

**SOPRONI EGYETEM
ERDŐMÉRNÖKI KAR**

**ROTH GYULA ERDÉSZETI ÉS VADGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOK
DOKTORI ISKOLA
VADGAZDÁLKODÁSI DOKTORI (PhD.) PROGRAM**

Írta:

FODOR JÓZSEF-TAMÁS
okleveles vadgazdamérnök

**A VADDISZNÓ MOZGÁSKÖRZETÉNEK ÉS SZAPORODÁSI
JELLEMZŐINEK VIZSGÁLATA ROMÁNIAI ÉLŐHELYEN**

DOKTORI (Ph.D.) ÉRTEKEZÉS

Tudományos vezető:

Dr. habil. JÁNOSKA FERENC (Csc.)
egyetemi docens

Sopron
2018

Tartalomjegyzék

1. BEVEZETÉS	5
1.1. A téma aktualitása, jelentősége.....	6
1.2. Probléma felvetés, kérdések.....	9
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	10
2.1. A vaddisznó mozgáskörzete.....	10
2.2. A vaddisznó aktivitása.....	16
2.3. A vaddisznó élőhelypreferenciája.....	16
2.4. A vaddisznó mezőgazdasági terület használata.....	17
2.5. A vaddisznó szaporodásbiológiai jellemzőinek szakirodalmi áttekintése.....	17
2.6. A vemhesülési arány.....	19
2.7. A méhen belüli mortalitás.....	20
2.8. Születési szám (alomszám).....	20
2.9. Születéskori ivararány.....	22
2.10. Fogamzás és ellések ideje.....	23
2.11. A felnevelt szaporulat.....	24
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	26
3.1. A kutatási területek jellemzői.....	26
3.1.1. Hegyvidéki élőhelyek.....	26
3.1.2. Síkvidéki élőhelyek.....	30
3.2. A vizsgálati anyag.....	36
3.2.1. Mozgásaktivitás vizsgálatok.....	36
3.2.2. Szaporodásbiológiai vizsgálatok.....	36
3.3. Módszertan.....	37
3.3.1. Egyedek befogása.....	37
3.3.2. Egyedek altatása.....	37
3.3.3. GPS technológia alkalmazása és módszertana.....	38

3.3.4. Szaporodásbiológiai vizsgálatok módszertana.....	42
3.3.5. Adatfeldolgozás és értékelés módszertana.....	45
4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK.....	47
4.1. A vaddisznó mozgáskörzete.....	47
4.1.1. Minimum Konvex Poligon módszerrel.....	47
4.1.2. Kernel Home Range módszerrel.....	54
4.2. A vaddisznó napkelte és napnyugtai aktivitása.....	63
4.3. Élőhelypreferencia vizsgálat.....	59
4.3.1. Az általános élőhely kínálat felmérése.....	65
4.3.2. Az általános élőhelyhasználat elemzése.....	66
4.3.3. Az általános élőhelypreferencia elemzése.....	67
4.4. A vaddisznó általános mozgásaktivitása az erdők pufferzónájában.....	71
4.4.1. Az egyedek preferenciája a mezőgazdasági kultúrák tekintetében az erdők pufferzónájában.....	72
4.4.2. A mezőgazdasági kínálat hatása a pufferzónákban észlelhető mozgásaktivitásra.....	80
4.4.3. A parcellák távolságának és méretének hatása a mozgásaktivitásra.....	81
4.4.4. A mezőgazdasági kultúrák hatása a havi mozgáskörzet kiterjedésére.....	84
4.4.5. A habituálódás vizsgálata.....	85
4.4.6. A hajtóvadászat és más zavarás hatása az egyedek napi elmozdulására.....	86
4.5. Szaporodásbiológia.....	87
4.5.1. Vemhesülési arány.....	87
4.5.2. A reprodukciós potenciál, sárgatest szám.....	88
4.5.3. Az embrió (magzat) szám.....	90
4.5.4. Méhen belüli mortalitás.....	91
4.5.5. A születési szám.....	93

