűség növekedést tapasztaltak. A Hajdú-Bihar megyei kotoréksűrűség adatokat tekintve ilyen mértékű növekedést nem tapasztaltam, de ez a felmérési időpontnak is köszönhető, hiszen vizsgálataimat akkor végeztem, amikor a faj a legerőteljesebb alföldi terjeszkedésének csúcsán már túljutott. A borz erdőpusztai jelenlétéről a XX. század részletes adatok nincsenek, de az biztos, hogy régen is a terület lakója volt (ZELIZY, 1882). A felméréseim során kapott kotoréksűrűség értékek összességében

meghaladják a legtöbb, részletes alföldi felmérés adatait. Ez alól a Kolon-tó környéki és a középpeszéri vizsgálatok adatai jelentenek kivételt. Utóbbi 2005-ös felvételezés, tehát szintén a terjeszkedés és állománynövekedés valószínűsíthető csúcserkékeinek elérését, illetve megközelítését követően felvételezték (BIRÓ és mtsai., 2007).

A kotorékok száma szoros korrelációban van a területen élő borzok számával (NEAL és CHEESEMAN, 1996). A lakott borzkotorékok száma alapján megállapíthatjuk, hogy a borzsűrűség érték a magas erdőszűtsűgű erdőspusztai mintaterületen eléri a jelentős állománnyal rendelkező dunántúli populációk sűrűség értékeit (HELTAI és mtsai., 2001; HELTAI, 2002). A mintaterületek borzkotorék-sűrűség adatai az országos, és néhány részletes vizsgálat eredményéhez viszonyítva is kiemelkedően magas értékeket mutatnak. A felmérésben az aktív kotorék kategóriájába csak a biztosan lakott nagy várakat soroltam, így mindenképpen csak minimális egyedszámnak minősül az, ha csak egy egyedet veszünk lakott kotorékonként. Az így valószínűsíthető minimális egyedsűrűség lényegesen meghaladja a tiszántúli átlagadatokat, sőt eléri azon dunántúli területek adatait, ahol a korábbi kérdőíves felmérések során az ország más részeihez viszonyítva szignifikánsan nagyobb értékeket regisztráltak (HELTAI és mtsai., 2001, BIRÓ és mtsai., 2007).

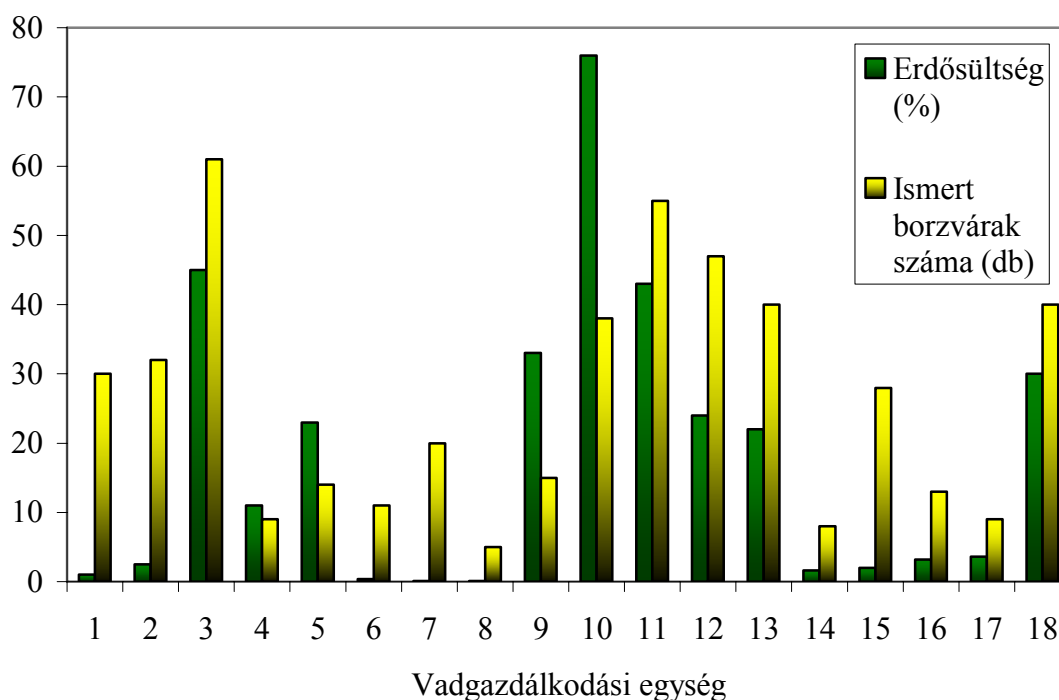
A vizsgálati adatok *megerősítik H_{01} hipotézisemet*, azaz „*az utóbbi 15 évben bekövetkezett elterjedési terület és állománynövekedése miatt a borz kotoréksűrűsége Hajdú-Bihar megyében is jelentős, az erős állománnyal rendelkező dunántúli területekhez hasonló értékeket ért el*”, így a borz napjainkra gyakori és nagy egyedsűrűséggel jellemezhető ragadozó az ország azon pontjain is, ahol korábban ritka faj volt.

A borzzal történő átgondolt gazdálkodás mind természetvédelmi, mind vadgazdálkodási szempontból jelentkező kérdés. Részletes felmérésen alapuló adataink rámutatnak arra is, hogy az állomány-nagyság pontos megítélése egyszerű becsléssel nem, hanem csak tudományosan megalapozott mintavétellel lehetséges.

5.2. Az élőhely-preferencia vizsgálat eredményei és azok értékelése

A borz élőhely-preferenciájának vizsgálatához a kotorékok elhelyezkedését mértem fel. Egy-egy egyed/család az év során otthonterületének különböző típusú élőhelyi foltjait is használja (KRUUK és DE KOCK, 1981; LANSZKI, 2004; REVILLA és PALOMARES, 2002). Ugyanakkor a borz esetén kulcsfontosságú a kotorék helyének a megválasztása. A faj egész évben kotorékban lakik, a kölyöknevelés, és a klán egész élete fő- és mellékvárakból álló kotorékhálózathoz kötődik (NEAL és CHEESEMAM, 1996). A kotorékok helye a borz szempontjából egyfajta fontos élőhely választási mutató. Az egyedek mozgáskörzetével ellentétben a kotorékok helyének térképezése viszonylag könnyen és költséghatékony módon kivitelezhető.

A személyes megkérdezések során készített 18 kérdőíves felmérés és a terepbejárások során nyert adatok alapján az erdősültségi % és az ismert és lakott borzvárak számát tekintve a 6. ábrán bemutatott alaphelyzetet tudtam rögzíteni. A két változó (erdősültség és borzvárak száma) kapcsolatának vizsgálata során megállapítható, hogy az erdősültség és az ismert borzvárak száma a Pearson-féle korrelációs együttható értéke alapján magas valószínűségi szinten vizsgálva is szignifikáns korrelációt mutat ($r = 0,622$, $p = 0,01$).



6. ábra: A felmérésbe bevont 18 vadgazdálkodási egység erdősültségi adatai és az ismert aktív borzkotorékok száma

Az erdősítési támogatások és az erdőterület növelési központi elvárások következtében az alföldi erdőterületek további növekedése várható. A közepes mértékű ($r^2 = 0,3881$), szignifikáns összefüggés alapján, regionális szinten vizsgálva az erdősültség mértékének növekedése várhatóan a borz további terjeszkedését és állománynövekedését fogja eredményezni.

Az erdősültségi százalékkal kapcsolatban tapasztalt összefüggés, és az irodalmi adatok szerint a faj vegetációs fedettséggel szemben mutatott preferenciája (CRESSWELL és mtsai., 1990; NEAL és CHEESEMAN, 1996; JEPSEN, 2005) alapján kezdtem el részletesen vizsgálni a borz élőhely-preferenciáját Hajdú-Bihar megyei élőhelyi viszonyokat reprezentáló mintaterületeken a borztorok elhelyezkedése alapján.

Az élőhely-preferencia felméréséhez kiválasztott helyszíneken 10 élőhelyi kategóriát különítettem el (4. táblázat). A kategóriákat a vegetációs fedettségi viszonyok, a jelentősen eltérő abiotikus és biotikus környezeti feltételek és az emberi zavarás mértéke alapján alkítottam ki.

A három mintaterület az egyes élőhely-típusok reprezentáltsága alapján jelentősen különbözik (4. táblázat). A nyílt élőhelyeket tekintve a szántók aránya hasonló (Erdőpuszta 35%, Püspökladány 30,8%, Nádudvar 30,5%), azonban a gyepek jelentős részaránya miatt csak a nádudvari (45,1%) és a püspökladányi terület (57,1%) bizonyul összességében nyílt jellegűnek. Az erdőpusztai mintaterületen nem található zsombékos, míg ez a másik két mintaterületen előfordul (Püspökladány 0,3%, Nádudvar 2%). A jelentős nyílt területek mellett a nádudvari területen az erdő élőhely-típust csupán néhány fasor jelenti (0,5% erdő élőhely-típus), míg a 16%-os erdősültségi arány miatt a püspökladányi mintaterület az átmeneti élőhelytípust képviseli. A püspökladányi mintaterületen az erdő élőhely-típus nem csak részarányát tekintve (Püspökladány 16 %, Erdőpuszta 54%), hanem az erdeifenyvesek, és akácfelújítások hiánya miatt, összetételét tekintve is teljesen eltér az erdőpusztai mintaterülettől.

Ugyanakkor az egyes mintaterületek, Hajdú-Bihar megye egészét tekintve, jellegzetes élőhely-típusokat reprezentálnak. A mintaterületek élőhely-preferencia értékeinek összehasonlíthatósága, és Hajdú-Bihar megyére vonatkoztatható összevonása érdekében a 10 részletes élőhely kategóriát 4 fő kategóriába soroltam be (5. táblázat). A három mintaterület az összevont élőhelyi csoportok esetén végzett χ^2 teszt alapján $p = 0,05$ valószínűségi szinten szignifikánsan különbözik egymástól. Az összevont élőhely kategóriák mindhárom területen

értékelhető kiterjedésben megtalálhatók, így ezek reprezentáltsága alapján értékeltem a faj élőhely-preferenciáját.

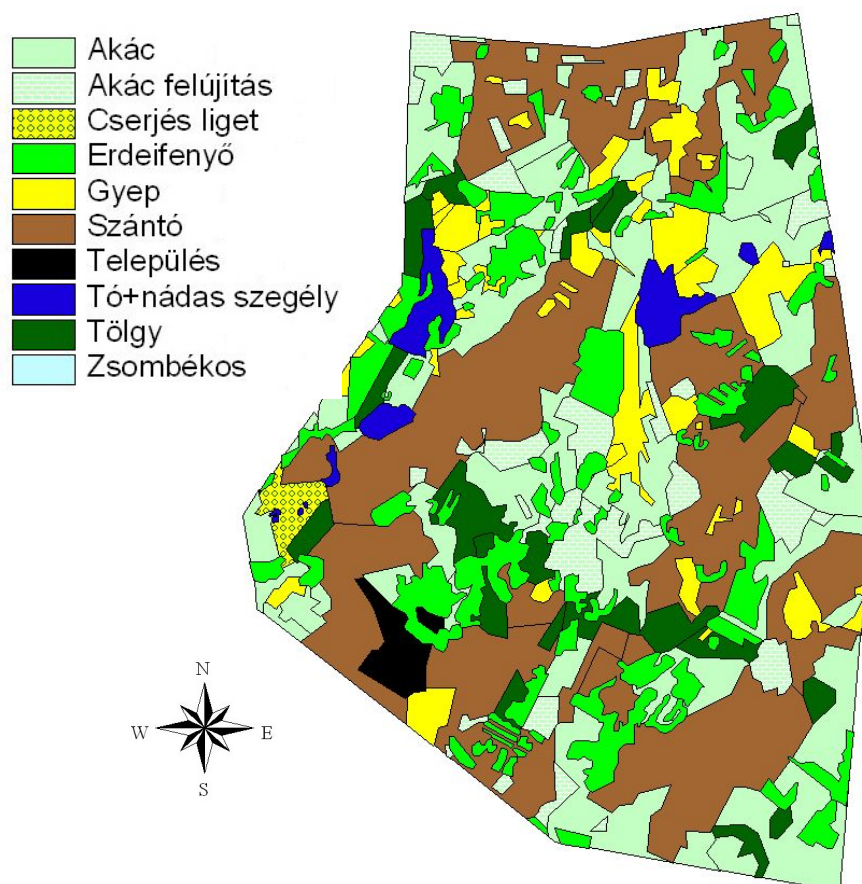
4. táblázat. A mintaterületeken a részletes élőhely-típusok aránya

Élőhely-típus	Erdőspuszta	Püspökladány	Nádudvar
	Részesedési arány (%)		
Akácos	26,0	0,7	0,5
Akácfelújítás (1-8 éves sűrű fiatalos)	7,0	0	0
Erdeifenyves	14,0	0	0
Tölgy (kocsányos és vörös tölgy együtt)	7,0	15,3	0
Cserjés liget (csak részben fedett)	1,0	0,1	0
Szántó (különböző mezőgazdasági kultúrákkal)	35,0	30,8	30,5
Gyep (kaszálók és jelentősebb erdei tisztások)	7,0	45,1	57,4
Víz és annak nádas szegélye	2,0	2,9	8,8
Zsombékos	0	0,3	2,0
Település	1,0	4,8	0,8

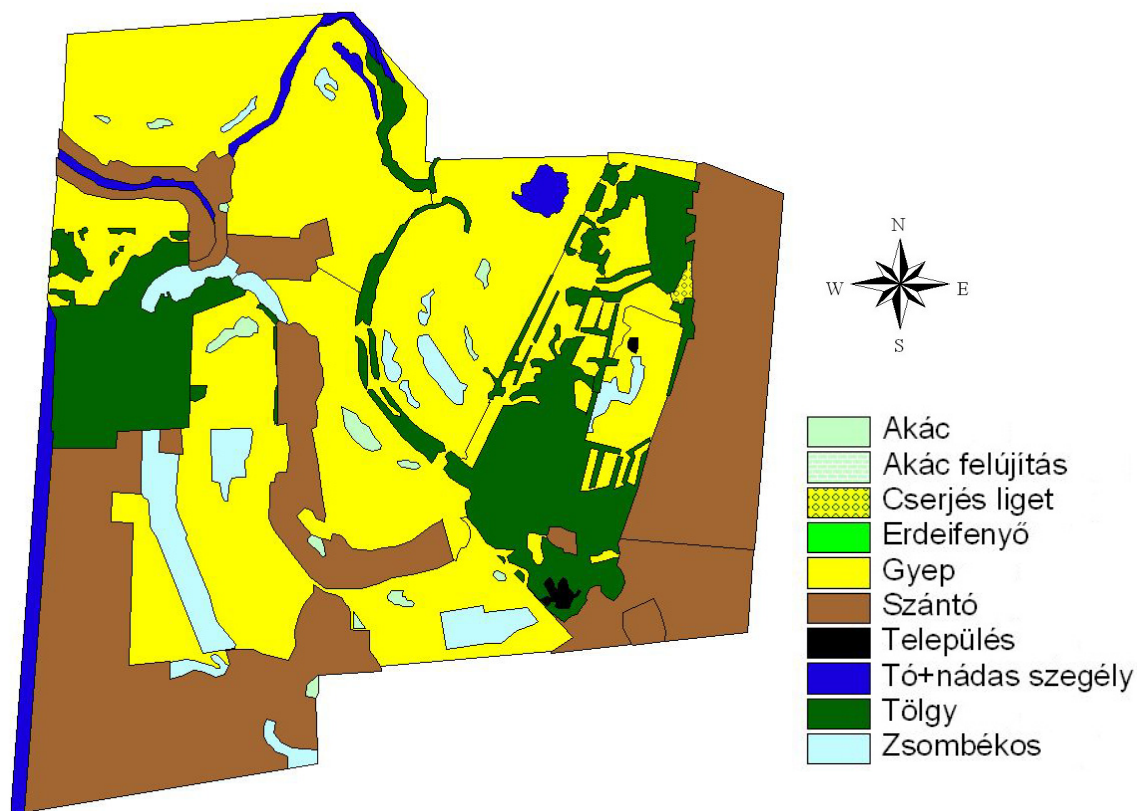
5. táblázat: A mintaterületeken az összevont élőhely-típus kategóriák aránya

Élőhely-típus	Erdőspuszta	Püspökladány	Nádudvar
	Részesedés aránya (%)		
Erdő	55,0	16,1	0,5
Nyílt	42,0	75,9	87,9
Víz + nádas	2,0	3,2	10,8
Település	1,0	4,8	0,8

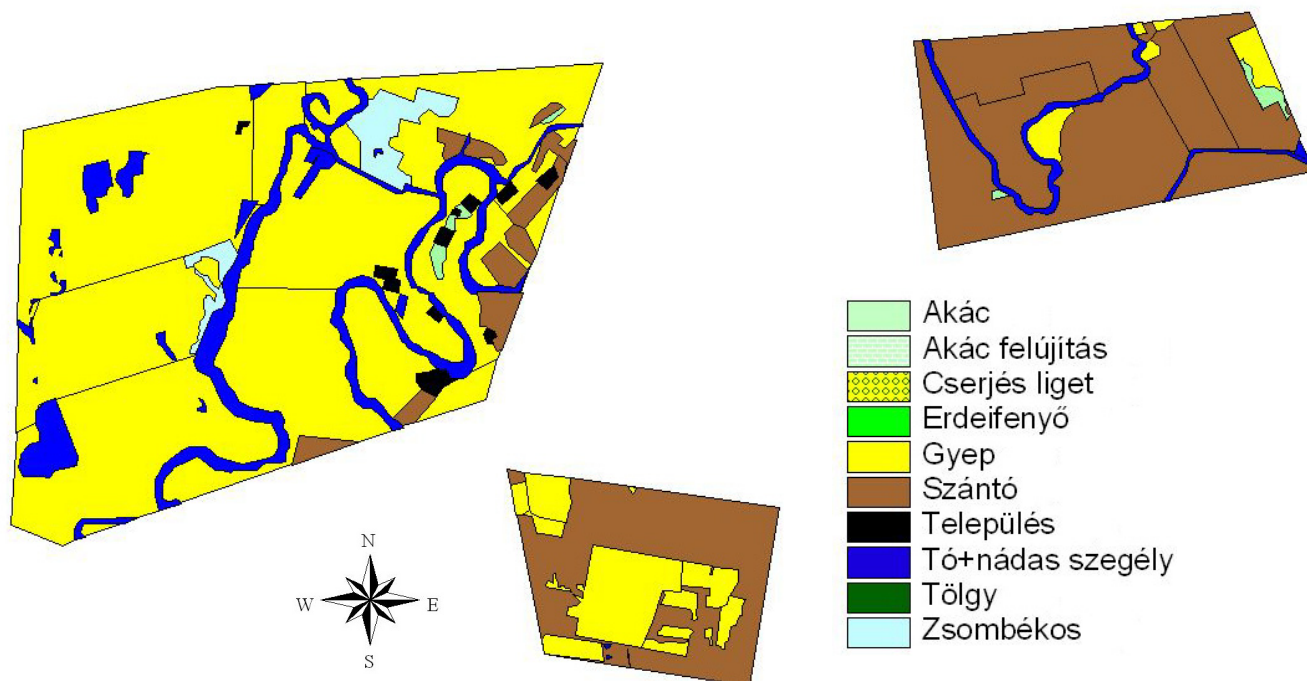
A mintaterületek vegetációs viszonyainak részletes felvételezése alapján készült 7-9. ábrákon mutatom be azt, hogy a szignifikánsan eltérő élőhelyi viszonyok milyen vegetációs tájszerkezettel, mozaikos élőhely-struktúrával jellemzik a vizsgálati helyszíneket.



7. ábra: A különböző élőhely-típusok térbeli elhelyezkedése az Erdőpuszta mintaterületen



8. ábra: A különböző élőhely-típusok térbeli elhelyezkedése a Püspökladány mintaterületen

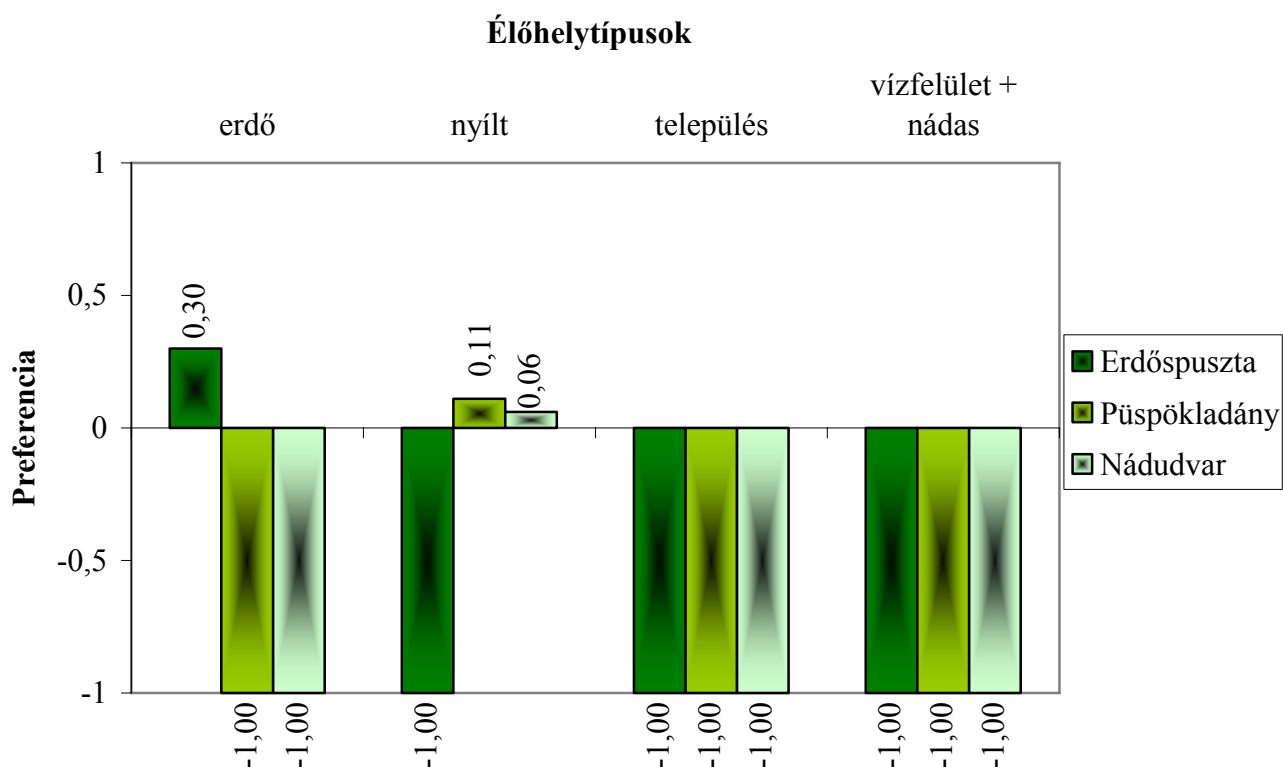


9. ábra: A különböző élőhely-típusok térbeli elhelyezkedése a Nádudvar mintaterületen

A kotorékok elhelyezkedése alapján számított élőhely-preferencia megállapításához csak az egyértelműen azonosítható, aktuálisan lakott kotorékokat vettem figyelembe. Az élőhely-preferencia számítás során az Ivlev-index értéke (-1) és (+1) között lehet: a (-1) a mellőzést, azaz a preferencia hiányát, míg a (+1) a teljes preferenciát jelenti.