4.5.6. A születéskori ivararány.....	93
4.5.7. A fogamzások és ellések ideje.....	94
5. ÚJ ÉS ÚJSZERŰ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK.....	97
6. ÖSSZEFOGLALÁS.....	100
7. ABSTRACT.....	110
8. IRODALOMJEGYZÉK.....	112
9. MELLÉKLETEK.....	122
9.1. Táblázatok jegyzéke.....	122
9.2. Ábrák jegyzéke.....	123

1. BEVEZETÉS

A vaddisznó (*Sus scrofa*) több európai országban kártevőnek számít a mezőgazdaságban és erdőgazdálkodásban okozott, vélt vagy valós károk miatt. Schlageter (2015) egy átfogó szakirodalmi feldolgozás eredményeként megállapította, hogy az európai vaddisznó populációk drámai módon megnövekedtek az utóbbi néhány évtizedben. Több tényező kedvezett az egész kontinensre kiterjedő növekedési tendenciának, melyek közül megemlíthetők: a párosujjú patások rendjében tapasztalt legmagasabb szaporodási ráta (Briedermann 1971), a globális éghajlatváltozások (Melis et al. 2006), a megnövekedett mennyiségű emberi eredetű táplálékforrások - beleértve a termesztett növényeket (Geisser és Reyer 2005), és a kiegészítő takarmányozást (Cellina 2008), továbbá a vadászati hasznosítás mértékének viszonylagos csökkenése (Massei et al. 2015). A legtöbb felsorolt tényező azonban közvetve, a kocánkenti malacok számának növekedése által hat a populációk népességére. A vaddisznóállományok kezelésének kulcskérdése tehát a reprodukció meghatározása. (Náhlik et al. 2005)

A megnövekedett állományok összefüggésben vannak a mezőgazdasági, erdészeti, és legelőekben bekövetkezett vadkárok mértékével, és pénzben kifejezett értékével (Spitz & Lek 1999; Focardi et al. 2000; Gómez et al. 2003; Calenge et al. 2004; Geisser & Reyer 2005; Herrero et al. 2006; Schley et al. 2008). Olyan országokban, mint Franciaország, Luxemburg és Magyarország, ahol a vad által a mezőgazdaságban okozott károk általában meg vannak térítve (Chardonnet et al. 2002), az évente kifizetett vadkárok összege több millió Euró (Calenge et al. 2004; Schley et al. 2008). Továbbá, a mezőgazdasági kultúrákban okozott károkon kívül, a megnövekedett populációsűrűségek egyéb negatív következményeit is kimutatták: így a betegségek terjesztése (Gortázar et al. 2007; Sánchez-Vizcaíno et al. 2013), növényközösségek zavarása a talaj felforgatása által (Howe et al. 1981), vagy habituálódás és lakott települések frekventálása (Tari et al. 2017), (Cahill et al. 2012).

Az utóbbi évtizedekben tapasztalt állománynövekedés eredményeként azonban helyenként megnőtt a faj gazdasági jelentősége is (Uzal és Nores 2004; Kramer-Schadt et al. 2007; Cellina 2008). Más helyeken (pl. a Portugál Montesinho natúrpark területén) inkább ellenérzést váltott ki és nem elismert sem az ökológiai, sem a gazdasági-szociális szerepe (Galhano-Alves 2004). Ez utóbbi helyeken a helyi közösségek a faj teljes kiirtását szorgalmazzák. Teszik ezt annak ellenére, hogy Portugáliában él a fokozottan védett ibériai farkas (*Canis lupus signatus* Cabrera)

populációk egy része. A farkas különböző alfajainak legfontosabb zsákmányfajaként a vaddisznó természetvédelmi szerepe sem elhanyagolandó (Mattioli et al. 1995; Berde et al. 2016).

A vaddisznó ökológiai hatásának értékeléséhez és becsléséhez szükséges a populációméreteken túl az egyedek területhasználatának az ismerete is. A helyváltoztatások tanulmányozása hozzájárulhat az állományok helyi és regionális eloszlásának megértéséhez és előrejelzéséhez (MacArthur 1972; Pease et al. 1989; Cumming et al. 2012). Adott mezőgazdasági környezetben – gondolok itt a kínálatra – a vaddisznó mozgáskörzete teljesen eltérő lehet a rendelkezésre álló kultúrák függvényében. Országunkban csak a Mezőgazdasági Kifizetési Ügynökség rendelkezik tematikus, évről-évre megújuló, digitalizált térképekkel, amelyek alkalmazása a vadkárak előrejelzésében sorsdöntő lépés lehet.