A preferencia számítás alapján megállapítható, hogy az erdőpusztai mintaterületen a borzok a kotorékhely választásban közepes ($P_x=0,30$) preferenciát mutatnak az erdők, míg a püspökladányi és a nádudvari mintaterületek esetén egy nagyon enyhe ($P_x=0,11$ és $P_x=0,06$) preferenciát mutatnak a nyílt habitatok irányában (10. ábra).

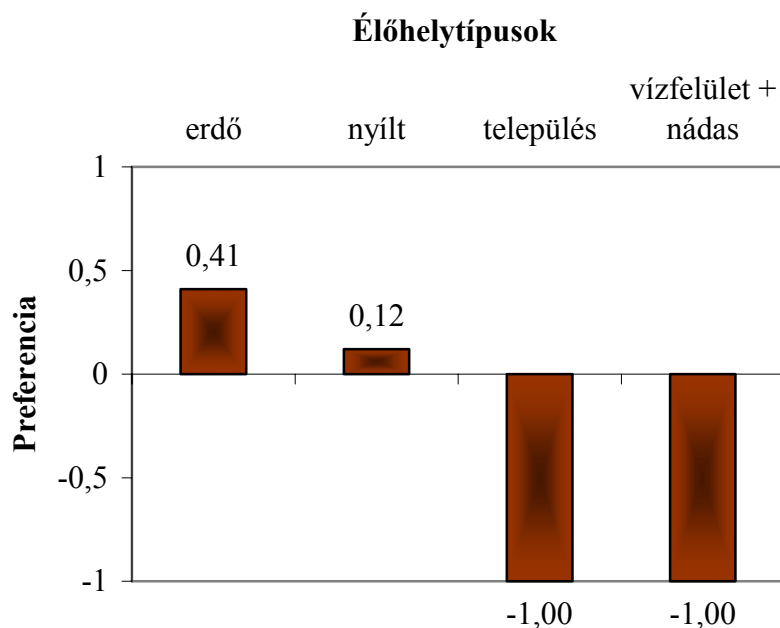
A jelentős vegetációs fedettség, vagy az erdei habitat hiánya nem akadályozza meg a borz egy-egy élőhelyen történő megjelenését, sőt állománynövekedését (BIRÓ és mtsai., 2007). Ezzel magyarázható, hogy a fedettebb erdőpusztai területen a nyílt habitatok mellőzésével szemben az összességében nyíltabb püspökladányi és a nyílt nádudvari területeken a nyílt élőhelyekkel kismértékű ($P_x=0,11$ és $P_x=0,06$) preferenciát tapasztaltam (10. ábra). Az erdőpusztai területen az erdők esetén közepes, míg a püspökladányi és nádudvari nyílt habitatok tekintetében nulla körüli a preferencia. Mindezek, valamint a nyíltabb mintaterületek vízállásos erdőfoltjaival szemben mutatott teljes elkerülés megerősítik a kotorékhely választás kapcsán felállított hipotézisemet: a takarást nyújtó erdei élőhely csak egy faktor a kotorék helyének megválasztása során. Ebben nagy súllyal szerepelhetnek a talajtani és vízrajzi adottságok, valamint az otthonterület nagyságát irodalmi adatok alapján egyes esetekben meghatározó, jelen esetben nem vizsgált táplálékellátottság viszonyok (KRUUK és PARISH, 1982; DA SILVA és mtsai., 1994). Eredményeim összhangban állnak azon angliai irodalmi adatokkal, melyek a földtani viszonyok fontosságát hangsúlyozzák az élőhely választás kapcsán (SOUTHERN, 1964).



10. ábra: A borz élőhely-preferenciája összevont élőhely-típusok alapján a három mintaterületen

Nagyobb régióban vizsgálva, így a mintaterületek összesített adatai alapján megállapítható, hogy a borz a nyílt habitatokkal szemben az erdősült élőhelyekhez közepes preferenciát ($P_x=0,41$) mutat (11. ábra). Ez a részletes vizsgálatokkal kapott eredmény megerősíti a közepes léptékű kérdőíves felméréssel nyert adatok korrelációs vizsgálata során tapasztaltakat, amely szerint a kapott $r = 0,622$ érték alapján az erdősültség 38,7 %-ban ($r^2 = 0,387$) határozza meg a kotoréksűrűséget (ld. 6. ábra és elemzése).

Ez az eredmény is *megerősíti* a kotorékhely-választás vizsgálata kapcsán az élőhely-preferencia tekintetében felállított H_{03} hipotézisemet, azaz „a növényzeti fedettség, az erdősültség mértéke nem kizárólagosan fontos tényező a kotorékhely-választás kapcsán, a borznak a kotorék helyével jellemezhető élőhely-választása során a nyílt élőhelyek is számba jöhetnek”. Az erdősültség regionális szinten a közepes mértékű összefüggés alapján jelezheti a faj megjelenését, előretörését, de csupán egy alternatív, és semmiképpen sem kizárólagos faktor egyéb környezeti tényezők mellett az élőhely-választás tekintetében.

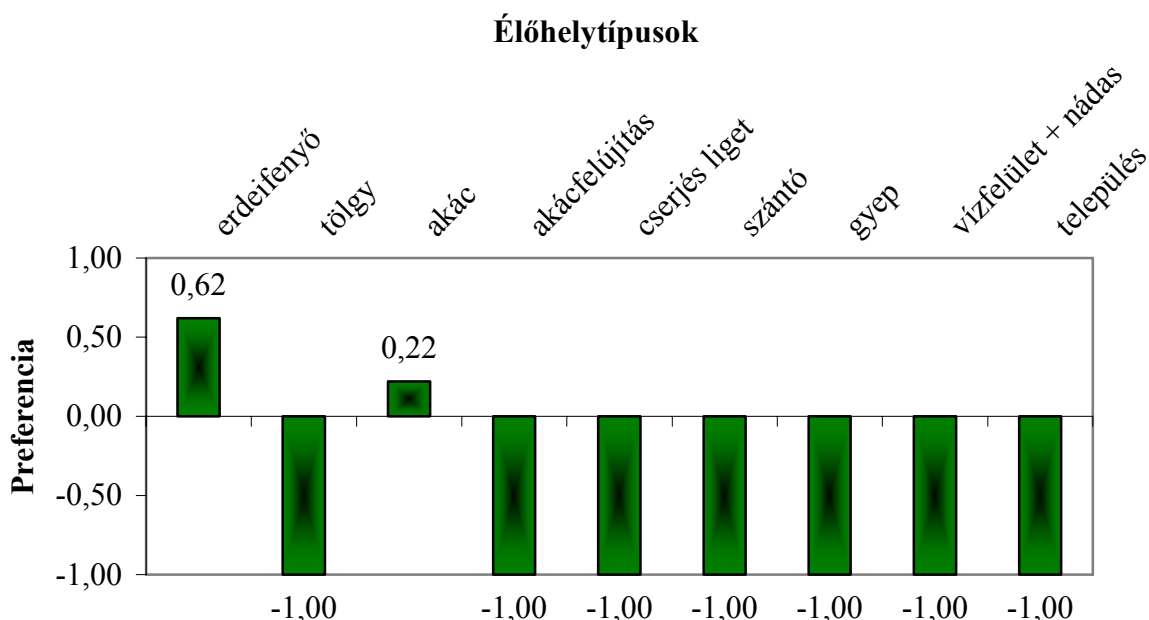


11. ábra: A borz élőhely-preferenciája összevont élőhely kategóriák esetén a három mintaterület egyesített adatai alapján

A különböző erdőtípusok iránti preferencia értékelésére, az erdősültségi mutatók (erdősültségi % és erdőtípusok sokfélesége) alapján, az erdőpusztai mintaterület volt alkalmas (12. ábra). Az átmeneti típusú püspökladányi és a nyílt típusú nádudvari mintaterületek esetén az erdők összetétele, illetve kiterjedése nem lenne ellően reprezentatív a részletes preferencia számításhoz.

A különböző domináns erdőalkotó fajok alapján szétválasztott erdőpusztai élőhely-preferencia kapcsán (12. ábra) a H_{04} hipotézisemet („A borz az erdei élőhelyeken belül a lombos erdőket preferálja.) megcáfoló eredmény, hogy az erdőpusztai élőhelyen a túlevelű erdőknél az angliai (NEAL és CHEESEMAN, 1996) tapasztalatokkal ellentétben nem elkerülést, hanem a közepesnél erősebb ($P_x=0,62$) preferenciát kaptam. Az angliai esetben a túlevelű erdők „jobb híján” választásként szerepeltek kotorékhelyként és ezekben az esetekben is általában az erdőszegélyt választották. Az Erdőpuszta erdei fenyvesei esetén is a szegélyhez közel találtam a kotorékokat, illetve tipikus a területen, hogy egy-egy erdeifenyőből álló erdőrészlet olyan kis kiterjedésű, hogy gyakorlatilag az erdő egésze szegély közelinek tekinthető. Ezen kívül ezen erdők termőhelyei kifejezetten száraz, meleg homokterületek, amely kotorékásásra kiváló. Publikált élőhely-preferencia vizsgálatainkat (KOZÁK és HELTAI, 2006 a, 2006 b) megalapozó felméréseim (KOZÁK, 2004) alapján végzett kiskunsági felmérés

(KISS, 2005) a tűlevelű erdő preferencia kapcsán hasonló eredményre jutott ($P_x=0,88$). KISS (2005) vizsgálata több erdőtípust tudott elkülöníteni, és az erdőhöz általában mutatott magas ($P_x=0,81$) preferencia mellett nem csak az erdeifenyő, hanem az akác, a nemes nyár és az akác-nyár erdőtípus is $P_x>0,7$ preferenciaértéket mutatott.



12. ábra: A borz élőhely-preferenciája, az összes elkülöníthető (9) élőhelytípus kategória esetén, az Erdőspusza mintaterületen

A számos esetben tapasztalt (10.-13. ábrák) teljes elkerülésnek ($P_x=-1,00$) több oka is lehet. A zsombékosok, vízfelületek és a mintaterületeken a települést képviselő tanyaközpontok, illetve kiskertek esetén érthető a teljes elkerülés. Ugyanakkor azon erdei vagy nyílt élőhely-típusoknál, ahol nem találtam kotorékokat és ezzel a számítások során $P_x=-1,00$ -es preferencia értéket kaptam, a kapott eredmény háttérében állhat, hogy a nem biztosan azonosítható kotorékokat kizártam az elemzésből.

A települések és a tavak, csatornák kivételével a vizes élőhelyek kapcsán meg kell jegyezni, hogy bár ezen területek a kotorék helyének megválasztása szempontjából nem ideális élőhelyek, de pl. táplálkozó területként számításba jöhetnek, hiszen a táplálkozásökológiai vizsgálatok is igazolják azt, hogy a borz vízhez, vagy részben vízhez kötött életmódú élőlényeket is fogyaszt. Ezen kívül saját megfigyeléseim is megerősítik a faj előfordulását lakott területen. A nádudvari településszéli kiskertekben időnként felbukkan, illetve a Debreceni Egyetem központi Botanikus Kertjében, igaz annak egy nyugalmasabb területén, de lakott borzkotorék található.

5.3. A táplálkozás-ökológiai vizsgálat eredményei és azok értékelése

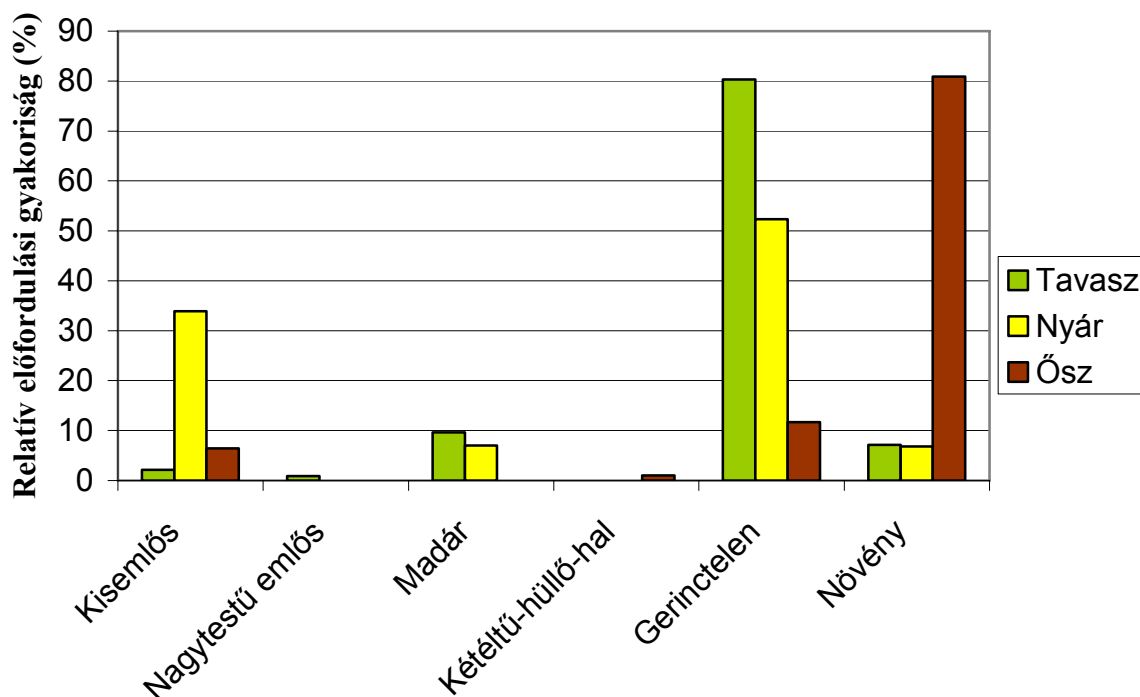
5.3.1. Hulladék- és zsákmányanalízis eredményei és azok értékelése

A táplálkozási vizsgálataim eredményeként kapott táplálék összetétel változását két mintavételi év összesített adatai alapján tavaszi, nyári és őszi évszakos megbontásban értékeltem. Az Erdőpuszta mintaterületen 24, míg a Nádudvar mintaterületen 19 táplálék taxont különítettem el (6. és 7. táblázat). A 13. és 14. ábrán használt nagytestű emlős kategória a ragadozó, valamint a nagyvad és a háziállat táplálékkategóriák összevonásával létrejött kategória. Utóbbi tápláléktaxon valószínűsíthetően dögfogyasztást jelent. Ebbe a két kategóriába sorolt táplálékok esetén fiatal állat zsákmányolása nem kizárt, de felnőtt példányok elejtése nem elképzelhető, így ezek az adatok valószínűsíthetően dögfogyasztásból származnak. Az erdőpusztai mintaterület esetén a házi sertés fogyasztás bizonyíthatóan dögfogyasztás eredménye, ugyanis a borzvár környékén megtaláltam egy elpusztult, majd az erdőre kivitt házi sertés tetemét. Az emlősfogyasztáson belül külön említést érdemel a Nádudvar mintaterületen előfordult házimacska fogyasztás. Hazai gyomortartalom elemzésen alapuló vizsgálatban szintén kimutatták a házimacska fogyasztást (HELTAI és LANSZKI, 2003), azonban ott sem és esetünkben sem lehetett egyértelműen eldönteni, hogy zsákmányszerzésről, vagy dögfogyasztásról van e szó.

Az erdőpusztai mintaterületen (6. táblázat és 13. ábra) a tavaszi időszakban a gerinctelenek fogyasztása dominált (80,3%), de jelentősnek tekinthető a madárfogyasztás is (9,6%). Ez utóbbi a konkrét madáregyed fogyasztáson kívül magába foglalja a tojásfogyasztást is. A nyári időszakban kiegyenlítettebb volt a táplálék összetétel. Csökkent a gerinctelenek jelentősége (52,3%), de még mindig ez volt az elsődleges táplálék, ugyanakkor másodlagosan fontossá vált az emlősfogyasztás (33,9%). Az őszi időszakban a növényi táplálék vált elsődlegessé (80,9%). Ebben főleg kukorica és erdei gyümölcsök (kőkény, galagonya) szerepeltek. Kis arányú volt az egyéb táplálékok aránya: a gerinctelenek fogyasztása (11,7%) és előfordult kisemlős zsákmányolás (6,4%) is. LANSZKI (2004) déldunántúli hasonló erdei környezetben végzett vizsgálatai során a kisemlős fogyasztás ősszel növekedett meg. A gerinctelenek részaránya téltől őszig folyamatosan csökkent. A növényfogyasztást szintén az őszi időszakban találta legjelentősebbnek, bár akkor is csak másodlagos fontosságú volt. LANSZKI (2004) vizsgálataiban egész évben jelentős volt a kételtűfogyasztás, ami a területen lévő halastavak hatásának tudható be. Ez az Erdőpuszta mintaterületen az élőhelyi adottságok miatt nem volt tapasztalható.

6. táblázat: A borz évszakonkénti táplálék-összetétele az Erdőspusztá mintaterületen

Táplálék taxon	Tavaszi	Nyár	Ősz
	Relatív gyakoriság % (RFO)		
Kisemlősök	2,1	33,9	6,4
Erdeieger (Apodemus sp.)	2,1	2,8	0,0
Egyéb rágcsálók (Rodentia spp.)	0,0	31,1	6,4
Elhullott állatok	0,9	0,0	0,0
Házi sertés	0,9	0,0	0,0
Madarak	9,6	7,0	0,0
Énekesmadár (Passeriformes spp.)	0,0	1,1	0,0
Fácán (Phasianus colchicus)	0,0	1,1	0,0
Házi tyúk (Gallus domesticus)	0,0	2,8	0,0
Tojás	9,6	2,0	0,0
Kétéltűek-hüllők	0,0	0,0	1,0
Béka (Anura spp.)	0,0	0,0	1,0
Gerinctelenek	80,3	52,3	11,7
Futóbogár (Carabidae)	0,0	7,1	0,0
Ganéjtúró (Geotrupes spp.)	8,9	0,0	0,0
Katicabogár (Coccinella spp.)	4,3	0,0	0,0
Rózsabogár (Cetonia spp.)	0,0	5,0	0,0
Májusi cserebogár (Melolontha melolontha)	15,8	0,0	0,0
Darázs (Vespididae)	0,0	0,0	2,9
Csiga (Gastropoda spp.)	17,4	17,3	0,0
Gyűrűsférgek (Annelidae)	25,0	11,9	2,0
Rovar (Insecta spp.)	8,9	3,1	0,0
Ikerszelvényes (Diplopoda spp.)	0,0	7,9	6,8
Növények	7,1	6,8	80,9
Kökény (Prunus spinosa)	0,0	0,0	10,0
Galagonya (Crataegus monogyna)	0,0	0,0	9,0
Kukorica (Zea mays)	2,4	6,8	47,9
Mag	0,0	0,0	8,0
Fenyőtű	4,7	0,0	0,0
Makk	0,0	0,0	6,0
Mintaszám	28	34	40

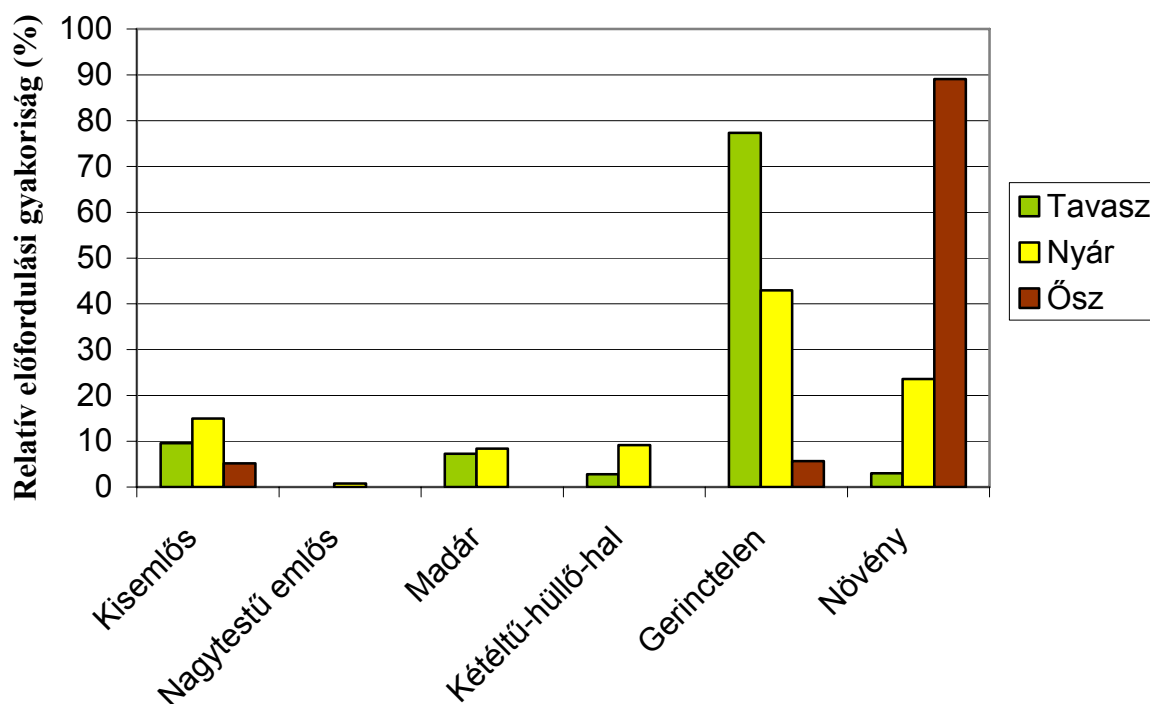


13. ábra: A borz táplálék összetétele az erdőpusztai mintaterületen

A nádudvari mintaterületen (7. táblázat és 14. ábra) tavaszi időszakban szintén a gerinctelenek fogyasztása volt az elsődleges (77,3%), az emlős (9,6%) és a madárfogyasztás (7,3%) alárendelt szerepet játszott. A tavasszal előforduló kukorica fogyasztás (3%) a téli, szóróra kirakott és kora tavasszal még fellelhető kukoricából származhatott. Nyári időszakban a gerinctelenek fogyasztása csökkent (43%), megnőtt viszont a növényi táplálék fogyasztási aránya (23,6%). Számottevő maradt a kisemlős (15%) és madár (8,4%) táplálék, valamint halfogyasztás (7,2%) is. Ez utóbbi valószínűsíthetően a horgászoknak köszönhető, és dögfogyasztás eredménye, ugyanis a vizsgálatba bevont borzvár környékén horgász hely található, ahol sokszor lehet haltetemeket találni. Őszi időszakban ezen a területen is dominánssá vált a növényfogyasztás (89,1%). Adataimat összehasonlítva LANSZKI (2002) dél-dunántúli mezőgazdasági környezetben végzett vizsgálataival, a tendenciákat tekintve hasonló eredményeket kaptam. Ott a kisemlősök gyakran, nyáron és ősszel másodlagos gyakorisággal szerepeltek. A gerinctelenek fogyasztását tavasszal és nyáron jelentősnek, de még ősszel is nagy mértékűnek találta. A növényi táplálékok aránya szintén ősszel bizonyult dominánsnak.

7. táblázat: A borz évszakonkénti táplálék-összetétele a Nádudvar mintaterületen

Táplálék taxon	Tavaszi	Nyár	Ősz
	Relatív gyakoriság % (RFO)		
Kisemlősök	7,8	15	5,2
Mezei pocok (<i>Microtus arvalis</i>)	6,0	7,8	4,2
Egyéb rágcsálók (<i>Rodentia</i> spp.)	1,8	7,2	1,0
Ragadozók	1,8	0,0	0,0
Házi macska	1,8	0,0	0,0
Elhullott állatok	0,0	0,8	0,0
Házi juh	0,0	0,8	0,0
Madarak	7,3	8,4	0,0
Énekesmadár (<i>Passeriformes</i> spp.)	0,0	2,2	0,0
Fácán (<i>Phasianus colchicus</i>)	0,0	2,2	0,0
Tojás	7,3	4,0	0,0
Kételtűek-hüllők	1,0	2,0	0,0
Gyík (<i>Saura</i> spp.)	0,0	2,0	0,0
Béka (<i>Anura</i> spp.)	1,0	0,0	0,0
Halak	1,8	7,2	0,0
Gerinctelenek	77,3	43,0	5,7
Rózsabogár (<i>Cetonia</i> spp.)	0,0	7,2	0,0
Bogár (<i>Coleoptera</i> spp.)	31,9	4,0	0,0
Csiga (<i>Gastropoda</i> spp.)	19,0	3,0	0,0
Gyűrűsférgek (<i>Annelidae</i>)	26,4	12,0	5,7
Rovar (<i>Insecta</i> spp.)	0,0	16,8	0,0
Növények	3,0	23,6	89,1
Csipkebogyó (<i>Rosa canina</i>)	0,0	0,0	9,1
Kukorica (<i>Zea mays</i>)	3,0	4,6	80,0
Lucerna	0,0	4,6	0,0
Mag	0,0	7,2	0,0
Pázsitfűféle (<i>Gramineae</i> spp.)	0,0	7,2	0,0
Mintasza	20	34	12



14. ábra: A borz táplálék összetétele a nádudvari mintaterületen

A két mintaterület táplálkozási adatainak statisztikai elemzése során a két mintaterületen a borzok táplálék összetétele szignifikánsan eltért az egyes évszakok között ($\chi^2=214,467$, $df=6$, $p<0,01$), azaz mind az erdőpusztai, mind pedig a nádudvari területen évszakhatást tapasztaltam. Ez az eredményem *igazolja a táplálék évszakosan eltérő összetételére vonatkozó H_{06} hipotézisemet*.

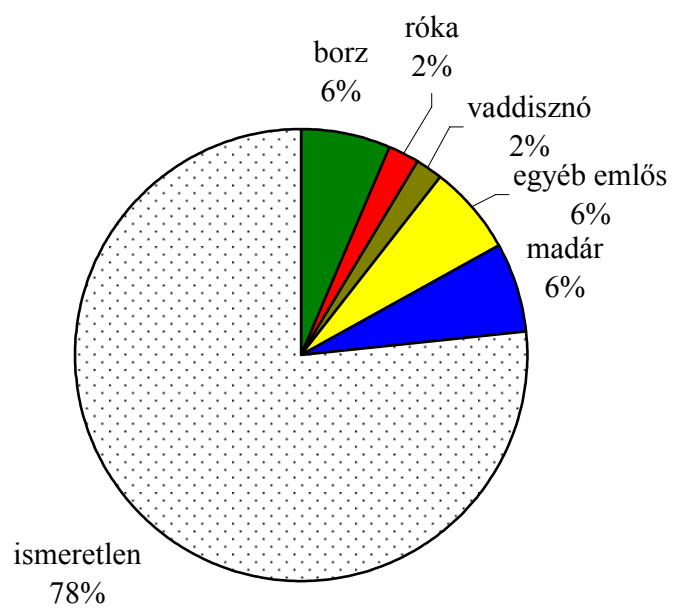
Az erdőpusztai felmérés egyes évszaki táplálék összetételét független t-próbával összehasonlítottam ugyanazon évszak nádudvari mintaterületen kapott eredményeivel. Ez alapján tavasszal nincs szignifikáns eltérés a két mintaterület táplálék összetétele ($t=1,906$, $df=197$, $p=0,05$) között. Tavasszal a különbség csupán $p=0,1$ szinten mutatható ki, ami bár nem szignifikáns, de biológiailag jelentősnek tekinthető. A nyári időszakban tapasztalt táplálék összetétel szignifikánsan különbözött ($t=6,391$, $df=177$, $p<0,01$), míg az őszi időszak növényfogyasztási dominanciája miatt a két mintaterületen tapasztalt táplálék összetétel között szignifikáns eltérés nincs ($t=0,777$, $df=197$, $p=0,05$). Amennyiben a két mintaterületet az egész éves táplálék összetétel alapján hasonlítottam össze, akkor az eltérés szignifikáns ($t=2,555$, $df=583$, $p=0,05$). Mindezek mintaterületeimre vonatkoztatva is *igazolják a mások által is tapasztaltak alapján felállított H_{05} hipotézisemet*, ami szerint a borz táplálékának összetétele az eltérő élőhelyi viszonyok függvényében szignifikánsan különbözhet, azaz *a faj*

tápláléka élőhelyfüggő, a borz területi adottságoknak megfelelően opportunistaként viselkedik. A két különböző élőhelyi adottságú mintaterületen a borz táplálék összetétele alapján megerősíthetjük a más hasonló hazai és egyéb nemzetközi vizsgálatokban talált eredményeket, azaz, hogy a borz alapvetően generalista, széles táplálékspektrumú faj, amely adott élőhelyi körülmények között akár évszakosan váltva, különböző táplálékformákra specializálódhat, azaz opportunistaként viselkedve a legjobban kiaknázható táplálékforrások között könnyen és gyorsan vált. Alkalmazkodóképességét jól jelzi az antropogén hatásra megnyíló táplálékformának, a haldögnék a hasznosítása a Nádudvar mintaterületen.

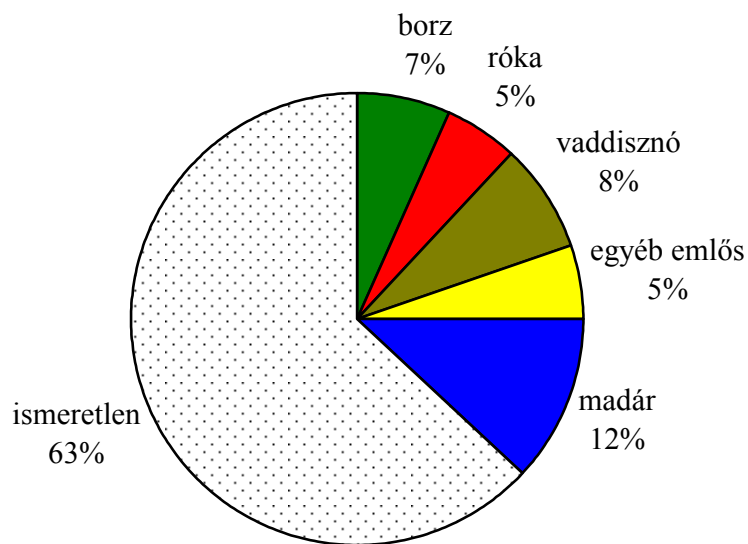
5.3.2. Műfészek kísérlet eredményei és azok értékelése

A műfészek kísérlet során számos probléma merült fel. A kísérletet befolyásoló tényezők közül a legnagyobb igyekezet ellenére sem zárható ki teljesen az ellenőrzést végző személy nyomravezető, vagy riasztó „szaghatása”. További nehézséget jelentett a kísérlet során a ragadozó teljesen egyértelmű azonosítása. A nyomcsapda ellenére az időjárási körülmények miatt a nyomok nagyon nehezen azonosíthatók, ha egyáltalán látszanak.

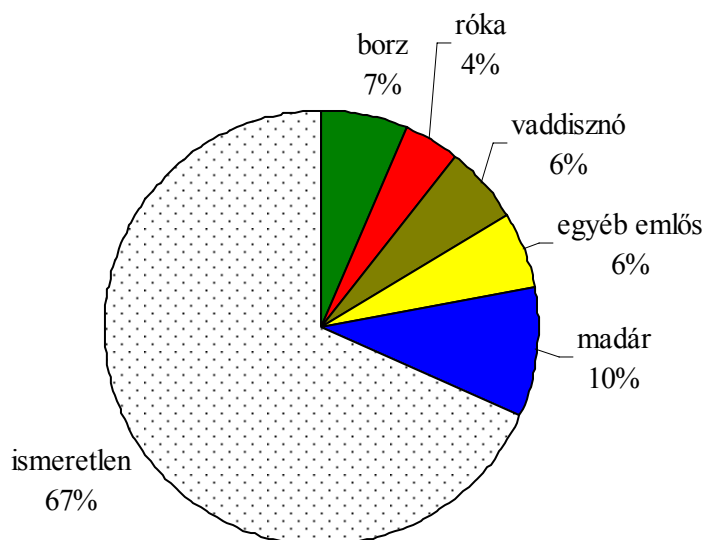
A tojásokat és fiókákat számos faj zsákmányolhatja. Vizsgálataim során az esetek túlnyomó többségében (63-78%) nem sikerült azonosítani a tojásokat elfogyasztó fajt (15-17. ábrák). Bár a kísérletek során nagy számú (102 műfészek 2 ismétlésben) műfészekkel dolgoztam, az azonosított esetek kis száma miatt szignifikáns különbséget nem tudtam kimutatni az egyes ragadozó fajok tekintetében, így H_{07} hipotézisemet, ami szerint „*a borz jelentős fészekpredátor*”, sem igazolni, sem pedig cáfolni nem tudtam. A két mintaterület adatait összegezve a bizonyítható esetek között 7%-ban borz, 4%-ban róka, 6%-ban vaddisznó, 6%-ban egyéb emlős, 10%-ban pedig madár szerepelt (17. ábra). Így nem dönthető el, hogy a mintaterületeim által képviselt alföldi élőhely típusokban a potenciális fészekrablók közül melyik faj a legjelentősebb. A 67%-nyi azonosítatlan eset megoldása valószínűleg választ adna a kérdésre, de ehhez más módszert, pl. gyurmatojáást, szőrscapdázást, vagy a legbiztosabb, de nagy elemszám esetén igen költséges, és vagyonbiztonsági okok miatt gyakorlatilag is nehezen kivitelezhető megoldások közül pl. automata kamerát kell alkalmazni.



15. ábra: A fészekrablók megoszlása az erdőpusztai mintaterületen a négy kísérleti beállítás összesített adatai alapján



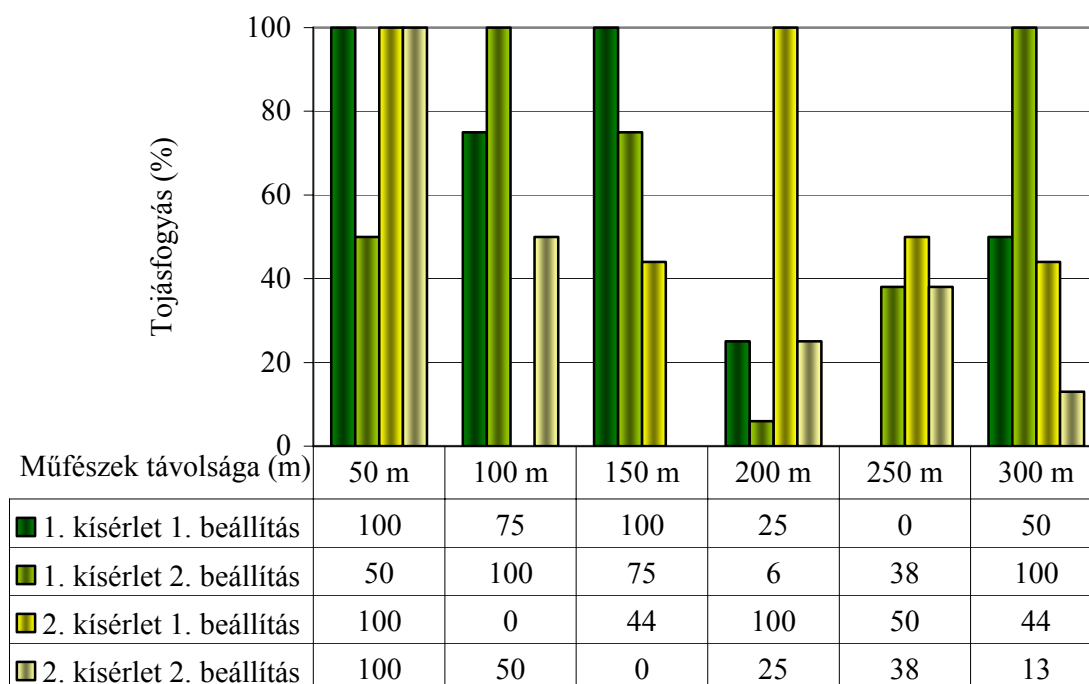
16. ábra: A fészekrablók megoszlása a náádudvari mintaterületen a négy kísérleti beállítás összesített adatai alapján



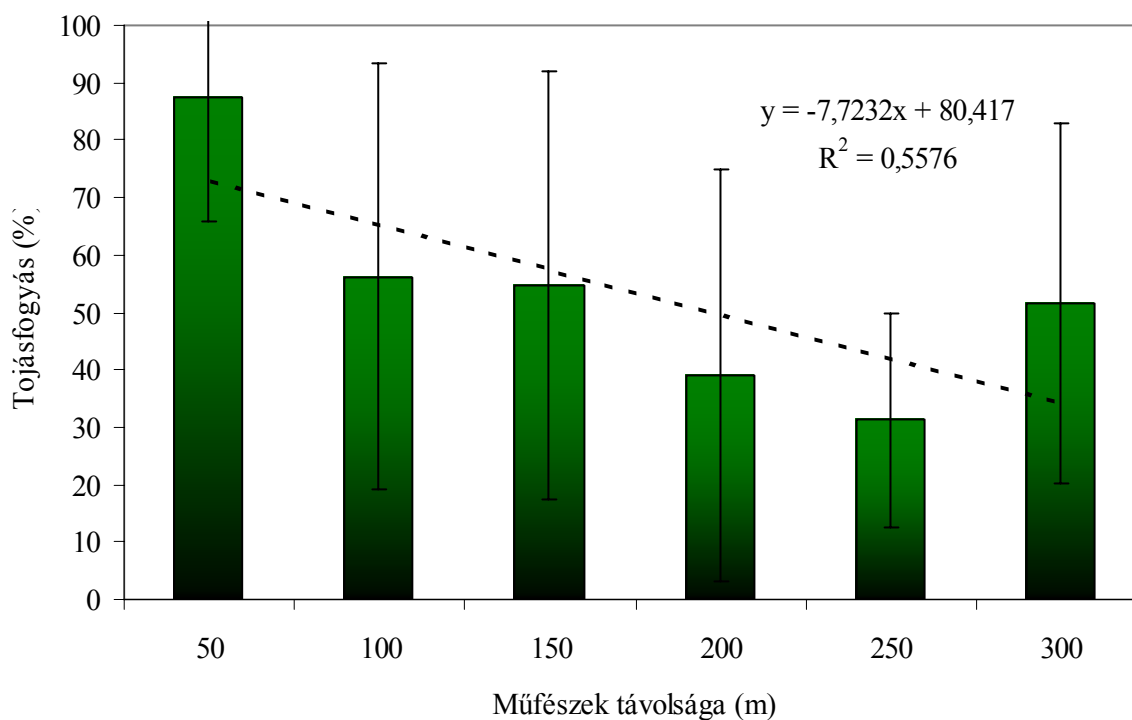
17. ábra: A fészekrablók megoszlása a két mintaterület összesített adatai alapján

A tojásfogyás mérését mindkét mintaterület esetén két-két lakott borzvár közelében végeztem el, két-két ismétlésben.

Az erdőpusztai mintaterület négy kísérleti elrendezésében a távolság függvényében jelentősen szórnak a mért tojásfogyási adatok (18. ábra). A négy kísérleti beállítás összesített adatait tekintve (19. ábra) az R^2 értéke közepes (0,55), az adatokra illeszthető lineáris összefüggés nem szoros. Bár a borzvártól mért távolság függvényében a tojásfogyás mértéke csökkenő tendenciát mutat (19. ábra), e két változó között szignifikáns összefüggést nem találtam ($p > 0,05$) az erdőpusztai kísérlet során.