Vadgazdálkodási jelentőségű fajként, az európai nagymértékű állománynövekedés tükrében az egyes állományok reprodukciós potenciáljának, mozgáskörzetének és élőhelypreferenciájának ismerete elengedhetetlenül szükséges.

1.1. A téma aktualitása, jelentősége

A vaddisznó egyedszám növekedése az utóbbi évtizedekben Romániában is tetten érhető. A fajra irányuló objektív méréseken és tudományos igényességgel elvégzett kutatási eredményeken alapuló ismereteink azonban hiányoznak. A reprodukciós potenciál vizsgálatának módszertana már az 1980-as évek óta rendelkezésre áll. Azóta alapvető fejlesztés nem mutatkozott szükségesnek, mégis a vaddisznó földrajzi elterjedési területének kelet-európai részén ilyen jellegű vizsgálatokat nem végeztek. Európában a vaddisznó szaporodásbiológiáját az Ibériai félszigettől és Olaszországtól kezdve sokféle (Franciaország, Németország, Svájc, Luxemburg, Lengyelország és Magyarország) vizsgálták. Magyarországtól keletre a vaddisznó szaporodásbiológiája egy nem kutatott téma. Ennek több oka lehet. A legfontosabb, hogy Romániában a kutatások szinte kizárólag csak a védett nagyragadozókkal foglalkoznak, a vadgazdálkodási jelentőségű fajok háttérbe vannak szorulva.

A helyváltoztatás ökológiájának kutatása a GPS technológia bevezetése és elterjedése óta (2000-es évek eleje) világszerte ugrásszerűen megnövekedett a legtöbb párosujjú patás faj esetében, azonban a vaddisznó kivételt képez (Morelle et al. 2014). Ugyanakkor a GPS technológia ezelőtt elképzelhetetlen mértékű betekintést ad a nyomon követett egyedek életébe, azok minimális zavarásával. Nem véletlen tehát, hogy napjainkban a GPS nyomkövetés a legáltalánosabban

használt módszer a helyváltoztatás ökológiájának vizsgálatában (Baubet et al. 2004; Tolon et al. 2012; Jarolimek et al. 2014).

A Környezetvédelmi, Vízügyi és Erdészeti Minisztérium (KVEM 2016) adatai szerint a vaddisznó populációdinamikája Romániában egy napjainkban is tartó, töretlen, növekvő tendenciával jellemezhető. A növekvő állományok gazdasági, szociális és ökológiai hatásának előrejelzéséhez és a helyes gazdálkodási módszerek bevezetéséhez szükséges az állományok növekedését biztosító szaporodásbiológiai jellemzők feltárása, és annak ismerete, hogy az egyes egyedek hogyan használják az élőhelyüket. Az élőhelyhasználat tanulmányozása fényt deríthet a vadkárra érzékeny mezőgazdasági művelés alatt álló területek éves és szezonális preferenciájára, valamint az éves mozgáskörzet kiterjedése is meghatározható ezáltal. A mozgáskörzet kiterjedésének meghatározása a gazdálkodás hatékonyságának tervezése szempontjából hangsúlyos. A vadgazdálkodási jelentőségű fajok állományainak szabályozása és hasznosítása vadgazdálkodási egységek szintjén történik. A vadgazdálkodási egységek gyakorlatilag a vadászterületek. Ezek határait a Vad Védelméről és Vadászatról szóló 2006 évi 407. számú törvény előírásai szerint úgy kell meghatározni, hogy azokon belül a vadon élő állatfajok stabilitása biztosított legyen. Egy körülhatárolt terület akkor biztosítja a vadállomány stabilitását, ha a táplálkozáshoz, szaporodáshoz és utódneveléshez szükséges térbeli igényei teljesülnek. A gazdálkodási egység minimális mérete tehát a gazdálkodás tárgyát képező faj mozgáskörzetéhez kell igazodjon. Romániában nyomkövetéses vizsgálatok hiányában a vadászható fajok térigényei nem ismertek.