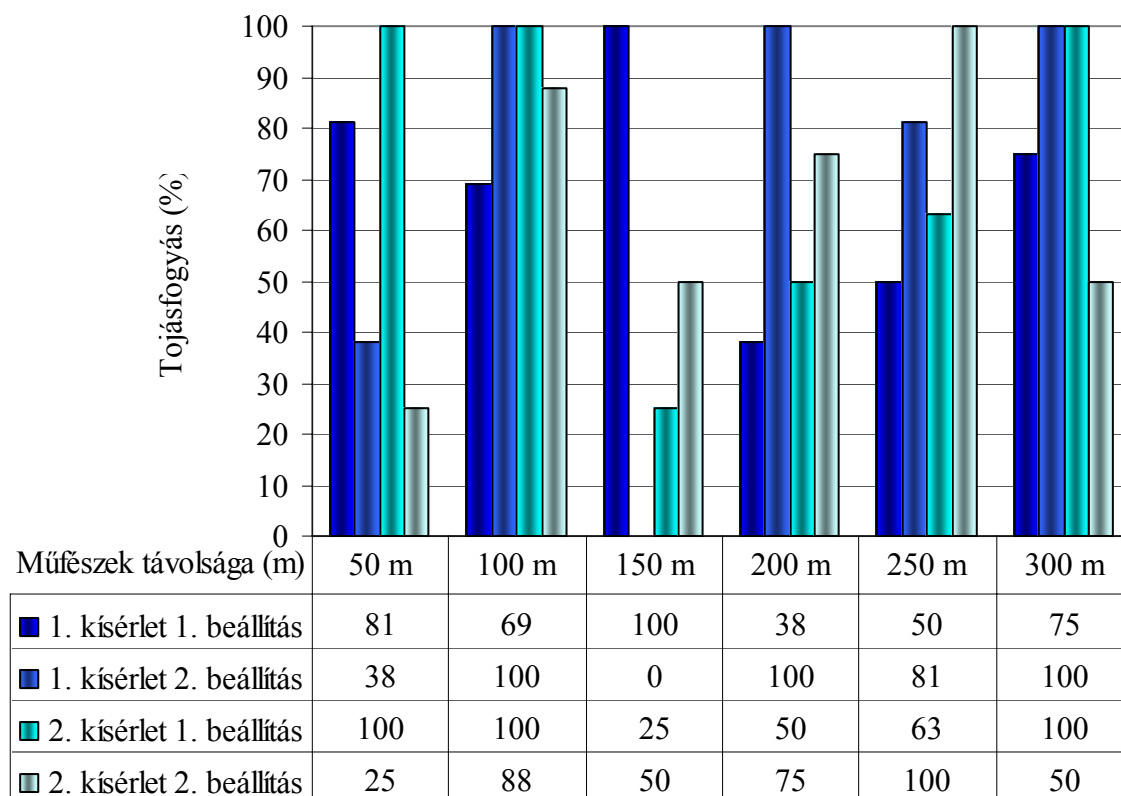


18. ábra: A tojásfogyás aránya a borzvártól mért távolságtól függően az erdőpusztai mintaterületen a két kísérlet első és második beállításában (n=96 beállításonként)

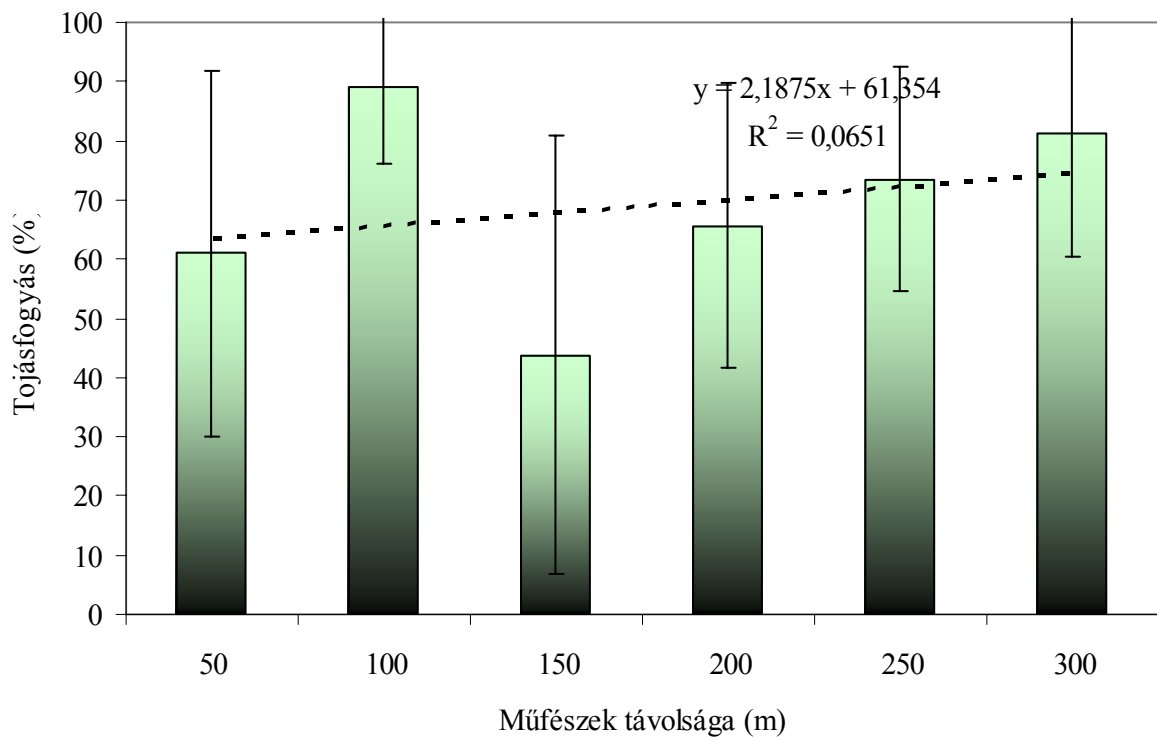


19. ábra: A tojásfogyás aránya a borzvártól mért távolságtól függően az erdőpusztai mintaterületen a négy kísérleti beállítás összesített adatai alapján (n=384)

A nádudvari mintaterületen a négy kísérleti elrendezésében szintén jelentősen szórnak a távolság függvényében mért tojásfogyási adatok (20. ábra). Az összesített adatok alapján kapott R^2 értéke nagyon alacsony (0,06), lineáris trend nem illeszthető ($p>0,05$) az adatsorra (21. ábra) azaz nincs összefüggés a tojásfogyás mértéke és a műfészek borzvártól mért távolsága között.



20. ábra: A tojásfogyás aránya a borzvártól mért távolságtól függően a nádudvari mintaterületen a két kísérlet első és második beállításában (n=96 beállításenként)

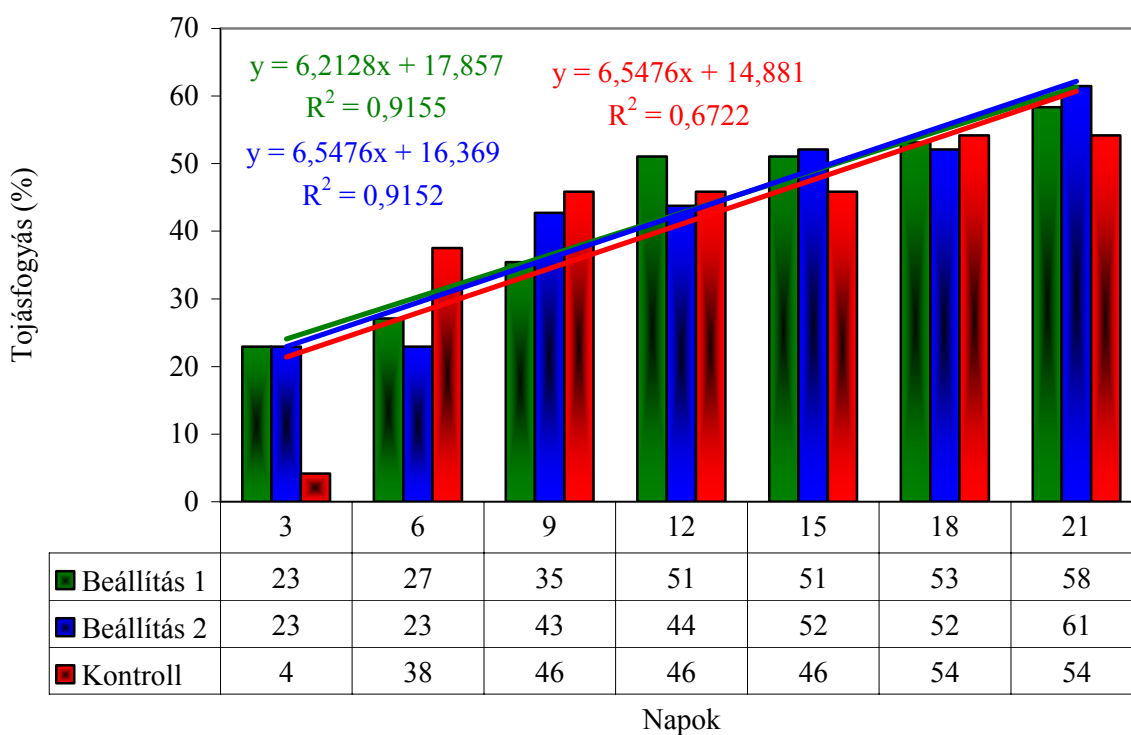


21. ábra: A tojásfogyás aránya a borzvártól mért távolságtól függően a nádudvari mintaterületen a négy kísérleti beállítás összesített adatai alapján (n=384)

H₀₈ hipotézisem, mely szerint a borzvártól mért távolság és a tojásfogyás aránya között szoros, lineáris kapcsolat van, ez alapján elvethető. Egyik mintaterületem egyik kísérleti beállítása sem erősítette meg ezt a feltételezésemet. Az összesített adatok alapján sem találtam szignifikáns összefüggést a műfészeket ért negatív hatás és azok borzvártól mért távolsága között.

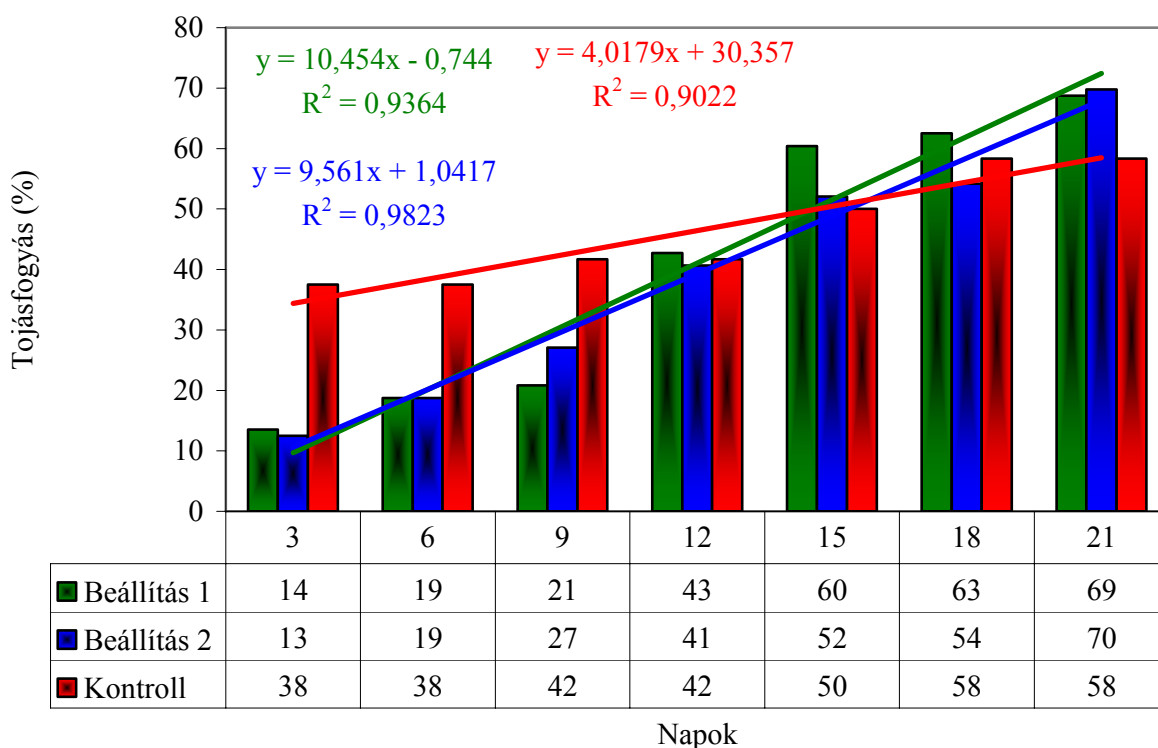
A négy kísérleti beállítást a kontroll fészkek adataival együtt áttekintve, a műfészkek kihelyezésétől eltelt idő függvényében nő a tojásveszteség mértéke (22.-25. ábrák). Ez várható is volt, hiszen mind több idő állt rendelkezésre a ragadozók számára ahhoz, hogy rátaláljanak a fészkeikre.

Az első kísérletben (22. ábra) a borzvártól adott távolságra beállított műfészkek sorok tekintetében a tojásfogyás és az eltelt napok között szoros lineáris összefüggést kaptam ($R^2=0,915$ és $0,915$). Ezzel szemben a kontroll fészkekben tapasztalható tojásfogyás esetén a lineáris összefüggés csak közepes ($R^2=0,672$).



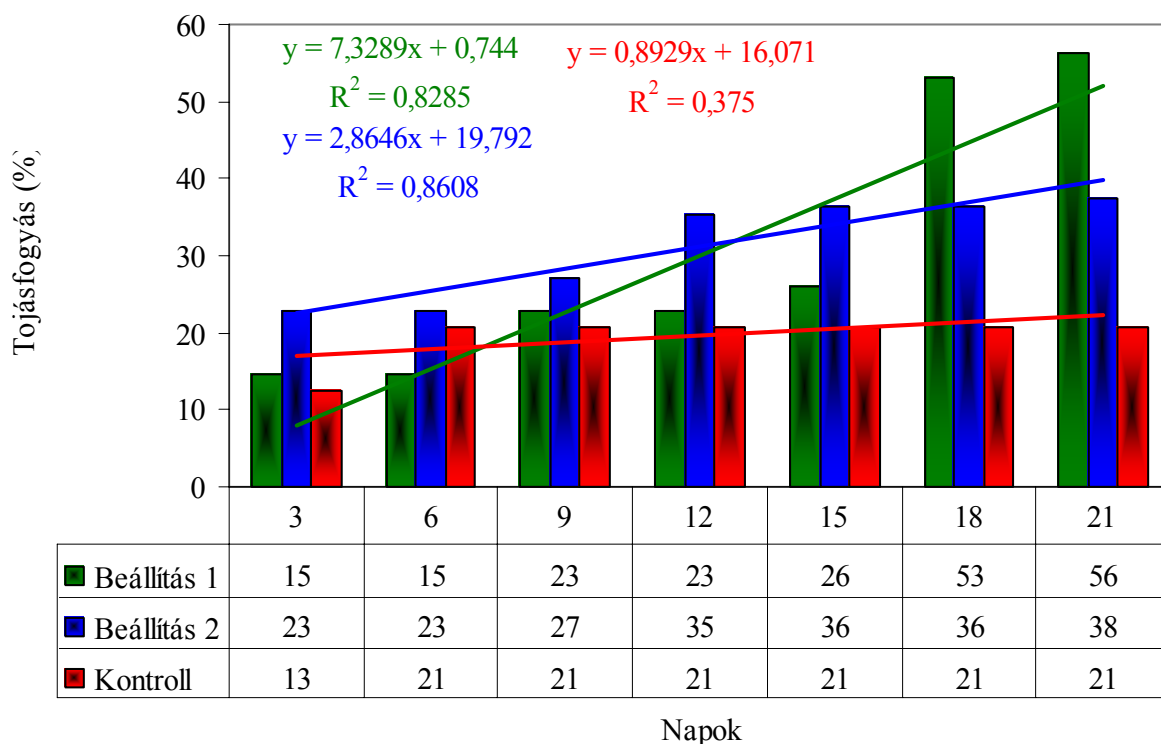
22. ábra: A tojásfogyás mértéke az eltelt napok függvényében az első kísérletben (erdőpusztai első két beállítás és a kontroll műfészkek)

A második kísérletben (23. ábra) a borzvártól adott távolságra beállított műfészek sorok tekintetében a tojásfogyás és az eltelt napok között szintén szoros lineáris összefüggést kaptam ($R^2=0,936$ és $0,982$). Ugyanígy a kontroll fészkekben tapasztalható tojásfogyás esetén is szoros lineáris kapcsolat ($R^2=0,902$) van.



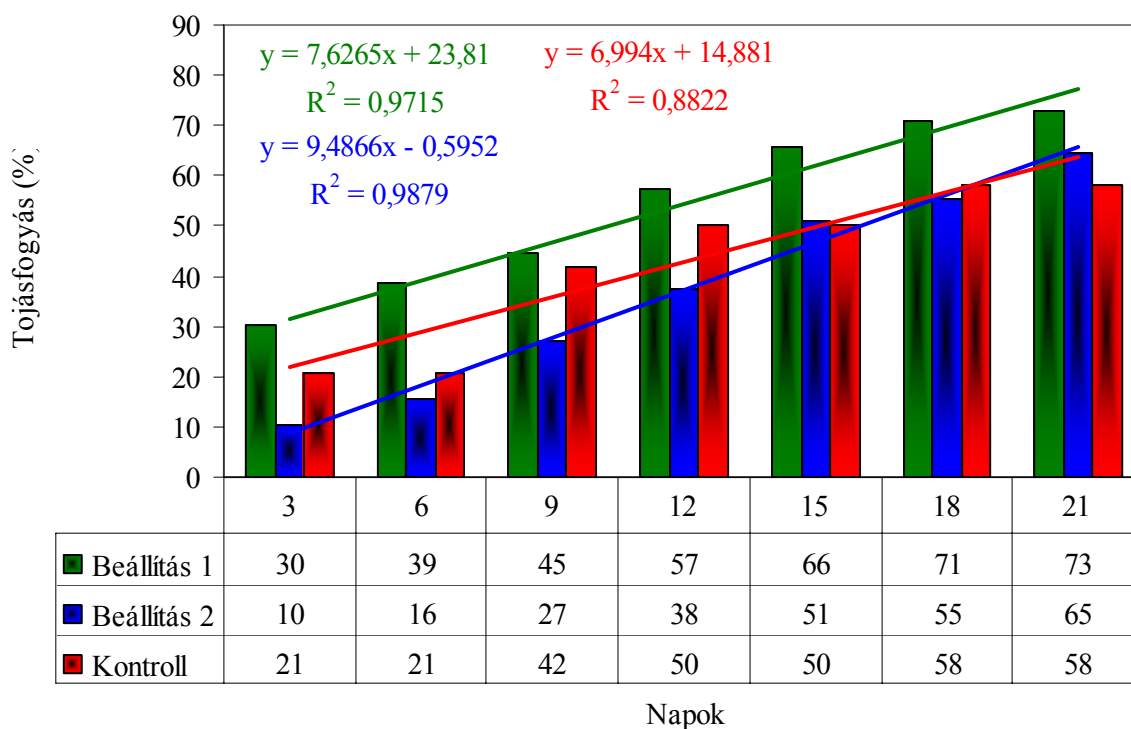
23. ábra: A tojásfogyás mértéke az eltelt napok függvényében a második kísérletben (nádudvari első két beállítás és a kontroll műfészek)

A harmadik kísérletben (24. ábra) a borzvártól adott távolságra beállított műfészek sorok tekintetében a tojásfogyás és az eltelt napok között közepesen szoros lineáris összefüggést kaptam ($R^2=0,828$ és $0,86$). Ezzel szemben a kontroll fészkekben tapasztalható tojásfogyás esetén nincs lineáris összefüggés ($R^2=0,375$).



24. ábra: A tojásfogyás mértéke az eltelt napok függvényében a harmadik kísérletben (Erdőpuszta második két beállítása és a kontroll műfészek)

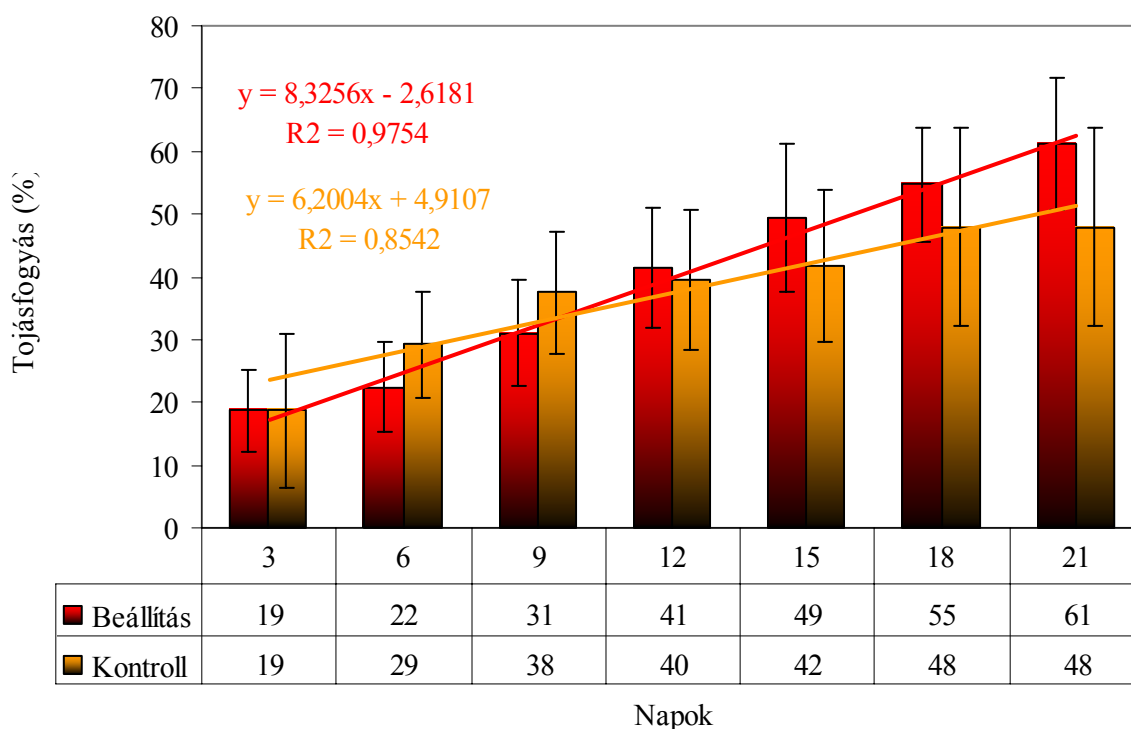
A negyedik kísérletben (25. ábra) a borzvártól adott távolságra beállított műfészek sorok és a kontroll fészek tekintetében a tojásfogyás és az eltelt napok között a kísérleti beállítás műfészkei esetén szoros lineáris ($R^2=0,971$ és $0,987$, míg a kontroll fészkeket tekintve közepesen szoros lineáris összefüggést kaptam ($R^2=0,882$).



25. ábra: A tojásfogyás mértéke az eltelt napok függvényében a negyedik kísérletben (Nádudvar második két beállítás és a kontroll műfészek)

Az egyes kísérleteket értékelése alapján, a négy kísérleti beállítás közül három esetén szoros, lineáris, egy esetben csak közepesen szoros összefüggést tapasztaltam. Ezzel szemben a kontroll fészek esetén csupán egy esetben kaptam szoros, lineáris kapcsolatot, két esetben közepesen szoros volt a kapcsolat, míg egy esetben egyáltalán nem volt lineáris összefüggés az eltelt idő és a tojásfogyás mértéke között. Ez alapján feltételezhetjük a borzok hatását a fészekpredációban. Ugyanakkor a négy kísérlet összesített adatainak végzett korrelációs számítás (26. ábra) alapján az összefüggés mind a kísérleti beállítások, mind a kontroll fészkek esetén szoros, lineáris. A kapcsolat a célzottan borzvárak közelében, maximum azoktól 300 méteres távolságra beállított műfészkek esetében szorosabb (beállított műfészkek $R^2=0,975$, kontroll fészkek $R^2=0,854$). Ezen eredmény alapján valószínűsíthető, hogy az azonosíthatatlan fészkekről legalább egy része borz volt. Ugyanakkor ezt a feltételezést nem erősíti meg

azon statisztikai elemzés, amely során független t-próbával vizsgáltam meg a kísérleti beállítás és a kontroll műfészkeket ért hatás mértékét. A két adatsor között $p=0,05$ valószínűségi szinten ugyanis nem találtam szignifikáns eltérést ($t=0,442$, $df=94$).