Romániában a vadászterületek méretére vonatkozó első rendelkezést 1923-ban hozták (Cotta és Bodea 1969). Már abban az időben a vadászterület minimális mérete a tengerszint feletti magassági zónákhoz kötődött. Síkvidéken 100 ha, hegyvidéken 1000 ha volt a legkisebb vadászterület. Egy következő felülvizsgálat 1947-ben következett be, mikor a síkvidéki minimális vadászterület mérete 500 ha, a magasabb zónákban 2500 ha lett. 1948-tól a vad tulajdonjoga az államé. Ez lehetővé tette nagyobb kiterjedésű vadászterületek létrehozását. Az akkori szabályozás szerint a vadászterület méretek a síkvidéki 5000 ha és hegyvidéki 15000 ha között változtak. A döntés mögött álló elvek nem voltak teljes mértékben világosak, csak az előző kiterjedéseket ítélték túlságosan kicsinek. Az 1960-as évek óta a vadászterület méreteknek az alapvető felülvizsgálata nem történt meg. Most Romániában – a már említett 2006 évi 407. számú törvény értelmében – a vadászterületek minimális mérete síkvidéken 5000 ha,

dombvidéken 7000 ha és hegyvidéken 10000 ha. Az, hogy ezek a kiterjedések hogyan igazodnak a gazdálkodás tárgyát képező fajok térigényéhez, ezidáig ismeretlen. A GPS technológia és a nyakörves nyomkövetés lehetővé teszi a vadászterületek méretének a kezelt fajok igényeihez való igazítását, és ezáltal a gazdálkodás hatékonyságát is növelheti. A vadászterületek méretének a vadfajok térigényéhez való helyes igazítása esetében a vadállomány által okozott károk korrekt rendezése is lehetővé válik, ugyanis a vadászati hasznosításból származó jövedelem, és a vad által okozott kár megtérítésének költsége is ugyanazon gazdálkodási egység határain belül keletkezik.

Romániában a vad által okozott károk mértéke egyelőre alulbecsült. Ennek oka a jogszabályok pontatlansága, valamint a kártérítési igény benyújtásának bürokratikus folyamata. Ugyanakkor, amennyiben a károsult és a vadászatra jogosult is bizonyítja, hogy mindent megtett a károk megelőzéséért, úgy a károk megtérítésének kötelezettsége a román államot terheli. Romániában általában nincsenek költségvetési források a vad által okozott károk megtérítésére. Ennek eredményeként a törvényesen megállapított jogos kártérítések sincsenek kifizetve, vagy ha mégis, akkor bizonyos esetekben csak több hónap, vagy év késéssel. A bürokrácia, rövid határidők, bizonytalan felelősség és a megkésett kifizetések eredményeként viszonylag alacsony a kártérítési kérelmek száma. Országos szinten az első állami kifizetés 2014 évben történt a vad által a mezőgazdaságban és a háziállatokban okozott károk megtérítésére. A 2012 – 2014 időszakban bekövetkezett 369 – főként a nagyragadozók által okozott – káreset lett kifizetve, összesen 184.167 Euró (1 Euró = 4.4215 Ron) értékben (KKVM 2014). Országos szinten hivatalos adatok a vaddisznó által okozott károkról nincsenek. Megtörténhet, hogy a jelenlegi populációméretek mellett még a vadkárok mértéke nem számottevő, de folyamatosan növekvő állományok esetén várható a probléma felmerülése. Nemzetközi tapasztalatok alapján a nagyobb populációsűrűséggel jellemezhető területeken várható a vaddisznó által okozott károk mértékének és pénzbeli értékének növekedése. Ez a kártérítési igények megnövekedését is maga után fogja vonni. Növekvő vadkárigények esetén nem fenntartható a felelősség áthárítása az államra. Románia területének 62%-a mezőgazdasági művelés alatt áll, az ország lakosságának 45,7%-a vidéken él, és a munkaképes lakosság 30%-a mezőgazdaságban dolgozik (MADR 2015). A mezőgazdasági ágazatnak tehát lehet olyan lobby ereje, hogy a jogszabályok megváltoztatásával, a vadászatra jogosultakat a vad által okozott károk megtérítésére kötelezze. Ilyen kontextusban hangsúlyos és időszerű a vadászterületek méretének a vadfajok térigényéhez való igazítása,

valamint a vadgazdálkodási egységeken belül az egyes populációk reprodukciós potenciáljának ismerete.

1.2. Problémafelvetés, kérdések

Kutatásom célja a vaddisznó mozgáskörzetének és szaporodási jellemzőinek vizsgálata volt, romániai élőhelyeken. Munkám alapját a megjelölt egyedek élőhelyhasználata általánosan, majd ezen belül az egyes mezőgazdasági kultúrák preferenciája képezi, természetesen a kínálat függvényében. Részletezve, munkám mozgáskörzet elemzési részében a következő kérdésekre kerestem választ:

1. Mekkora az éven belüli szezonális mozgáskörzet egyedenként?
2. Mekkora a vaddisznó különböző módszerekkel számított éves mozgáskörzete?
3. Mekkora a vaddisznó különböző módszerekkel számított havi mozgáskörzete?
4. Az erdők pufferezónájában mi jellemző az egyedek általános mozgásaktivitására?
5. A mezőgazdasági kultúrákat milyen arányban használják az egyedek ezekben a zónákban? Milyen a kultúrák preferáltsága?
6. Van-e kapcsolat, esetleg ok-okozati összefüggés az egyedek mezőgazdasági kultúrákban való tartózkodása, és a nappali pihenőhelyek távolsága közt?
7. Van-e kapcsolat, esetleg ok-okozati összefüggés a mezőgazdasági parcellák mérete, és az egyedek általi használat intenzitása közt?
8. Van-e ok-okozati összefüggés a mezőgazdasági kultúrák havi használata, és a havi mozgáskörzet közt?
9. Miért mutat néhány egyed intenzív habituálódást, és mi lehet a háttérben?
10. Milyen hatással van a hajtóvadászati, és egyéb zavarás az egyedek napi elmozdulására?

A szaporodásbiológia vizsgálataim összehasonlító jellegűek voltak, és általuk a következő tézisekre kerestem választ:

1. Mi jellemző a két élőhelyről származó kocák átlagos fizikai kondíciójára?
2. Mi jellemző a két élőhelyről származó kocák vemhesülési arányára?
3. Hogyan alakul a két élőhelyen az egy kocára eső sárgatestek és magzatok száma?
4. Milyen összefüggés van a koca kora és sárgatestek, illetve magzatok száma között?
5. Van-e különbség a két élőhelyen tapasztalt embrionális mortalitás aránya között?
6. Mi jellemző az egy kocára eső megszületett malacok számára az élőhely függvényében?

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A vaddisznó mozgáskörzete, aktivitása, és élőhelypreferenciája

2.1.1. A vaddisznó mozgáskörzete

A vaddisznó mozgáskörzetére való tekintettel számtalan kutatás áll rendelkezésünkre (Náhlík A. & Tari T. 2016; Meynhardt 1986; Calenge et al. 2002; Santos et al. 2004), és általánosságban megállapítható, hogy a vaddisznó otthonterületének elsősorban a táplálékszükségletet kell fedeznie, és a szaporodás lehetőségeit biztosítani (Páll 1982). Egy egyed annál kisebb területet használ, minél könnyebben jóllakhat, és a szaporodáshoz szükséges környezetet, valamint jó közérzetét szolgáló nyugalmát megtalálja (Bodnárné Skobrák 2012). Az általános nézetrel szemben a vaddisznó, ha teheti, nem vándorol, ellenkezőleg, ha nem zavarják, és területén elég ételmezt talál, ragaszkodik a választott élőhelyéhez (Meynhardt 1986; Calenge et al. 2002; Santos et al. 2004). Az állatok otthonterületüket jól ismerik, és rendszerint ragaszkodnak hozzá (Csányi 2007). Ha valamilyen okból el kell hagyniuk (zavarás előli menekülés, vadászat, tűz), visszatérnek (Maillard és Fournier 1995; Csányi 2007). Az otthonterület önkéntes elhagyása párzási időszakban, kedvezőtlen időszakokban a táplálék felkutatására tett kóborlások során, illetve a fiatal egyedek elvándorlásának időszakában jellemző (Keuling et al. 2008a). A vaddisznó területhasználatának aktivitási centrumai a kedvező táplálkozási lehetőségeket biztosító helyek, vízlelő, illetve rejtekhelyek körül összpontosulnak (Caley 1997; Massei et al. 1997).