26. ábra: A tojásfogyás mértéke az eltelt napok függvényében az összes kísérleti beállítás összevont adatai alapján

Összességében megállapítható, hogy az előzetesen felállított hipotézissel ellentétben, a borzváraktól mért műfészkek távolság és a tojások fogyása között nem találtam szignifikáns összefüggést. Ennek oka lehet más ragadozófajok, úgy mint vörös róka, görény, kóbor macska, illetve a fészkekaljak kifosztásában szerepet játszó vaddisznó, dolmányos varjú, szarka, és egyéb fajok szerepe is. Ez alapján, bár a borz veszélyt jelent a földön fészkelő madarak tojásaira és a még röpképtelen fiókákra, ez a borznak tulajdonított predációs hatás nem kizárólagos, összeadódik egyéb tojásrablókéval. Továbbá a nem koncentráltan elhelyezkedő táplálékforrás (koncentrált táplálékforrás lehet pl. telepesen fészkelő madárkolónia, fácskatelep) esetén a borzvár közelsége nem növeli meg szignifikánsan a fészkekrablás gyakoriságát.

7. Következtetések és javaslatok

Kotoréksűrűség felmérési eredményeim alapján megállapítható, hogy a vadgazdálkodási egységek szakemberei által kérdőíves felmérésben megadott, tényleges felméréssel alá nem támasztott, becsült kotoréksűrűség értékek az esetek többségében lényegesen eltérnek a részletes felmérés során kapott értékektől. A modern ragadozógazdálkodás egyik alappillére a jól ismert állománylétszám (SZEMETHY és HELTAI, 2000). Az állományszabályozási beavatkozás szükségességének megítélése csak objektív módszereken nyugvó adatgyűjtéssel lehetséges. A borz állományhelyzetére vonatkozóan a kérdőíves felmérés viszonylag könnyen és arányaiban kis anyagi és munkaidő ráfordítással, gyorsan elvégezhető, azonban ragadozó gazdálkodási modell kialakításához nélkülözhetetlen pontosabb állományadatok nyeréséhez mindenképpen szükség van a részletes, ha nem is teljes, de mindenképpen reprezentatív felvételezésre. Mindenképpen törekedni kell arra, hogy úgy a borz, mint egyéb ragadozó faj kapcsán ezen állomány felvételezés beépüljön a vadásztársaságok, vadgazdálkodási egységek éves rutinfeladatai közé. A rugalmas sávtranszekt módszer könnyen kivitelezhető és reprezentatív eredményeket szolgáltat a kotoréklakó fajok kapcsán. Ennek elvégzéséhez mindenképpen a kora tavaszi időpontot javaslom, mert ekkor a legkönnyebb a kotorékok megtalálása, és mind a róka, mind a borz intenzíven használja azokat, így a kotorékok faji szinten történő elkülönítése is könnyebb.

A felméréseim során kapott kotoréksűrűség értékek összességében meghaladják a legtöbb hasonlóan részletes alföldi felmérés adatait. A lakott borzkotorékok száma alapján megállapítottam, hogy a borzkotorék-sűrűség érték a magas erdősültségű erdőpusztai mintaterületen eléri a jelentős állománnyal rendelkező dunántúli populációk sűrűség értékeit. A Hajdú-Bihar megyei borzkotorék-sűrűség felmérés eredményei az országos és néhány részletes vizsgálat adataihoz viszonyítva is kiemelkedően magas értékeket mutatnak. Az erdőpusztai területeken a lakott és a lakatlan várak aránya szignifikánsan eltér, ami a felmérések kora tavaszi időpontja miatt, a lakott fővárak mellett számos mellékvár létezését jelenti, mely várak azok szezonális dinamikát mutató használata miatt az év folyamán egyébként lakottak (BIRÓ és. mtsai., 2007; NEAL és CHEESEMAN, 1996). Ez faj kiterjedt élőhely használatát, és a borz számára ideális élőhelyi viszonyok, kotorékászati talajadottságok meglétét jelzi. Az erős állománynak a környező területekre kisugárzó hatása lehet, és a nyíltabb élőhelyek felé történő terjeszkedés alapja lehetett, illetve a továbbiakban is forrásként szolgálhat.

A két év különbséggel elvégzett felvételezésem eredményei szerint lényeges változás nem történt az állománynagyság tekintetében. Ugyanakkor nem tudjuk, hogy mekkora a fajnak a vizsgálati területeken elérhető maximális populációnagysága. További térhódítása jelen élőhely-szerkezeti viszonyok között nem várható, de az állománysűrűség növekedése még elképzelhető. Mindennek megítélése további, monitoring jellegű vizsgálatokat igényel.

A borzkotorékok elhelyezkedésére alapozott élőhely-preferencia vizsgálataim során megállapítottam, hogy a jelentős vegetációs fedettség (azaz az erdei habitat) hiánya nem akadályozza meg a borz egy-egy élőhelyen történő megjelenését. Így az Erdőpusztán a nyílt területek elkerüléséhez képest a püspökladányi és nádudvari részeken a nyílt élőhelyekhez egészen enyhe ($P_x=0,11$ és $0,06$) preferenciát tapasztaltam. Az erdőpusztai területen az erdőkkel kapcsolatban közepes, mindössze $P_x=0,3$ preferenciaértéket megerősíti azt a feltételezésemet, hogy a vegetációs fedettség csupán egy faktor a borz kotorékhely választása során.

A mintaterületek összesített adatai alapján megállapítható, hogy a faj a nyílt habitatokkal kapcsolatban talált enyhe ($P_x=0,12$) preferenciával szemben az erdősült élőhelyekhez közepes preferenciát ($P_x=0,41$) mutat. Ez a részletes vizsgálatokkal kapott eredmény megerősíti a közepes léptékű kérdőíves felméréssel nyert adatok korrelációs vizsgálata során tapasztaltakat, amely szerint az erdősültség kb. 39 %-ban befolyásolja a kotoréksűrűséget.

A különböző erdőtípusokkal szemben mutatott preferencia értékelése során az angliai adatokkal (NEAL és CHEESEMAN, 1996) ellentmondó eredményként kaptam azt, hogy a borz az erdőpusztai élőhelyen nem elkerülést, hanem a közepesnél erősebb ($P_x=0,62$) preferenciát mutat a túlevelű erdőkhez. Ennek oka véleményem szerint az erdőgazdálkodási technológiában keresendő, ugyanis ezek az egyébként kis kiterjedésű erdőifenyő foltokat az őshonos kocsánytalan tölgygel nehezen, vagy egyáltalán nem hasznosítható, kifejezetten száraz, homok alapkőzetű termőhelyeken telepítették, ami kotorékásásra kiváló. Ráadásul a mozaikos élőhely-szerkezet miatt az erdőifenyő foltok közelében táplálkozóterületek is találhatóak.

A vegetáció minőségét és a növényzeti borítottság mértékét illető élőhely-preferencia vizsgálataim eredménye alapján megállapítottam, hogy a faj megjelenését és esetleges állománynövekedését ezen környezeti tényezők csak részlegesen indikálják. Ugyanis bár nagyobb régiót tekintve a fajnak az erdősült részekkel szemben mutatott preferenciája kimutatható, de összességében a nyílt és erdei élőhelyeken egyaránt számba jöhet olyan

mértékű megtelepedése, ami mind vadgazdálkodási, mind pedig természetvédelmi szempontból beavatkozást igényelhet. Az élőhely-preferencia finomabb léptékű megismerése további részletes vizsgálatokat és más mintaterületek felmérését teszi szükségessé. A kutatásokat ki kell egészíteni talajtani, vízrajzi, táplálék ellátottsági, és mozgáskörzet-vizsgálatokkal, ugyanis a SZEMETHY és HELTAI (2000) által is javasolt ragadozógazdálkodási modell másik alappillére annak az eldöntése, hogy a ragadozógazdálkodással mi a pontos cél. Ennek megfelelően, ha olyan élőhelyi viszonyok között várható a borzállomány növekedése, ahol az az apróvadra nem jelent veszélyt, akkor más irányú hasznosítás híján nem feltétlenül szükséges a ragadozó állomány nagyságának vadászati eszközökkel történő szabályozása, hiszen ez esetben a ráfordítás nem hoz mérhető eredményt, nem javítja a gazdálkodási mutatókat.

A táplálkozásökológiai vizsgálatok során alkalmazott hullatékelemzés nagy számú vizsgálati anyag begyűjtését teszi lehetővé, és jó összehasonlítási alapot nyújt hazai és nemzetközi vizsgálatok adataihoz. A borz ilyen típusú táplálkozási vizsgálata a Hajdú-Bihar megyei régióban eddig nem történt meg, a gyűjtött adatok fontos adalékul szolgálnak a faj helyi ökológiai szerepének megítéléséhez. A mintaterület táplálkozási adatait elemezve azt tapasztaltam, hogy az eltérő élőhelyi viszonyok ismeretében várt különbség statisztikailag is igazolható volt. E szerint a két mintaterületen a borzok éves táplálék összetétele lényegesen eltér egymástól, és az évszakhatás is kimutatható.

Kiemelendőnek tartom a fogyasztott táplálékok közül a ragadozó (esetünkben házi macska) fogyasztást, ami nem bizonyíthatóan zsákmányszerzés eredménye, azaz akár dögevés is lehet. Ugyanakkor fel kell vetni azt, hogy a ragadozó fajoknak más ragadozó fajokra mért ilyen hatása is jelentős lehet. Így borz táplálékából is kimutattak már nyusztot, menyétfélét és kutyát (LANSZKI, 2002), házi macskát (HELTAI és LANSZKI, 2003), nyest táplálékából borzot (LANSZKI, 2002), rókaéből közönséges görényt, menyétfélét és borzot (LANSZKI, 2002), aranyakáléból nyestet (LANSZKI, 2002). Ez azt mutatja, hogy a ragadozók a kisebb testű, esetleg fiatal ragadozó egyedeket valószínűleg zsákmányul ejtik. Ez a közvetlen interakció is fontos, de jelentőssé válhat a jó alkalmazkodó képességű fajok terjedésének köszönhetően a konkurenciaharcok, a forrásokért folyó versengés miatt az egyébként is szűk tűrésű, ritka ragadozófajok további térvészése (HELTAI, 2002) is.

A borz jó alkalmazkodóképességét is mutatja, hogy a nádudvari mintaterületen az egyik klán hatékonyan kihasználta az antropogén hatásra megnyíló táplálékformának, a haldögnek a megjelenését.

A táplálkozásökológiai vizsgálatok általában nem alkalmasak a borz tojásfogyasztásának mérésére. Ezért ennek tesztelésére műfészek kísérletet végeztem.

A tojásokat és fiókákat számos faj zsákmányolhatja. Vizsgálataim során a nyomcsapdás módszerrel az esetek túlnyomó többségében (63-78%) nem sikerült azonosítani a tojásokat elfogyasztó fajt. Bár a kísérletek során nagyszámú ($n=102$) műfészekkel dolgoztam, az azonosított esetek kis száma miatt lényeges különbséget nem tudtam kimutatni az egyes predátorfajok között. A bizonyítható esetek között 7%-ban borz, 4%-ban róka, 6%-ban vaddisznó, 6%-ban egyéb emlős, 10%-ban pedig madár szerepelt. Ezek alapján nem dönthető el, hogy a mintaterületeimmel reprezentált alföldi élőhely típusokban a potenciális fészekrablók közül melyik faj a legjelentősebb. Az ismeretlen kategóriába sorolt esetek feltárása valószínűleg választ adna a kérdésre. Ezért a kérdéskör tisztázáshoz más módszerek, pl. gyurmatojás, szőrscapda használata szükséges. A megfelelő mintaszám eléréséhez költséges, és a terepi körülmények között vagyonbiztonsági szempontból csak korlátozottan alkalmazható, ugyanakkor egyértelmű azonosítást lehetővé tevő módszer az automata kamerák használata. Alkalmazása további vizsgálatok során mindenképpen szükségszerű és megfelelően bizonyító erejű.

A négy kísérlet alapján az megállapítható, hogy a borzváraktól mért műfészek távolság és a tojások fogyása között nem találtam szignifikáns összefüggést. Ennek oka lehet más ragadozófajok, úgy mint vörös róka, görény, kóbor macska, illetve a fészekaljakkal kifosztásában szerepet játszó vaddisznó, dolmányos varjú, szarka, és egyéb fajok szerepe is. Ez alapján, bár a borz veszélyt jelent a földön fészkelő madarak tojásaira és a még röpképtelen fiókákra, ez a borznak tulajdonított predációs hatás nem kizárólagos, összeadódik egyéb tojásrablókéval, tovább a borzvár közelsége nem növeli meg szignifikánsan a fészekrablás gyakoriságát.

Az eltelt napok függvényében tapasztalható tojásfogyás mértéke mind a kísérletbe állított, mind pedig a kontroll műfészek vonatkozásában nő. Az egyes kísérleteket értékelése alapján, a négy kísérleti beállítás közül három esetén szoros, lineáris, egy esetben csak közepesen szoros összefüggést tapasztaltam. Ezzel szemben a kontroll fészkek esetén csupán egy esetben kaptam szoros, lineáris kapcsolatot, két esetben közepesen szoros volt a kapcsolat, míg egy esetben egyáltalán nem volt lineáris összefüggés az eltelt idő és a tojásfogyás mértéke között. Ez alapján feltételezhetjük a borzok hatását a fészkepredációban. Ugyanakkor a négy kísérlet összesített adatain végzett statisztikai elemzés ezt a feltételezést nem erősíti meg. Független t-próba alapján a kísérleti beállításban szereplő műfészek és a kontroll műfészek között $p=0,05$ valószínűségi szinten nincs szignifikáns különbség.

A borz táplálék összetétele a faj generalista és egyben opportunista viselkedése miatt a vizsgálataim során is alapvetően élőhelytől függő. Ezért a faj ilyen hatásának a vizsgálata mindenképpen szükséges lokális szinten, annak meghatározásához, hogy az állomány szabályozása adott természetvédelmi (földön fészkelő védett madarak fészekaljainak védelme), vagy vadgazdálkodási (apróvad gazdálkodás hatékonyságának növelése) cél érdekében szükséges-e. A borz táplálkozásával adott életközösségben játszott szerepének trend jellegű előrejelzéséhez azonban már az is megfelelő alapot nyújtana, ha a hazai jellegzetes, főbb élőhely-mozaik komplexeket érintően történnének több évre kiterjedő táplálkozás-ökológiai vizsgálatok.

A fajjal történő megalapozott gazdálkodás kidolgozásához szükség lenne a faj hazai, különösen alföldi szaporodásbiológiájának tanulmányozására, ami eddig még csak alacsony mintaszámon alapulva történt meg (SZEMETHY és mtsai., 2004), hiszen a rókára kidolgozott, de a borz esetén is ajánlható ragadozó gazdálkodási modell (SZEMETHY és HELTAI, 2000) harmadik alappillére a szaporodási ráta ismerete jelenti.

A faj Hajdú-Bihar megyei élőhelyeire vonatkoztatva állományszabályozási, borz állomány gazdálkodási javaslatom ez utóbbi adat hiányában csak korlátozott. Az állománysűrűségi és táplálkozási adatok alapján azon vadásztársaságoknál javaslom a borz gyérítését, ahol az intenzív apróvad gazdálkodás a fő bevételi forrás. A gyérítést mindenképpen a téli időszakban, kitorékozással kell végezni. Ekkor az adott évi szaporodási teljesítmény nem emelkedhet, hiszen a vehem növekedése folyik. A kitorékozás pedig még a hivatalos vadászati időnyen belül megtörténhet. A kitorékok lakottságának felmérésére a legmegfelelőbb időpont a kora tavasz, az így szerzett adatok alapján lehet következő télen elvégezni a szükséges beavatkozást. Ugyanakkor olyan területeken, ahol vadgazdálkodási vagy természetvédelmi érdekek nem teszik szükségessé ezt az erőteljes állományszabályozást, sokkal inkább javasolnám a faj bevezetését a terület vadászati kínálatába. Az erre mutatózó növekvő igényt jelzi az is, hogy az utóbbi időben vadászati szakfolyóiratokban is ismertetik és népszerűsítik a borz vadászatát (S[OMFALVI], 2007; ZSIN, 2007).

8. Új tudományos eredmények

Állományfelmérés:

Rugalmas sávszélesség módszerrel végzett felmérés alapján megállapítottam, hogy Hajdú-Bihar megyében a borz állománysűrűsége megközelítette a hagyományosan magasabb állománysűrűségű dunántúli élőhelyeken tapasztalt értékeket.

Az erdőpusztai erős állomány kiinduló pont (forrás) lehet a faj nyíltabb területek felé történő terjeszkedésében.

Élőhely-preferencia:

A borzkotorékok elhelyezkedése és a növényzeti borítás alapján végzett élőhely-preferencia vizsgálatban megállapítottam, hogy a borz bár alapvetően lomberdőlakó, a vegetációs fedettség (ezen belül az erdősültség) a hazai alföldi élőhelyi adottságok mellett csak egy az élőhely-választást meghatározó tényezők között. Az erdősültség elsősorban regionális szinten vizsgálva ad lehetőséget a faj megjelenésének és állománynövekedésének a megállapítására.

Megállapítottam, hogy a Hajdú-Bihar megyei területeken az erdőtípusokon belül a borz elsősorban az erdeifenyveseket preferálja.

Táplálkozásökológia:

A hullaték analízisre épülő táplálkozás vizsgálat során megállapítottam, hogy az erdősült és a nyílt alföldi élőhelyeken élő borzok tápláléka eltérő, az összetétel évszakfüggő.

Műfészkek kísérlettel végzett fészekpredációs vizsgálat során megállapítottam, hogy nincs lényeges összefüggés a műfészkek borzvártól mért távolsága (300 méterig), valamint a tojáspusztítás (fogyasztás) között, vagyis a borz nem keresi célzottan a madárfészkeket.

9. Összegzés

A borz az európai tendenciákhoz (BEVANGER és LINDSTRÖM, 1995; GRIFFITHS, 1993a, 1993b; GRIFFITHS és THOMAS, 1993; GRIFFITHS és KRYŠTUFEK, 1993; KAUALA 1995) hasonlóan az 1980-as évek végétől erőteljes terjeszkedést mutatott hazánkban (HELTAI és mtsai., 2001; SZEMETHY, 1989; SZEMETHY, 1994; SZEMETHY és HELTAI, 1996, 2001). Korábban nem tipikus élőhelyeül szolgáló területeken is megjelent (HELTAI és mtsai., 2001) és jelentős állomány nagyságot ért el (HELTAI és KOZÁK, 2004). A sok helyen korábban ismeretlennek számító ragadozó új feladat elé állíthatja a természetvédelmi, vadászható fajként pedig különösen a vadgazdálkodási szakembereket (SZEMETHY és HELTAI, 2000; SZEMETHY és mtsai., 2000). Egyes konkrét vadgazdálkodási egységnél, vagy vadgazdálkodási egység területén túlmutató régióban a pontosabb adatok érdekében részletesebb felmérésre van szükség (SZEMETHY és HELTAI, 2000), hiszen bármely fajjal kapcsolatban csak részletes vizsgálatok alapján tervezhető korrekt, ökológiailag és ökonómiailag egyaránt elfogadható gazdálkodás (SZEMETHY és HELTAI, 2000; SZEMETHY és mtsai., 2000).

Kotoréksűrűség felmérési eredményeim alapján megállapítható, hogy a vadgazdálkodási egységek szakemberei által kérdőíves felmérés keretében megadott, tényleges felméréssel alá nem támasztott becsült kotoréksűrűség értékek a nyílt és az erdős élőhelyek esetén szignifikánsan ($p=0,05$) alacsonyabbak a részletes felméréseimmel kapott átlag értékeknél. Ezért kijelenthető, hogy a kérdőíves felmérés trend jellegű adatok nyerésére gyors és jó módszer, ugyanakkor tényleges állomány adatok érdekében mindenképpen szükség van a részletes, ha nem is teljes, de mindenképpen reprezentatív felvételezésre, amire megfelelő módszer az általam is használt rugalmas sávtranszekt felmérés.

A részletes felmérés alá vont mintaterületek adatait elemezve azt az eredményt kaptam, hogy a nyílt (Nádudvar), az átmeneti (Püspökladány), és az erdős (Erdőpuszta) mintaterületek kotoréksűrűség értékeit lényegesen befolyásolják az élőhelyi adottságok ($p=0,05$), a nyílt és az átmeneti élőhelyeken szignifikánsan kevesebb borz él, mint az erdősült területeken.

A felméréseim során kapott kotoréksűrűség értékek összességében meghaladják a legtöbb részletes alföldi felmérés adatait. Ez alól két vizsgálat adatai jelentenek kivételt, melyek közül az egyik egy 2005 évi felvételezés, tehát a terjeszkedés valószínűsíthető csúcserősségének elérését, illetve megközelítését követően került felvételezésre (BIRÓ és mtsai.,

2007). A lakott borzkotorékok száma alapján megállapíthatjuk, hogy a borzsűrűség érték a magas erdősültségű erdőpusztai mintaterületen eléri a jelentős állománnyal rendelkező dunántúli populációk értékeit is, és a Hajdú-Bihar megyei borzkotorék-sűrűség felmérés eredményei az országos és néhány részletes vizsgálat adataihoz viszonyítva is kiemelkedően magas értékeket mutatnak.

A statisztikai elemzés alapján a két év különbséggel elvégzett összehasonlító felmérések eredményei nem különböznek szignifikánsan. Ennek oka lehet a két felvételezés között eltelt rövid időszak, illetve az, hogy a faj a vizsgálati területeken esetleg már túl van a legerőteljesebb állománynövekedési szakaszán. Ezt erősíti az, hogy más részletes alföldi felmérések során tapasztalt néhány éven belüli jelentős (exponenciális) állománynövekedés 6, illetve 4 évvel korábbi felmérések eredménye, amely időszak a borz legerőteljesebb alföldi terjeszkedésének ideje volt (HELTAI és mtsai., 2001, 2005). Természetesen a helyzet változhat, pl. az erdősültség mértékének, a táplálék ellátottsági viszonyokat meghatározó élőhely szerkezeti változásoknak, vagy egyéb környezeti tényező/tényezőcsoport átalakulásának következtében. Így például a kotoréksűrűségben a püspökladányi mintaterületen tapasztalható kis mértékű, nem szignifikáns visszaesés magyarázata is lehet a 2005-ös csapadékos év miatt nagy területeket érintő hosszú ideig tartó jelentős vízborítás.

Mindezen adatok megerősítik azt, hogy napjainkra a borz jelentős egyedszámmal és egyedsűrűséggel rendelkező ragadozónak tekinthető az ország azon Hajdú-Bihar megyei területein is, ahol korábban ez nem volt jellemző. A fajjal történő átgondolt gazdálkodás mind természetvédelmi, mind vadgazdálkodási szempontból jelentkező kérdés. Részletes felmérésen alapuló adataim rámutatnak arra is, hogy az állomány-nagyság pontosabb megítélése egyszerű becsléssel nem lehetséges, ehhez reprezentatív mintavételre van szükség.

Kotorékhely-választáson alapuló élőhely-preferencia vizsgálataim során megállapítottam, hogy a jelentős vegetációs fedettség, vagy az erdei habitat hiánya nem akadályozza meg a borz egy-egy élőhelyen történő megjelenését, sőt állománynövekedését. Így a fedettebb erdőpusztai területen a nyílt élőhelyekkel kismértékű ($P_x=0,11$ és $P_x=0,06$) preferenciát tapasztaltam. Az erdőpusztai területen az erdők esetén közepes ($P_x=0,3$), míg a püspökladányi és nádudvari nyílt habitatok tekintetében nulla körüli preferencia. Mindezek, valamint a nyíltabb mintaterületek vízállásos erdőfoltjaival szemben mutatott teljes elkerülés megerősítik a kotorékhely választás kapcsán felállított hipotézisemet: a takarást nyújtó erdei élőhely csak egy faktor a kotorék helyének megválasztása során. Ebben nagy súllyal szerepelhetnek a talajtani és vízrajzi adottságok, valamint az otthonterület nagyságát irodalmi

adatok alapján egyes esetekben meghatározó, jelen esetben nem vizsgált táplálékellátottság viszonyok (KRUUK és PARISH, 1982; DA SILVA és mtsai., 1994). Eredményeim összhangban állnak azon angliai irodalmi adatokkal, melyek a földtani viszonyok fontosságát hangsúlyozzák az élőhely választás kapcsán (SOUTHERN, 1964).

Nagyobb régióban vizsgálva, így a mintaterületek összesített adatai alapján megállapítható, hogy a borz a nyílt habitatokkal szemben az erdősült élőhelyekhez közepes preferenciát ($P_x=0,41$) mutat. Ez a részletes vizsgálatokkal kapott eredmény megerősíti a közepes léptékű kérdőíves felméréssel nyert adatok korrelációs vizsgálata során tapasztaltakat, amely szerint az erdősültség kb. 39 %-ban határozza meg a kotoréksűrűséget.

A különböző erdőtípusok iránti preferencia értékelésére, az erdősültségi mutatók (erdősültségi % és erdőtípusok sokfélesége) alapján, az erdőpusztai mintaterület volt alkalmas. A különböző domináns erdőalkotó fajok alapján szétválasztott erdőpusztai élőhely-preferencia kapcsán az angliai tapasztalatokkal (NEAL és CHEESEMÁN, 1996) ellentétben a túlevelű erdőknél nem elkerülést, hanem a közepesnél erősebb ($P_x=0,62$) preferenciát kaptam. Az angliai esetben a túlevelű erdők „jobb híján” választásként szerepeltek kotorék helyként és ezekben az esetekben is általában az erdőszegélyt választották. Az Erdőpuszta erdei fenyvesei esetén is a szegélyhez közel találtam a kotorékokat, illetve tipikus a területen, hogy egy-egy erdeifenyőből álló erdőrésztlet olyan kis kiterjedésű, hogy gyakorlatilag az erdő egésze szegély közelinek tekinthető. Ezen kívül ezen erdők termőhelyei kifejezetten száraz, meleg homokterületek, amely kotorékasásra kiváló.

A vegetáció minőségét és a növényzeti borítottság mértékét illető élőhely-preferencia vizsgálataim eredménye alapján megállapítottam, hogy a faj megjelenését és esetleges állománynövekedését ezen környezeti tényezők csak részlegesen indikálják. Ugyanis bár nagyobb régiót tekintve a fajnak az erdősült részekkel szemben mutatott preferenciája kimutatható, de összességében a nyílt és erdei élőhelyeken egyaránt számba jöhet olyan mértékű megtelepedése, ami mind vadgazdálkodási, mind pedig természetvédelmi szempontból beavatkozást igényelhet. Ez akár állat-egészségügyi szempontból is fontos lehet, mert bár hazánkban ez a kérdéskör még nem merült föl, de a rendkívül sűrű borzpopulációval bíró angolszász területeken a faj állategészségügyi jelentősége sem elhanyagolható: szerepe lehet a háziállatok tuberkulózisának és a veszettségnek a terjesztésében, valamint fogékony a lépfene kórokozójára is (ANDERSON és TREWHELLA, 1985; CHEESEMÁN és mtsai., 1981; CHEESEMÁN és mtsai., 1989; DUNNET és mtsai., 1986; O’CORRY-CROWE és mtsai., 1996; ROGERS és mtsai., 1999).

A táplálkozás-ökológiai vizsgálatok hullatékelemzési adatai alapján az erdőspusztai mintaterületen a tavaszi időszakban a gerinctelenek fogyasztása dominált (80,3%), de jelentősnek tekinthető a madárfogyasztás is (9,6%). Ez utóbbi a konkrét madáregyed fogyasztáson kívül magába foglalja a tojásfogyasztást is. A nyári időszakban kiegyenlítettebb volt a táplálék összetétel. Csökkent a gerinctelenek jelentősége (52,3%), de még mindig ez volt az elsődleges táplálék, ugyanakkor másodlagosan fontossá vált az emlősfogyasztás (33,9%). Az őszi időszakban a növényi táplálék vált elsődlegessé (80,9%). Ebben főleg kukorica és erdei gyümölcsök (kőkeny, galagonya) szerepeltek. Kis arányú volt az egyéb táplálékok aránya: a gerinctelenek fogyasztása (11,7%) és előfordult kisemlős zsákmányolás (6,4%) is.

A nádudvari mintaterületen tavaszi időszakban szintén a gerinctelenek fogyasztása volt az elsődleges (77,3%), az emlős (9,6%) és a madárfogyasztás (7,3%) alárendelt szerepet játszott. A tavasszal előforduló kukorica-fogyasztás (3%) a téli, szóróra kirakott és kora tavasszal még fellelhető kukoricából származhatott. Nyári időszakban a gerinctelenek fogyasztása csökkent (43%), megnőtt viszont a növényi táplálék fogyasztási aránya (23,6%). Számottevő maradt a kisemlős (15%) és madár (8,4%) táplálék, valamint halfogyasztás (7,2%) is. Ez utóbbi valószínűsíthetően a horgászoknak köszönhető, és dögfogyasztás eredménye, ugyanis a vizsgálatba bevont borzvár környékén horgász hely található, ahol sokszor lehet haltetemeket találni. Őszi időszakban ezen a területen is dominánssá vált a növényfogyasztás (89,1%).

A két mintaterület táplálkozási adatainak statisztikai elemzése során a két mintaterületen a borzok táplálék összetétele szignifikánsan eltért az egyes évszakok között ($\chi^2=214,467$, $df=6$, $p<0,01$), azaz mind az erdőspusztai, mind pedig a nádudvari területen évszakhatást tapasztaltam. Ez az eredményem igazolja a táplálék évszakosan eltérő összetételére vonatkozó hipotézisemet.

Az erdőspusztai felmérés egyes évszaki táplálék összetételét összehasonlítottam ugyanazon évszak nádudvari mintaterületen kapott eredményeivel. Ez alapján tavasszal nincs szignifikáns eltérés a két mintaterület táplálék összetétele ($p=0,05$) között. Tavasszal a különbség csupán $p=0,1$ szinten mutatható ki, ami bár nem szignifikáns, de biológiailag jelentősnek tekinthető. A nyári időszakban tapasztalt táplálék összetétel szignifikánsan különbözött ($p<0,01$), míg az őszi időszak növényfogyasztási dominanciája miatt a két mintaterületen tapasztalt táplálék összetétel között szignifikáns eltérés nincs ($p=0,05$). Amennyiben a két mintaterületet az egész éves táplálék összetétel alapján hasonlítottam

össze, akkor az eltérés szignifikáns ($p=0,05$). Mindezek mintaterületeimre vonatkoztatva is igazolják a mások által is tapasztaltak alapján felállított hipotézisemet, ami szerint a borz táplálékának összetétele az eltérő élőhelyi viszonyok függvényében szignifikánsan különbözhet, azaz a faj a területi adottságoknak megfelelően opportunistaként viselkedik. A két különböző élőhelyi adottságú mintaterületen a borz táplálék összetétele alapján megerősíthető a más hasonló hazai és egyéb nemzetközi vizsgálatokban talált eredményeket, azaz, hogy a borz alapvetően generalista, széles táplálékspektrumú faj, amely adott élőhelyi körülmények között akár évszakosan váltva, különböző táplálékformákra specializálódhat, azaz opportunistaként viselkedve a legjobban kiaknázható táplálékforrások között könnyen és gyorsan vált. Alkalmazkodóképességét jól jelzi az antropogén hatásra megnyíló táplálékformának, a haldögnek a hasznosítása a Nádudvar mintaterületen.

A táplálkozásökológiai vizsgálatok általában nem alkalmasak a borz tojásfogyasztásának mérésére. Ezért ennek tesztelésére műfészek kísérletet végeztem.

A tojásokat és fiókákat számos faj zsákmányolhatja. Vizsgálataim során a nyomcsapdás módszerrel az esetek túlnyomó többségében (63-78%) nem sikerült azonosítani a tojásokat elfogyasztó fajt. Bár a kísérletek során nagyszámú ($n=102$) műfészkekkel dolgoztam, az azonosított esetek kis száma miatt lényeges különbséget nem tudtam kimutatni az egyes predátorfajok között. A bizonyítható esetek között 7%-ban borz, 4%-ban róka, 6%-ban vaddisznó, 6%-ban egyéb emlős, 10%-ban pedig madár szerepelt. Ezek alapján nem dönthető el, hogy a mintaterületeimmel reprezentált alföldi élőhely típusokban a potenciális fészkekrablók közül melyik faj a legjelentősebb.

A négy műfészkek kísérlet alapján az megállapítható, hogy a borzváraktól mért műfészek távolság és a tojások fogyása között nem találtam szignifikáns összefüggést. Ennek oka lehet más ragadozófajok, úgy mint vörös róka, görény, kóbor macska, illetve a fészkekaljak kifosztásában szerepet játszó vaddisznó, dolmányos varjú, szarka, és egyéb fajok szerepe is. Az eltelt napok függvényében tapasztalható tojásfogyás mértéke mind a kísérletbe állított, mind pedig a kontroll műfészkek vonatkozásában nő. Az egyes kísérleteket értékelése alapján, a négy kísérleti beállítás közül három esetén szoros, lineáris, egy esetben csak közepesen szoros összefüggést tapasztaltam. Ezzel szemben a kontroll fészkek esetén csupán egy esetben kaptam szoros, lineáris kapcsolatot, két esetben közepesen szoros volt a kapcsolat, míg egy esetben egyáltalán nem volt lineáris összefüggés az eltelt idő és a tojásfogyás mértéke között. Ez alapján feltételezhetjük a borzok hatását a fészkepédációban. Ugyanakkor a négy kísérlet összesített adatain végzett statisztikai elemzés ezt a feltételezést

nem erősíti meg, Független t-próba alapján a kísérleti beállításban szereplő műfészkek és a kontroll műfészkek között $p=0,05$ valószínűségi szinten nincs szignifikáns különbség.

Összességében megállapítható, hogy az előzetesen felállított hipotézissel ellentétben, a borzok jelenlétének nem volt statisztikailag igazolható hatása a tojások pusztulásában. Ez alapján, bár a borz veszélyt jelent a földön fészkelő madarak tojásaira és a még röpképtelen fiókáira, ez a borznak tulajdonított predációs hatás nem kizárólagos, összeadódik egyéb tojásrablókéval, továbbá a borzvár közelsége nem növeli meg szignifikánsan a fészekrablás gyakoriságát.

Következtetésként megállapítom, hogy a borz jó alkalmazkodó képessége, széles ökológiai valenciája, generalista és egyben opportunista viselkedése miatt területspecifikus vizsgálatokra van szükség a faj adott élőhelyen betöltött szerepének tisztázására. Ehhez nem elegendő a területi szakemberek szakmai vélekedése, hanem reprezentatív vizsgálatok szükségesek. Adataim alátámasztják azt, hogy lokális vizsgálatok a nagy léptékű felmérésekkel, vagy más területeken végzett részletes vizsgálatok eredményeivel részben ellentmondó, illetve azokat olyan módon kiegészítő eredményeket adhat, ami a borz helyi életközösségekben betöltött szerepének megítélésében, a fajjal kapcsolatos gazdálkodási irányelvek kialakításában fontos támpontot jelent.

10. Summary

The European badger, parallel to the European processions (BEVANGER et LINDSTRÖM, 1995; GRIFFITHS, 1993a, 1993b; GRIFFITHS et THOMAS, 1993; GRIFFITHS et KRYŠTUFEK, 1993; KAUHALA 1995), showed dynamic spread in Hungary since the end of the 1980's (HELTAI et al., 2001; SZEMETHY, 1989; SZEMETHY, 1994; SZEMETHY et HELTAI, 1996, 2001). It appeared and reached significant stock range at areas that earlier were not typical habitats of it (HELTAI és mtsai., 2001; HELTAI és KOZÁK, 2004). This predator not known at several areas before, could give new challenge for nature conservation, and as a fair game mainly for game management professionals (SZEMETHY et HELTAI, 2000; SZEMETHY et al., 2000). At a concrete game management unit or within a unit at a certain area or region, a more detailed survey is necessary, as in connection with any species a correct, ecologically and economically acceptable management could be planned only by a deep analysis (SZEMETHY et HELTAI, 2000; SZEMETHY et al., 2000).

From the results of my sett density examinations it can be stated that the estimated sett density values that are not supported by a concrete analysis, given by the professionals of the game management units within a questionnaire survey, are significantly ($p=0.05$) lower than the average values that I gained throughout my detailed investigation in case of open and forested habitats. Thus it is statable that the questionnaire survey is a quick and good method for gathering trend featured data, however to gain factual stock data a detailed, even a not complete, but anyway a representative examination is necessary, for which the flexible line transect method that I used is appropriate.

Analysing the data of the sample areas of the detailed survey I was given the result that the habitat circumstances ($p=0.05$) significantly affect the sett density values of the open (Nádudvar), transition (Püspökladány) and forested (Erdőspuszta) habitats; significantly less badger live at the open and transition areas than at the forested areas.

The sett density values gained throughout my investigations exceed the values of most detailed surveys processed at the Great Hungarian Plain. There are only two exceptions; one is the survey of 2005, which was accomplished after reaching or approaching the inferential peak value of spread (BIRÓ et al., 2007). It can be stated by the number of the inhabited setts, that the badger density value at the highly forested Erdőspuszta sample area reached the values of the Transdanubian populations with considerable stock. The results of

the sett density survey in Hajdú-Bihar County show significantly high values compared even to the data of the country wide and some other detailed examinations.

By the statistical analysis, the results of the comparing surveys with two years difference are not differing significantly. The reason of this is the short period between the two surveys, and that the species approached the maximal population range at the sample areas. The result of the surveys 6 and 4 years before, that had been the period of the most intensive spread of the badger at the Great Hungarian Plain (HELTAI et al., 2001, 2005), and the considerable stock increase in a few years throughout other surveys of the Great Hungarian Plain, strengthen the previously mentioned fact. Taking this into consideration, the results of my examinations support that the species approached the maximum increase of the range at this part of Great Hungarian Plain, however a low level stock range increase can occur among present habitat structure indicators, but this is not significant. Obviously the situation can change, for example due to the alteration of the rate of forests, the habitat structure changes that determine the feed supply, or according to the alteration of other environmental factor/factor group. Thus for instance the explanation of the low rate, but non significant decrease in sett density at the Püspökladány sample area could be the considerable, long term water coverage because of the rainy year of 2005.

All these data strengthen that by nowadays the badger could be considered a predator that owns significant number of individuals and density at those areas of Hajdú-Bihar County where previously it was not particular. The rationally considered management of this species is an actual question in nature conservation and also game management aspects. The data of my detailed survey point also the fact that the more correct judgement of the stock range is not possible by a simple estimation, it needs scientifically established sampling.

Throughout my habitat preference examinations I stated that the lack of the considerable vegetation cover, namely the forest habitat does not impede the appearance of the badger at a certain habitat. Thus I experienced that the badger showed quite minor preference ($P_x=0,11$ and $P_x=0,06$) to the open habitats at the area of Püspökladány and Nádudvar, while it avoided the open areas at the Erdőspusztá region. Considering forests at the Erdőspusztá territory I found medium, only $P_x=0,3$ preference values. All these facts and the total avoidance of these waterlogged forest plots of these latter areas support the statement that the sheltering forest habitat is only one factor in choosing the place for the setts. Pedology and hidrology features could have dominant role and according to literature data (KRUUK et PARISH, 1982; DA SILVA et al., 1994) the presently not examined feed supply

characteristics that affect the rate of the home territory could also own an important factor in some cases also. This result of mine coincides with those British literature data that emphasise besides the vegetation characteristics the significance of the geological features in choosing the habitat (SOUTHERN, 1964).

By the cumulated data of the sample areas it can be stated that the species shows medium preference ($P_x=0,41$) to the forested habitats against the open ones. This result from the detailed examination strengthens the experiences of the correlation examination of the data gained by the medium scaled questionnaire survey, according to which the forestation affects the sett density in 39 %.

For the evaluation of the preference of different forest types by forestation indicators (forestation %, and the variety of forest types) the Erdőpuszta sample area afforded the opportunity. According to the forest preference it is contradictory result according to the international data (NEAL et CHEESEMAM, 1996) that I found not avoidance but stronger than medium preference ($P_x=0,62$) to the coniferous forests at the Erdőpuszta habitats. In the British case the badgers chosen for sett place the coniferous forest only without a better solution and in these cases they chose mainly the forest fringes. In case of the Norway pine forests of the Erdőpuszta I found the setts also close to the fringes or it is typical at this area that a forest fragment from Norway pine is that small sized that the whole of the forest could be considered as fringes. Besides, the habitats of these forests are markedly dry, warm sand areas that are perfect for sett digging.

By the results of my examinations on the quality of the vegetation and the rate of the vegetation cover I can state that the cognition of these environmental factors indicates the appearance and the accidental spreading of these species only partly because however the preference of the forested areas in case of a bigger region is stable but the settlement of the badger in open and forested habitats could be that sized that need interference from both game management or nature conservation aspect. This could be important from also a veterinary point of view because however this topic has not come up so far in Hungary, but in Anglo-Saxon areas with a highly dense badger population the veterinary significance of the species is not negligible: it could have a role in spreading the tuberculosis and lyssa of the domesticated animals and it is sensitive to the pathogen of anthrax also (ANDERSON et TREWHELLA, 1985; CHEESEMAM et al., 1981; CHEESEMAM et al., 1989; DUNNET et al., 1986; O’CORRY-CROWE et al., 1996; ROGERS et al., 1999).

By the data of the waste analysis of the feeding examinations, the consumption of the invertebrates was dominant (80,3%) in the spring period at the Erdőspusztá sample area, but the bird consumption could be considered also significant (9,6%). In the summer period the food composition is more balanced. The importance of the invertebrates increased (52,3%), but it is still predominantly important and the small mammal consumption became secondarily significant (33,9%). For the autumn period from the second half of the summer, the increasing plant food became dominant (80,9%) which meant the consumption of maze and forest fruits (blackthorn, albespine) mainly. The secondarily important group was of invertebrates (11,7%) and the small mammal capture also occurred (6,4%).

During the spring period, in the food of the badgers of the Nádudvar sample area also the consumption of the invertebrates is the dominant (77,3%), while the mammal (9,6%) and bird (7,3%) eating is secondary. In the summer period the consumption of the invertebrates is decreasing (43%), but the rate of the vegetal nutriment is on the increase (23,6%), the small mammal (15%) and bird (8,4%) intake is still considerable, and the frequency of fish eating (7%) is the same as of mammals and birds. During autumn vegetal nutriment becomes dominant (89,1%) at this area also.

Analysing the feeding data of the two sample areas I found that the food composition of the badgers is significantly ($p < 0.01$) dissimilar in the different seasons, viz. the food composition depends on the season, according to the seasons it shows changes both at the Erdőspusztá and both at the Nádudvar area. Comparing the results of the certain seasons the difference between the two sample areas in the spring period is not significant at a $p = 0.05$ significance level, but at a $p = 0.1$ significance level the difference is significant. The food composition experienced in the summer period differed significantly ($p < 0.01$), while due to the dominancy of plant eating during the autumn period, there is no significant difference between the food composition of the two sample areas. In case I compared the two sample areas by the annual food composition, the difference was significant. All these confirm that the food composition of the badger could significantly differ due to the various habitat features, namely the species act as an opportunist accordingly to areal facilities. The utilization of the fish carcass as a food source appearing due to human affect at the Nádudvar sample area indicates the great adaptability of the badger.

Throughout my feeding ecology examinations I was not able to measure appropriately the volume of egg consumption of the badger. To test this I made artificial nest experiments.

Several species could capture the eggs and nestlings. In most cases (63-78%) during my examinations with sand-trap method I did not succeed to identify the species consuming the eggs. However I applied artificial nests, due to the low number of identified cases I was not able to reveal significant dissimilarity among the different predator species. From the identified cases the badger in 7%, fox in 4%, boar in 6%, other mammal in 6% and bird in 10% was the perpetrator. According to these results it cannot be stated in case habitat types of the Great Hungarian Plain represented by my sample areas, which species is the most important from the potential bird's-nesters.