Táplálékforrások

Mezőgazdasági területek hiányában, intenzív kiegészítő takarmányozás mellett a vaddisznó otthonterülete viszonylag kis kiterjedésű lehet, eredményesen helyhez köthető (Dinter 1991). Az egész év során intenzív kiegészítő takarmányozás kiegyenlíti a mozgáskörzet szezonális ingadozásait (Keuling et al. 2008a), az etetés hatására azonban nem csökkennek a mezőgazdasági vadkárok. A vaddisznó, ha teheti, a természetes mezőgazdasági eredetű táplálékot preferálja (Genov 1981; Baber és Coblenz 1986; Gerard et al. 1991). Bő makktermésű években a vaddisznó élettere lényegesen lecsökken a táplálékhiányos évekhez képest (Kurz és Marchinton 1972; Singer et al. 1981). A táplálékkínálatban bekövetkező változások hatására általában növekedik a nyári mozgáskörzet a tavaszihoz képest, főként az erdős területeken lévő

pihenőhelyek, és a mezőgazdasági kultúrákban lévő táplálkozási helyek közötti napi ingázás eredményeként (Briedermann 1990; Gerard et al. 1991). Más szerzők szerint a nyári aktivitási centrumok teljesen áttevődnek a mezőgazdasági területekre, ennek következtében a nyári mozgáskörzet csökken (Singer et al. 1981; Boitani et al. 1994; Maillard és Fournier 1995; Baubet et al. 1998; Calenge et al. 2002). A nyári és őszi élőhelyhasználat az éppen aktuális mezőgazdasági kultúra (búza nyáron, kukorica ősszel) területi elhelyezkedésével van összefüggésben (Keuling et al. 2008a).

Amennyiben a mezőgazdasági termények, vagy a magas energiatartalmú táplálékforrások időszakosan nem elérhetőek, a vaddisznó akár 100 – 150 km távolságra is elvándorolhat (Andrzejewski és Jezierski 1978; Singer et al. 1981).

Vadászati zavarás

Főként vadászat hatására, mindkét ivarhoz tartozó egyedek mozgáskörzete növekedik (Saïd et al. 2012). Mediterrán környezetben a kutyás hajtóvadászatok számítanak a legfőbb zavarási tényezőknek, melyek a vaddisznókondák viselkedésében változásokat okoznak. Kisebb mértékű zavarás esetén megnövekszik a mozgáskörzet, de a kondák helyben maradnak. Nagyobb mértékű zavarás esetén a kondák elvándorolnak az addigi otthonterületről, azonban bizonyos idő elteltével (legkésőbb a vadászati idény végeztével) visszatérnek eredeti élőhelyükre (Maillard és Fournier 1995). Németországban a vadászatok után 4-6 hétre tértek vissza a disznók a régi otthonterületükre, míg néhány esetben a mozgáskörzet vadászat után csökkent (Sodeikat és Pohlmeier 2002). Keuling et al. (2008b) nem tudták kimutatni a vadászati zavarás szignifikáns hatását az otthonterület kiterjedésére, vagy földrajzi helyére. Mivel a vaddisznó jól alkalmazkodott az emberi zavaráshoz és vadászathoz (Meynhardt 1986), egy hajtóvadászat hatására csak kisméretű reakciók tapasztalhatók jó táplálkozási körülmények mellett. Amennyiben a vadászati nyomás mérsékelt, a vadászati zavarás hatása a mozgáskörzet növekedésére elhanyagolható (Keuling et al. 2008b). Az ausztráliai helikopteres dűvadgyérítés az otthonterület nem szignifikáns csökkenését idézte elő (Dexter 1996). Dexter (1996) feltételezte, hogy a földi, közvetlen kontaktus emberekkel és kutyákkal egy helyről elzavarhatja a vaddisznót, de a helikopteres vadászat nem.