I measured the value of egg consumption according to the presence of badgers, in case of both sample areas near to 2-2 inhabited badger setts, in two repeat. The egg decrease data according to the distance measured in 4 experimental formations shows considerable deviation at the Erdőspuszta sample area, a linear trend cannot be fit on the results. The R^2 value by the summarized data is medial, the correlation is not significant, viz. I did not find significant relation between the affect on artificial nests and the distance of the nests to the warrens. The result of the 4 experimental formations at the Nádudvar sample area is similar and the R^2 value by the summarized data is very low, viz. I did not find significant correlation between the affect on artificial nests and the distance of the nests to the warrens. Summarizing the results of the two sample areas it is statable that however the rate of the egg decrease declines accordingly to the distance to the badger warrens, but there is no significant correlation between the two variables.

The rate of egg decrease due to the days elapsed, both in case of experimental and both of control artificial nests is increasing. By the evaluation of the certain experiments in case of three experimental formations I found significant linear and in one case medium strong correlation, while considering the control nests all but one cases showed linear relation between the days elapsed and egg decrease. By this the inhabitants of the badger warrens could have an expected affect on the egg decrease. However, the statistical survey on the rate of the affect on the experimental formation and on the control artificial nests with independent-samples T test did not strengthen this expectation. Namely I did not find significant difference between the two data bases at a $p=0.05$ significance level.

Thus I can state on the whole that among the affect on artificial nests and the distance of the nests to the badger warrens I did not find significant correlation, viz. I had to reject my H_0 hypothesis on that. The reason of this could be presence of other predators, like Red fox, European polecat, stray cat, or Wild boar, Hooded crow, European magpie as species with a role in robbing the nests or other species also. According to this, however the

badger endangers the eggs and still flightless nestlings of the birds nesting on the ground, this effect is not exclusive, it is added to the affect of other bird's-nesters and the nearness of the warren does not increase the frequency of robbing the nests.

It can be concluded that the great adaptability, wide ecological valence, generalist and at the same time opportunist behaviour of the badger, area specific examinations are necessary to clarify the role of this animal at a certain habitat. For this the technical opinion of the professionals is not enough, scientifically established surveys are needed. My data support that the local examinations provide results that partly differ from the literature data but even locally significant, which is essential to judge the role of badger in local communities, to serve the management directives in connection with this species as an important pivot.

11. Irodalomjegyzék

- A környezetvédelmi miniszter 13/2001. (V.9.) KöM rendelete a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről.
- 90/2001. (XI. 7.) FVM rendelet a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadásatról szóló 1996. évi LV. törvény végrehajtásának szabályairól szóló 30/1997. (IV. 30.) FM rendelet módosításáról
- ÁCS A (szerk.) (1985): A bagolyköpetvizsgálatok alapjai. MME Zalai Helyi Csoportjának kiadványa, Zalaegerszeg. 57 p.
- A. TÓTH M. (2003): Az emlősök szőrmintáinak információtartalma, a szőrhatározás módszertana, a módszer gyakorlati alkalmazása. Doktori Értekezés. ELTE TTK. 141p.
- ANDERSEN, J. (1955): The food of the Danish badger, *Meles meles danicus*, with special reference to the summer months. Dan. Rev. Game Biol. 3. 1-75 p.
- ANDERSON, R. M. és TREWHELLA, W. (1985): Population dynamics of the badger (*Meles meles*) and the epidemiology of bovine tuberculosis (*Mycobacterium bovis*). Phil. Trans. R. Soc. London. B 310. 327-381 p.
- BÄHRMANN, R. (2000): Gerinctelen állatok határozója. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 18-331 p.
- BÁLDI A., CSORBA G. és KORSÓS Z. (1995): Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere. Magyar Természettudományi Múzeum. Budapest. 34 p.
- BANG, P. és DAHLSTRÖM, P. (2006): Állatnyomok és -jelek. M-érték Kiadó. Budapest. 178-239 p.
- BENCZE L. (1972): Vadgazdaságtan. Erdészeti Szakközépiskolák Tankönyvei. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- BEVANGER, K. és LINDSTROM, E. (1995): Distributional history of the European badger *Meles meles* in Scandinavia during the 20th century. Ann. Zool. Fennici. 32. 5-9 p.
- BIRÓ ZS.; HELTAI M. és LANSZKI J. (2007): A borz (*Meles meles*) terjeszkedésének és vadgazdálkodási hatásának vizsgálata. Kutatási jelentés. 1-49 p.
- BOYE, P. (1982): Heimische Säugetiere. DJN, Hamburg. 4-103 p.
- BREHM, A. (1976): Az állatok világa V. Gutenberg Könyvkiadó Vállalat, Budapest. 11-32 p.

- BROWN, R., FERGUSON, J., LAWRENCE, M. és LEES, D. (1993): Federn, Spuren und Zeichen der Vögel Europas: Ein Feldführer. Aula-verlag Wiesbaden.
- CHEESEMAM, C. L., JONES, G. W., GALLAGHER, J. és MALLINSON, P. J. (1981): The population structure, density and prevalence of tuberculosis (*Mycobacterium bovis*) in badgers (*Meles meles*) from four areas in South-west England. *Journal of Applied Ecology*, 18. 795-804 p.
- CHEESEMAM, C. L., WILESMITH, J. W. és STUART, F. A. (1989): Tuberculosis: the disease and its epidemiology in the badger, a review. *Epidem. Inf.* 103. 113-125 p.
- COMELLAS, M (2003): The situation of European badger (*Meles meles*) in North-Eastern Hungary. Diploma Piece (University of Lleida), Debrecen.
- CRESSWELL, P., HARRIS, S. és JEFFERIES, D. J. (1990): The history, distribution, status and habitat requirements of the badger in Britain. Nature Conservancy Council, Peterborough. 1-42 p.
- DAHL, H. (1954): Der Norske Grevling. Univ. Bergen. Arbon. Nat. Renne 16. 5-55 p.
- DELAHAY, R. J., CARTER, S. P., FORRESTER, G. J., MITCHELL, A. és CHEESEMAM, C. L. (2006): Habitat correlates of group size, bodyweight and reproductive performance in a high-density Eurasian badger (*Meles meles*) population. *Journal of Zoology*, 270 (3). 437-447 p.
- DELY O. GY. (1983): Hüllők-Reptília. Magyarország Állatvilága XX. kötet, Akadémia Kiadó, Budapest.
- DÉZSI D. G. (2007): A borz, *Meles meles* fészekpredációjának vizsgálata. Szakdolgozat, Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- DUNNET, G. M., JONES, D. M. és MCINERNEY, J. P. (1986): Badgers and bovine tuberculosis. H.M.S.O. London. 71 p.
- ÉLŐVILÁG (2001): Élővilág 8. Kossuth Kiadó. 10-11 p.
- ELLERMAN, J. R. és SCOTT, T. C. S. (1961): Checklist of Palearctic and Indian Mammals. Museum Nat. Hist. London.
- ERLINGE, S., FRYLESTAM, B., GÖRANSSON, G., HÖGSTEDT, G., LIBERG, O., LOMAN, J., NILSSON, I. N., VON SCHANTZ, T. és SYLVÉN, M. (1984): Predation of brown hare and ring-necked pheasant populations in southern Sweden. *Holarctic Ecology*, 7. 300-304 p.
- FARAGÓ S. (2002): Vadászati állattan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 313-318 p.

- GAFFREY, G. (1961): Merkmale der wildlebenden Säugetiere Mitteleuropas. Akademische Verlagsgesellschaft, Geest und Porig K-G. Leipzig.
- GERA P. (1998): Ismerjük meg hazánk menyétféle ragadozóit. Alapítvány a vidrákért, Széchenyi Nyomda, Budapest. 4-18 p.
- GRIFFITHS, H. I. (1993a): Badger game-bag data estimates of badger (*Meles meles*) population sizes in Europe. *Small Carnivore Conservation*, 9. 9-10 p.
- GRIFFITHS, H.I. (1993b): The status of the Badger *Meles meles* (L., 1758) (Carnivora, Mustelidae) in Europe. *Mammal Review*. 23 (1). 17-58 p.
- GRIFFITHS, H. I. és KRYŠTUFÉK, B. (1993) Hunting pressures and badgers *Meles meles*: patterns and possible futures. *Lutra*, 36. 49-61 p.
- GRIFFITHS, H. I. és THOMAS, D. H. (1993): The status of the badger *Meles meles* (L., 1758) (Carnivora, Mustelidae) in Europe. *Mammal Rev.* 23. 17-58 p.
- GOSZCZYŃSKI, J., JĘDRZEJEWSKA, B. és JĘDRZEJEWSKI, 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 p.
- HARRIS, S. (1982): Activity patterns and habitat utilisation of badgers (*Meles meles*) in suburban Bristol: a radio-tracking study. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 49. 301-323 p.
- HELTAI M. (1998): Emlős ragadozók állományának felmérése a Tisza-tó körzetében. Szakdolgozat, SZIE Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék. 1-35 p.
- HELTAI M. (2002): Emlős ragadozók magyarországi helyzete és elterjedése. Doktori (PhD) értekezés. Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék.
- HELTAI M. és KOZÁK L. (2004): A borz kotoréksűrűségének felmérése két alföldi területen. *Vadbiológia*, 11. 83-91 p.
- HELTAI M. és LANSZKI J. (2003): Adatok a borz táplálkozásához. *Vadbiológia*, 10. 87-91 p.
- HELTAI M. és SZEMETHY L. (1997): Néhány, a vadgazdálkodás szempontjából fontos ragadozó helyzetének felmérése. Egy országos kérdőíves felmérés alkalmazhatósága. IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Pécs, Előadások és Poszterek Összefoglalói. 82 p
- HELTAI M., BÍRÓ ZS. és SZEMETHY L. (2001): A borz terjeszkedése Magyarországon 1988 és 2000 között. *Vadbiológia*, 8. 43-48 p.
- HELTAI M., BÍRÓ ZS., BEDŐ P., KAZSU A., LEHOCZKI R., MÁRKUS M., SOLT SZ., SZABÓ L. és SZONDI P. (2005): A vadgazdálkodás, vadászat szempontjából fontos emlős ragadozók és ragadozó madarak hosszú távú, országos, kérdőíves adatgyűjtésen alapuló

- monitorozása. Zárójelentés az FVM Vadgazdálkodási és Halászati Főosztálya megbízásából, Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- HORVÁTH ZS. (2006): A borz és a róka élőhelyének összehasonlítása kitorékválasztás alapján. Diplomadolgozat. Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- HOFMANN, T. (1999): Untersuchungen zur Ökologie des Europäischen Dachsen (*Meles meles*, L. 1758) im Hakelwald (nordöstliches Harzvorland). Dissertation vorgelegt der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. 1-128 p.
- IVLEV, V. S. (1961): Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale Univ. Press, New Haven Conn. 302 p.
- JENSEN, P. V. (1959): Lidt om gravlingen. *Naturens Verden* 11. 289-320 p.
- JEPSEN, J. U., MADSEN, A. B., KARLSSON, M. és GROTH, D. (2005): Predicting distribution and density of the European badger (*Meles meles*) setts in Denmark. *Biodiversity and Conservation*, 14. 3235-3253 p.
- KARSAI H. (2003): A borz apróvadra gyakorolt hatásai. Szakdolgozat, Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő. 1-48 p.
- KAUHALA, K. (1995): Changes in the distribution of the European badger *Meles meles* in Finland during the rapid colonization of the racoon dog. *Ann. Zool. Fennici*. 32. 183-191 p.
- KAUHALA, K; LAUKKANEN, P. és REGE, I. (1998): Summer Food Composition and Food Niche Overlap of the Raccoon Dog, Red Fox and Badger in Finland. *Ecography*, Vol. 21, No. 5. 457-463 p.
- KISS Á. (2005): Borz *Meles meles* L. (1785) kitorékok a Kiskunsági Nemzeti Park egy újonnan kolonizált területén. Szakdolgozat, Budapest. 3-65 p.
- KLENK B. és MÁRTON Z. (2004): Ragadozó fajok hatása a földön fészkelő madarak túlélésére. Diplomadolgozat, Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- KOCSIS M. (2001): A földön fészkelő vándorló madarak szerepe a róka (*Vulpes vulpes*) és a borz (*Meles meles*) kitorékválasztásában, és a róka táplálékválasztásában. Diplomadolgozat, Szent István Egyetem, ÁOTK, Zoológiai Intézet, Budapest. 1-52 p.

- KÓRA T. (2000): Vadászható és védett szőrmés ragadozó fajok állomány alakulása és hatásuk az apróvadállományra a gerendási Széchenyi Zsigmond Vt. területén. Szakdolgozat, Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- KOZÁK L. (2007): A borz (*Meles meles* L., 1758) és a vörös róka (*Vulpes vulpes* L., 1758) kotorékfelmérése a Hajdúsági Erdőpusztákon. *Annales Musei Debreceniensis de Friderico Déri nominati* 2006. LXXIX. 17-23 p.
- KOZÁK L. és HELTAI M. (2006a): A borz (*Meles meles* Linnaeus, 1758) élőhely-preferenciája Hajdú-Bihar megyében, *Állattani Közlemények* 91 (1). 43-55 p.
- KOZÁK L. és HELTAI M. (2006b): Distribution and habitat selection of badgers in the region of Erdőpuszták (Eastern Hungary). *Anale Universitatii din Oradea, Fascicula Biologie*, Tom. XIII. 48-51 p.
- KOZÁK L. (2004): A borz (*Meles meles*) kotoréksűrűségének és élőhely-preferenciájának a felmérése két különböző élőhelyi viszonyokat képviselő alföldi területen. Szakdolgozat, Gödöllő.
- KRUISINGA, D. (1965): Enige winterwaarnemingen aan Dassen en andere Masterachtigen te St Michielsgestel. *De Levende Natuur* 68. 73-83 p.
- KRUUK, H. (1978): Foraging and spatial organisation of the European badger, *Meles meles* L. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 4(1). 75-89 p.
- KRUUK, H. (1989): The social badger. Ecology and behaviour of a group-living carnivore. Oxford University Press, Oxford.
- KRUUK, H. és DE KOCK, L. (1981): Food and habitat of badgers (*Meles meles*) on Monte Baldo, northern Italy. *Mammalian Biology Zeitschrift für Säugetierkunde* 46.295-301p.
- KRUUK, H. és PARISH, T. (1981): Feeding specialisation of the European badger, *Meles meles*, in Scotland. *J. Anim. Ecol.* 50. 773-788 p.
- KRUUK, H. és PARISH, T. (1982): Factors affecting population density, group size and territory size of the European Badger (*Meles meles* L.). *J. Zool., London*. 196. 31-39 p.
- KRUUK, H. és PARISH, T. (1985): Food, food availability and weight of badgers, *Meles meles*, in relation to agricultural change. *J. App. Ecol.* 22. 705-715 p.
- LANSZKI J. (2002): Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája. *Natura Somogyiensis* 4., Kaposvár. 81-86 p.
- LANSZKI J. (2004): Diet of badgers living in a deciduous forest in Hungary. *Mammalian Biology*, 69 (5). 354-358 p.

- LOVASSY S. (1927): Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásai. Királyi Magyar Természettudományi Társulat Kiadásában, Budapest.
- LÜPS, P. és WANDELER, A. I. (1993): Meles meles (Linnaeus, 1758) Dachs. In: Stubbe, M. és Krapp, F. (edit.): Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5: Raubsäuger Carnivora (Fissipedia). Teil II.: Mustelidae 2, Viverridae, Herpestidae, Felidae. Aula Verlag, Wiesbaden. 856-906 p.
- MARTÍN, R., RODRIGUEZ, A. és DELIBES, M. 1995. Local feeding specialization by badgers (*Meles meles*) in a Mediterranean environment. *Oecologia*, 101 (1). 45-50 p.
- MELIS, C., CAGNACCI, F. és BARGAGLI, L. (2002): Food habits of the Euresian badger in a rural Mediterranean area. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 48. 236-246 p.
- MITCHELL-JONES, A. J.; AMORI, G.; BOGDANOWITC, W.; KRYSTUFEK, B.; REIJNDERS, P. J. H.; SPITZENBERGER, F.; STUBBE, M.; THISSEN, J. B. M.; VOBRALIK, V. AND ZIMA, J. (1999): The Atlas of European Mammals. Academic Press, London. 348-349 p.
- MÓCZÁR L. (1984): Állathatározó I-II. kötet. Akadémia kiadó, Budapest.
- NÁHLIK A. (1990): Nyomkalauz. *Venatus*. 59-61 p.
- NEAL, E. (1986): The natural history of badgers. Croom Helm, London.
- NEAL, E. (1988): The stomach contents of badgers. *J. Zool. Lond.* 215. 367-369 p.
- NEAL, E. és CHEESEMAM, C. (1996): Badgers. T and AD Poyser Ltd. London. 1-265 p.
- O’CORRY-CROWE, G., HAMMOND, R., EVES, J. és HAYDEN, T. J. (1996): The effect of reduction in badger density on the spatial organisation and activity of badgers *Meles meles* L. in relation to farms in central Ireland. *Biology and Environment-Proceedings of the Royal Irish Academy*, 96 (3).147-158 p.
- PALPHRAMAND, K. L., NEWTON-CROSS, G. és WHITE P. C. L. (2007): Spatial organization and behaviour of badgers (*Meles meles*) in a moderate-density population. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 61(3). 401-413 p.
- PEARSON, B. és BURTON, J.A. (1986): Emlősállatok. Gondolat, Budapest. 149 p.
- PIGOZZI, G. (1988): Diet of the European badger (*Meles meles*) in the Maremma National Park, Central Italy. *Mamm. Rev.* 18. 73-75 p.
- POOLE, D. W. és MCKILLOP, I. G. (1999): Comparison of the effectiveness of two types of electric fences to exclude badgers. *Crop Protection*, 18. 61-66 p.
- POOLE, D. W. és MCKILLOP, I. G. (2004): The effects of fence voltage and the type of of conducting wire on the efficacy of an electric fence to exclude badgers (*Meles meles*). *Crop. Protection* 23. 27-33 p.

- POOLE, D. W., MCKILLOP, I. G., WESTERN, G., HANCOCKS, P. J. és PACKER, J. J. (2001): Effectiveness of an electric fence to reduce badger (*Meles meles*) damage to field crops. *Crop Protection*, 21(5). 409-417 p.
- REICHHOLF, J. (1996): Emlősök. Magyar könyvklub, Budapest. 146-149 p.
- REVILLA, E és PALOMARES, F. (2002): Spatial organization, group living and ecological correlates in low-density populations of Eurasian badgers, *Meles meles*. *Journal of Animal Ecology* 71. 497-512 p.
- ROBERTSON, P. A. (1986): The Ecology and Management of Hand-reared and Wild Pheasants (*Phasianus colchicus*) in Ireland. PhD disszertáció, National University of Ireland, Dublin.
- RODRIGUEZ, A. és DELIBES, M. (1992): Food habits of badgers (*Meles meles*) in an arid habitat. *J. Zool. Lond.* 227. 347-350 p.
- ROGERS, L. M., DELAHAY, R. J., CHEESEMAN, C. L., SMITH, G. C. és CLIFTON-HANDLEY, R. S. (1999): The increase in badger (*Meles meles*) density at Woodchester Park, south-west England: a review of the implication for disease (*Mycobacterium bovis*) prevalence. *Mammalia*, 63 (2). 183-192 p.
- ROPER, T. J. és LÜPS, P. (1995): Diet of badgers (*Meles meles*) in central Switzerland: an analysis of stomach contents. *Z. Säugetierkunde* 60. 9-19 p.
- ROPER, T. J. és MICKEVICIUS, E. (1995): Badger *Meles meles* diet: a review of literature from the former Soviet Union. *Mammalsai., Review* 25 (3). 117-129 p.
- ROPER, T. J., FINDLAY, S. R., LUPS, P. és SHEPHERDSON, D. J. (1995): Damage by badgers *Meles meles* to wheat *Triticum vulgare* and barley *Hordeum sativum* crops. *Journal of Applied Ecology*. 32 (4). 720-726 p.
- RZEBIK-KOWALSKA, B. (1972): Studies on the diet of the carnivores in Poland. *Acta Zool. Cracow* 17. 215-306 p.
- SCHMIDT E. (1967): Bagolyköpet vizsgálatok. A Magyar Madártani Intézet kiadványa, Budapest. 3-137 p.
- SCOOG, P. (1970): The food of the Swedish badger. *Svenska Jagareforb. Vitrevy* 7.
- SHEPHERDSON, D. A., ROPER, T. J. és LUPS, P. (1990): Diet, food availability and foraging behaviour of badgers (*Meles meles*) in Southern England. *Z. Säugetierk.* 55. 81-93 p.
- SILVA, J. DA, MACDONALD, D. W. és EVANS, P. G. H. (1994): Net costs of group living in a solitary forager, the Eurasian badger (*Meles meles*). *Behav. Ecol.* 5. 151-158 p.

- SILVA, J. DA, WOODROFFE, R. és MACDONALD, D. W. (1993): Habitat, food availability and group territoriality in the European badger, *Meles meles*. *Oecologia*, 95. 558-564 p.
- SMITH, G. C., CHEESEMAN, C. L., WILKINSON, D. és CLIFTON-HADLEY, R. S. (2001): A model of bovine tuberculosis in the badger *Meles meles*: the inclusion of cattle and the use of a live test. *Journal of Applied Ecology*, 38. 520-535 p.
- S[OMFALVI] E. (2007): „Borzoljunk”. *Magyar Vadászlap*. 16/1. 20-21 p.
- SOÓ R. és KÁRPÁTI Z. (1968): Növényhatározó, II. kötet. Tankönyvkiadó, Budapest.
- SOUTHERN, H. N. (ed.) (1964): *The Handbook of British Mammals*. Blackwell. Oxford.
- STOCKER, G. és LÜPS, P. (1984): Qualitative and quantitative aspects of food consumption of badgers, *Meles meles*, in Swiss Midlands. *Rev. Suisse Zool.* 92. 1007-1015 p.
- SZÉCSI ZS. (1892): A hazai vadak természetrajza. In: A vadászati ismeretek kézikönyve I-III., Budapest 1892-1895. 65 p.
- SZÉKY P. (SZERK.) (1979): Vadászati állattan vadgazdálkodási szakmérnökök részére II. Emlősök. Agrártudományi Egyetem, Mezőgazdaságtudományi Kar, Állattani Tanszék, Gödöllő. 342 p.
- SZEMETHY L. (1989a): A vadmacska és a borz elterjedése és állománysűrűsége Magyarországon. *Vadbiológia*, 3. 163-168 p.
- SZEMETHY L. (1989b): Die Verbreitung des Dachsen (*Meles meles*) in Ungarn. *Populationsökologie marderartiger Säugetiere*, 37. 515-519 p.
- SZEMETHY L. (1994): Védett ragadozók aktuális helyzete Magyarországon. I. Kelet-Magyarországi Vad- és Halgazdálkodási, Természetvédelmi Konferencia 1992 in: Palotás, G. szerk. Előadások és poszterek összefoglalása. DATE Nyomda üzeme, Debrecen. 307-310 p.
- SZEMETHY L. és HELTAI M. (1996): Néhány védett emlős ragadozó faj helyzete Magyarországon 1987-1994. *Vadbiológia*, 5. 1-17 p.
- SZEMETHY L., és HELTAI M. (2000): Ragadozó-gazdálkodás: az elmélet összekapcsolása a gyakorlattal., *A Vadgazdálkodás Időszerű Tudományos Kérdései*, 1. 38-50 p.
- SZEMETHY L., HELTAI M. és BÍRÓ ZS. (2000): The situation of predator control in Hungary and the possibilities of predator management. *Magyar Apróvad Közlemények-Hungarian Small Game Bulletin*, 5. 291-300 p.
- SZEMETHY L., HELTAI M. és CSÁNYI S. (2000): A hazai szőrmés és szárnyas ragadozók helyzete az elmúlt évtizedekben a vadászati statisztikák és monitoring programok alapján. *A Vadgazdálkodás Időszerű Tudományos Kérdései* 1. 81-88 p.

- SZEMETHY L., HELTAI M., BIRÓ ZS., LANSZKI J., KLENK B., MÁRTON Z. és SZŰCS D. (2004): Emlős ragadozók monitoringja. Zárójelentés az FVM Vadgazdálkodási és Halászati Főosztályának megbízásából. Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő.
- SZENDREI L. (2006): A hazai fácánfélék élőhely preferenciája tiszántúli agrárkörnyezetben. Doktori Értekezés, DE ATC.
- TILLIER, S. (SZERK.) (1992): Az Állatvilág enciklopédiája A-tól-Z-ig. Új Esély Kiadó Kft. 58p.
- TOMAN, J., FELIX, J. és HÍSEK, K. (1983): A természet képekben. Natura, Budapest. 394 p.
- UJHELYI P. (1989): A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója (Küllemi és csonttani bélyegek alapján). Az MME kiadványa. Budapest. 79-84 p.
- TRENSE, W. (1989): The big game of the world. Paul Parey, Hamburg/Berlin.
- VÁSÁRHELYI I. (1958): Hasznos és káros vademlősök. Gondolat Kiadó. Budapest.
- VERESS G. (1928): A borzról. Nimród, 1928. 194 p.
- ZELIZY D. (szerk.) (1882): Debreczen sz. királyi város egyetemes leírása. Debreczen város könyvnyomdája. 166 p.
- Zsin G. (2007): Az idegeket borzoló vadászati mód. Magyar Vadászlap. 16/6. 351-352 p.

11. Köszönetnyilvánítás

Elsősorban konzulensemnek Dr. Heltai Miklósnak szeretném kifejezni köszönetemet, aki munkám során nagyon sok tanáccsal látott el, fáradhatatlanul és a szűkös időkeretek ellenére is gondosan, mégis gyorsan véleményezte munkámat, és még a kezdetek kezdetén ösztönzött az első publikációk megírására a munka kitartó folytatására.

Köszönet illeti belső konzulensem, Dr. Kovács Andrást, aki az Állattenyésztéstudományi Doktori Iskola berkein belül felvállalta ennek a számára kissé idegen témának az istápolását, és mindig őszinte érdeklődéssel figyelte „borzos” munkámat.

Köszönet illeti a Vidékfejlesztési és Földművelésügyi Minisztérium Halászati és Vadgazdálkodási Főosztályát az egyes témarészek adatgyűjtési munkáihoz nyújtott anyagi segítségéért.

Feltétlen köszönet illeti feleségemet, aki hosszú évek óta elviseli időigényes terepi kutatásaimat.

És végül köszönet illeti fiaimat, akik ma még csak azt érzékelték a munkámból, hogy bizonyos időszakokban a vágyottnál sokkal kevesebb időt tudtam velük tölteni, de remélem, a későbbiekben együtt folytatjuk majd a természetbúvárkodást.

12. Melléklet



19. kép: Borz (grafika: Varga Sándor)

1. melléklet: Az 1996. évi LV. törvény a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadászatról vadkárrol rendelkező része

V. Fejezet

FELELŐSSÉG A VADKÁRÉRT, A VADÁSZATI KÁRÉRT, VALAMINT A VAD ELPUSZTÍTÁSÁVAL OKOZOTT KÁRÉRT

A vadkár

Vtv.75. §

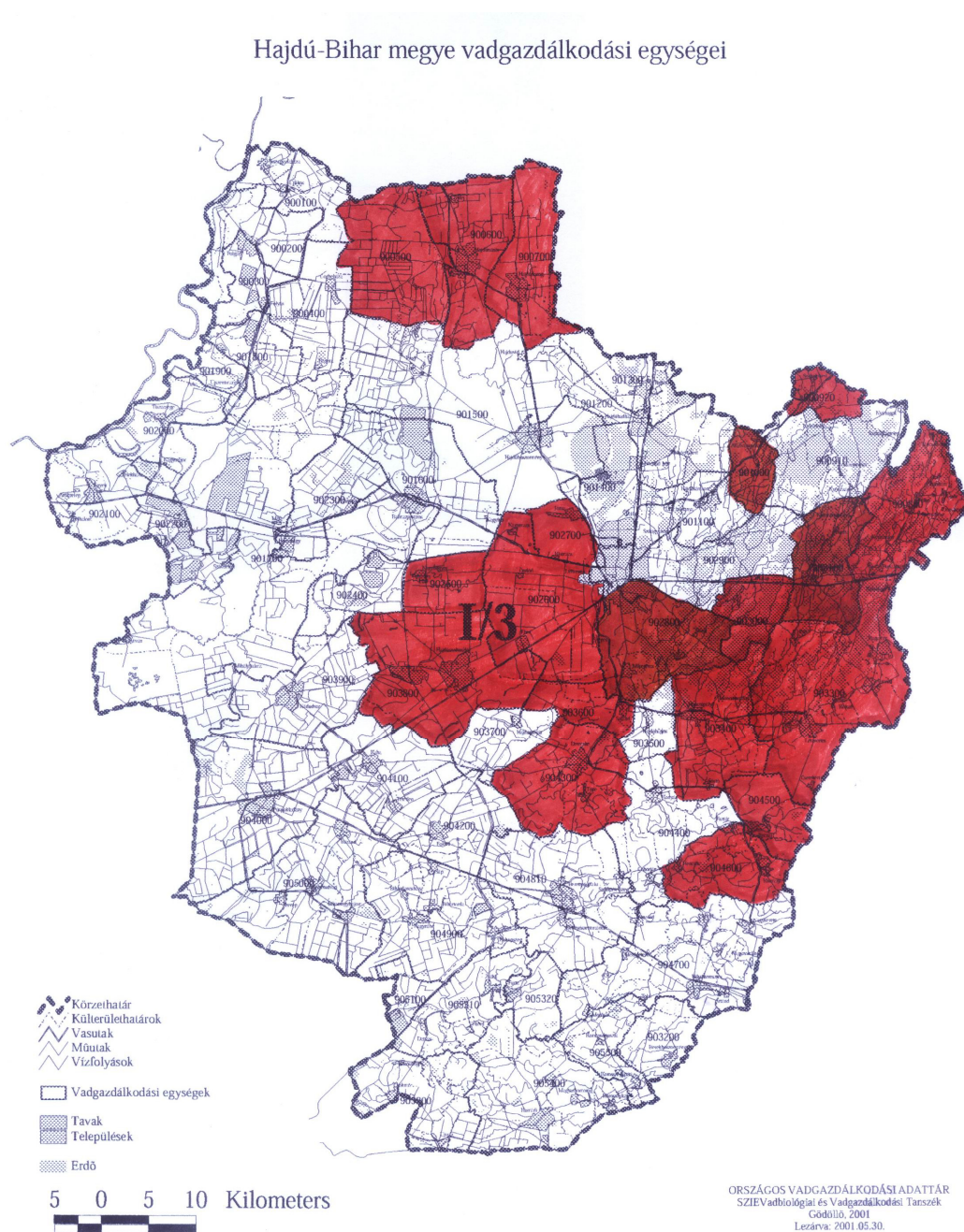
- (1) A jogosult az e törvényben foglaltak alapján köteles megtéríteni a károsultnak a gímszarvas, a dámszarvas, az őz, a vaddisznó, valamint a muflon által a mezőgazdaságban és az erdőgazdálkodásban, továbbá az őz, a mezei nyúl és a fácán által a szőlőben, a gyümölcsösben, a szántóföldön, az erdősítésben, valamint a csemetekertben okozott kár öt százalékot meghaladó részét (a továbbiakban együtt: vadkár).
- (2) A vadkár megtérítésére az köteles, aki a kárt okozó vad vadászatára jogosult, és akinek vadászterületén a károkozás bekövetkezett, illetőleg akinek vadászterületéről a vad kiváltott.
- (3) A jogosult a Polgári Törvénykönyvnek a fokozott veszéllyel járó tevékenységre vonatkozó szabályai szerint köteles megtéríteni a károsultnak a vad által a mezőgazdálkodáson és erdőgazdálkodáson kívül másnak okozott kárt.

2. melléklet: A kérdőíves felmérésbe bevont vadgazdálkodási egységek

Grafikonban használt sorszám	Vadgazdálkodási egység azonosító	Vadgazdálkodási egység neve
1	900600	Nánási-Puszta Vt.
2	900700	Hajdúdorog Nimród Vt.
3	900800	Nyírábrányi Vt.
4	900920	Széchenyi Zsigmond Vt.
5	901000	Agrárgazdaság Vt.
6	902500	Nagyhegyesi Nimród Vt.
7	902600	Debrecen Bocskai Vt.
8	902700	Agrárgazdaság KFT
9	902800	Egyetértés Vt.
10	903000	Nyírerdő Nyírségi Erdészet
11	903100	Farkasvölgye Vt.
12	903300	Nagylétai Bocskai Vt.
13	903400	Hosszúpályi Liget Vt.
14	903600	Hunyadi Vt.
15	903800	Földgáz Vt.
16	904300	Barátság vt.
17	904500	Pocsaji Vt.
18	904600	Hencida-Kismarja Vt.

Megjegyzés: a vadgazdálkodási egységek azonosítója, és elnevezése a 2003. évi állapotokat tükrözi, a 2007-es évben mind területi, mind név és azonosításbeli adataikat tekintve jelentős változások történtek.

3. melléklet: A Hajdú-Bihari apróvadas körzetből a felmérésbe bevont vadgazdálkodási egységek (forrás: OVA)



Megjegyzés: a vadgazdálkodási egységek lehatárolása a 2003. évi állapotokat tükrözi, a 2007-es évben ebben jelentős változások történtek.

4. melléklet: A kérdőíves felmérésbe bevont vadgazdálkodási egységek területi és erdősültségi adatai

Vadgazdálkodási egység neve	Területe (ha nettó)	Erdősültség (ha)	Erdősültség (%)
Nánási-Pusztá Vt.	10814	89	< 1
Hajdúdorog Nimród Vt.	9728	240	2,5
Nyírábrányi Vt.	9397	4259	45
Széchenyi Zsigmond Vt.	2782	308	11
Agrárgazdaság Vt.	3236	743	23
Nagyhegyesi Nimród Vt.	4682	17,5	0,37
Debrecen Bocskai Vt.	12066	13	0,1
Agrárgazdaság KFT	2987	3	0,1
Egyetértés Vt.	7825	2576	33
Nyírerdő Nyírségi Erdészeti	4830	3688	76
Farkasvölgye Vt.	7816	3397	43
Nagylétei Bocskai Vt.	21060	5075	24
Hosszúpályi Liget Vt.	12062	2646	22
Hunyadi Vt.	3883	63	1,6
Földgáz Vt.	22655	461	2
Barátság vt.	11460	366	3,2
Pocsaji Vt.	5067	185	3,6
Hencida-Kismarja Vt.	7619	2280	30

Megjegyzés: a vadgazdálkodási egységek ezen adatai és elnevezése a 2003. évi állapotokat tükrözi, a 2007-es évben mindezekben jelentős változások történtek.

5/1. melléklet: Az első kísérleti beállítás alapadatai (1. műfészek kísérlet az erdőspusztai mintaterületen)

Kísérlet 1	0	3	6	9	12	15	18	21	fogyás %	táv
1 E1	16	12	8	0	0	0	0	0	100	50 m
2 E1	16	12	12	12	4	4	4	4	75	100 m
3 E1	16	14	14	14	7	7	5	0	100	150 m
4 E1	16	12	12	12	12	12	12	12	25	200 m
5 E1	16	16	16	16	16	16	16	16	0	250 m
6 E1	16	8	8	8	8	8	8	8	50	300 m
össz	96	74	70	62	47	47	45	40	58	
fogyás %	0	23	27	35	51	51	53	58		
1 E2	16	16	16	16	16	8	8	8	50	50 m
2 E2	16	12	12	0	0	0	0	0	100	100 m
3 E2	16	4	4	4	4	4	4	4	75	150 m
4 E2	16	16	16	16	15	15	15	15	6	200 m
5 E2	16	10	10	10	10	10	10	10	38	250 m
6 E2	16	16	16	9	9	9	9	0	100	300 m
össz	96	74	74	55	54	46	46	37	61	
fogyás %	0	23	23	43	44	52	52	61		
1 K1	4	4	4	4	4	4	4	4	0	
2 K1	4	4	4	4	4	4	2	2	50	
3 K1	4	4	4	4	4	4	4	4	0	
4 K1	4	3	3	1	1	1	1	1	75	
5 K1	4	4	0	0	0	0	0	0	100	
6 K1	4	4	0	0	0	0	0	0	100	
össz	24	23	15	13	13	13	11	11	54	
fogyás %	0	4	38	46	46	46	54	54		

5/1. melléklet: A második kísérleti beállítás alapadatai (1. műfészek kísérlet a nádudvari mintaterületen)

Kísérlet 2	0	3	6	9	12	15	18	21	fogyás %	táv
1 N1	16	8	8	8	5	5	5	3	81	50 m
2 N1	16	15	15	13	13	7	7	5	69	100 m
3 N1	16	16	16	16	0	0	0	0	100	150 m
4 N1	16	16	15	15	13	12	10	10	38	200 m
5 N1	16	12	8	8	8	8	8	8	50	250 m
6 N1	16	16	16	16	16	6	6	4	75	300 m
össz	96	83	78	76	55	38	36	30	69	
fogyás %	0	14	19	21	43	60	63	69		
1 N2	16	14	14	12	12	12	10	10	38	50 m
2 N2	16	8	8	8	5	0	0	0	100	100 m
3 N2	16	16	16	16	16	16	16	16	0	150 m
4 N2	16	16	16	16	10	10	10	0	100	200 m
5 N2	16	14	12	10	10	8	8	3	81	250 m
6 N2	16	16	12	8	4	0	0	0	100	300 m
össz	96	84	78	70	57	46	44	29	70	
fogyás %	0	13	19	27	41	52	54	70		
1 K2	4	4	4	4	4	4	4	4	0	
2 K2	4	4	4	4	4	2	2	2	50	
3 K2	4	0	0	0	0	0	0	0	100	
4 K2	4	3	3	2	2	2	0	0	100	
5 K2	4	4	4	4	4	4	4	4	0	
6 K2	4	0	0	0	0	0	0	0	100	
össz	24	15	15	14	14	12	10	10	58	
fogyás %	0	38	38	42	42	50	58	58		

5/1. melléklet: A harmadik kísérleti beállítás alapadatai (2. műfészek kísérlet az erdőpusztai mintaterületen)

Kísérlet 3	0	3	6	9	12	15	18	21	fogyás %	táv
1 E3	16	8	8	6	6	6	0	0	100	50 m
2 E3	16	16	16	16	16	16	16	16	0	100 m
3 E3	16	16	16	12	12	9	9	9	44	150 m
4 E3	16	16	16	16	16	16	0	0	100	200 m
5 E3	16	14	14	12	12	12	8	8	50	250 m
6 E3	16	12	12	12	12	12	12	9	44	300 m
össz	96	82	82	74	74	71	45	42	56	
fogyás %	0	15	15	23	23	26	53	56		
1 E4	16	0	0	0	0	0	0	0	100	50 m
2 E4	16	14	14	14	8	8	8	8	50	100 m
3 E4	16	16	16	16	16	16	16	16	0	150 m
4 E4	16	13	13	13	13	12	12	12	25	200 m
5 E4	16	16	16	12	10	10	10	10	38	250 m
6 E4	16	15	15	15	15	15	15	14	13	300 m
össz	96	74	74	70	62	61	61	60	38	
fogyás %	0	23	23	27	35	36	36	38		
1 K3	4	4	4	4	4	4	4	4	0	
2 K3	4	4	4	4	4	4	4	4	0	
3 K3	4	4	4	4	4	4	4	4	0	
4 K3	4	2	0	0	0	0	0	0	100	
5 K3	4	3	3	3	3	3	3	3	25	
6 K3	4	4	4	4	4	4	4	4	0	
össz	24	21	19	19	19	19	19	19	21	
fogyás %	0	13	21	21	21	21	21	21		

5/1. melléklet: A negyedik kísérleti beállítás alapadatai (2. műfészek kísérlet a nádudvari mintaterületen)

Kísérlet 4	0	3	6	9	12	15	18	21	fogyás %	táv
1 N3	16	8	4	4	4	3	2	0	100	50 m
2 N3	16	8	4	0	0	0	0	0	100	100 m
3 N3	16	16	16	16	16	16	12	12	25	150 m
4 N3	16	16	16	14	14	8	8	8	50	200 m
5 N3	16	7	7	7	7	6	6	6	63	250 m
6 N3	16	12	12	12	0	0	0	0	100	300 m
össz	96	67	59	53	41	33	28	26	73	
fogyás %	0	30	39	45	57	66	71	73		
1 N4	16	16	16	16	12	12	12	12	25	50 m
2 N4	16	11	11	2	2	2	2	2	88	100 m
3 N4	16	15	12	12	12	8	8	8	50	150 m
4 N4	16	16	16	16	10	9	9	4	75	200 m
5 N4	16	16	14	12	12	8	4	0	100	250 m
6 N4	16	12	12	12	12	8	8	8	50	300 m
össz	96	86	81	70	60	47	43	34	65	
fogyás %	0	10	16	27	38	51	55	65		
1 K4	4	4	4	4	2	2	0	0	100	
2 K4	4	0	0	0	0	0	0	0	100	
3 K4	4	4	4	4	4	4	4	4	0	
4 K4	4	3	3	2	2	2	2	2	50	
5 K4	4	4	4	0	0	0	0	0	100	
6 K4	4	4	4	4	4	4	4	4	0	
össz	24	19	19	14	12	12	10	10	58	
fogyás %	0	21	21	42	50	50	58	58		

6. melléklet: A fészekpredátorok értékelésének alapadatai a négy kísérleti beállításban

Kísérlet 1	predált fészekalj borzvárnál	predált fészekalj kontroll	predált fészekalj	%
borz	1	1	2	8,33
róka	1	0	1	4,17
vaddisznó	1	0	1	4,17
egyéb emlős	0	0	0	0,00
madár	0	1	1	4,17
ismeretlen	16	3	19	79,17
összes	19	5	24	100,00

Kísérlet 2	predált fészekalj borzvárnál	predált fészekalj kontroll	predált fészekalj	
borz	2	0	2	5,13
róka	2	0	2	5,13
vaddisznó	3	0	3	7,69
egyéb emlős	0	1	1	2,56
madár	5	0	5	12,82
ismeretlen	21	5	26	66,67
összes	33	6	39	100,00

Kísérlet 3	predált fészekalj borzvárnál	predált fészekalj kontroll	predált fészekalj	
borz	1	0	1	4,35
róka	0	0	0	0,00
vaddisznó	0	0	0	0,00
egyéb emlős	3	0	3	13,04
madár	2	0	2	8,70
ismeretlen	14	3	17	73,91
összes	20	3	23	100,00

Kísérlet 4	predált fészekalj borzvárnál	predált fészekalj kontroll	predált fészekalj	
borz	2	1	3	8,11
róka	0	2	2	5,41
vaddisznó	2	1	3	8,11
egyéb emlős	3	0	3	8,11
madár	3	1	4	10,81
ismeretlen	21	1	22	59,46
összes	31	6	37	100,00

NYILATKOZAT

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Agrár- és Műszaki Tudományok Centruma Mezőgazdaságtudományi Karán az Állattenyésztési Tudományok Doktori Iskola keretében készítettem a Debreceni Egyetem AMTC MTK doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2007. szeptember 17.

.....
doktorjelölt

NYILATKOZAT

Tanúsítjuk, hogy **Kozák Lajos** doktorjelölt 2006 – 2007 között a fent megnevezett Doktori Iskola keretében irányításunkkal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult, az értekezés a jelölt önálló munkája. Az értekezés elfogadását javasoljuk.

Debrecen, 2007. szeptember 17.

.....
Dr. Heltai Miklós
témavezető

.....
Dr. Kovács András
témavezető