Ragadozók általi zavarás

A ragadozók nem csak a vadászat által képesek befolyásolni a zsákmányfajok populációit, hanem közvetve is, megváltoztatva azok viselkedését (Lima 1998; Barnier et al. 2014). A ragadozók által indukált viselkedési alkalmazkodás a zsákmányállatok számára energetikai és élettani költségeket okoz (Barnier et al. 2014). Továbbá, végső soron befolyásolja a zsákmányfajok populációdinamikáját, amely esetben ezek a hatások az úgynevezett „nem fogyasztási”, vagy „kockázati” hatások (Creel et al. 2007; Zquette et al. 2011). Mint ahogy az kiderült egy meta-analízisből – alapvetően gerinctelenek esetében –, ragadozó-zsákmány rendszerekben a kockázati hatások erőteljesebben hatnak a zsákmányfajok állománydinamikájára, mint az egyes egyedek elfogyasztása (Preisser et al. 2005). A nagytestű emlős rendszerekben, a növényevők a viselkedés megváltoztatásának széles skáláját prezentálják az őket fogyasztó ragadozók jelenlétében az élőhely váltástól (Creel et al. 2005; Valeix et al. 2009b) az időszakos niche váltáson át (Valeix et al. 2009a) a megnövekedett éberségi szintig (Dehn et al. 1990; Hunter és Skinner 1998; Laundré et al. 2001; Périquet et al. 2010). A nagytestű növényevőkre kifejtett ragadozás általi kockázati hatások vizsgálatára többnyire a Yellowstone Nemzeti Parkban élő farkas (*Canis lupus*) és vapiti (*Cervus canadensis*) interakcióit elemezték felettébb ellentmondásos eredményekkel. Jelentős (Creel et al. 2007; Christianson és Creel 2010) és korlátozott (Middleton et al. 2013) kockázati hatásra egyaránt utaltak kutatási eredmények. Az ellentmondásos eredmények azonban a módszertani különbségekből is adódhattak (Creel et al. 2013).

Folyamatosan mozgó, aktív ragadozók telíthetik az élőhelyet a jelenlétükre utaló jelekkel, és a zsákmányfajok kevésbé reagálhatnak ezekre, mivel kevés információt hordoznak a veszélyről, és a kapcsolódó kockázati hatások kevésbé jelentősek (Schmitz et al. 2004). Ezt a hipotézist látszanak alátámasztani bizonyos kutatások, melyek a farkas, mint aktív ragadozó, a wapitire gyakorolt kockázati hatásait vizsgálták. A kockázati hatások nem bizonyultak annyira erőteljesnek, hogy negatívan befolyásolják a zsákmányállatok felhalmozott tartalékait és szaporodási teljesítményét (Preisser et al. 2007; Middleton et al. 2013).

Az élőhely nagyságát a táplálékforráson és a zavaráson túl még számos tényező befolyásolja, mint az állat kora, neme, élettani állapota, és a populáció sűrűsége (Gerard és Campan 1988; Massei et al. 1997).

Kor

A fiatal kocasüldők éves átlagos otthonterülete nagyobb, mint a családi csoportokban élő felnőtt kocáké (Keuling et al. 2008a). Az átlagos eltávolodás a kocától való elválasztás utáni évben nagyobb, kb. 1 km az előző évi otthonterület centrumától, a 2 évnél idősebb egyedek azonban az előző évi átlagos aktivitási központtól kevésbé (csak 240 méterre) távolodnak el. Keuling et al. (2008a) három típusú élőhelyhasználati mintázatot találtak. Ezek: (1) a mezőgazdasági területeken tartózkodó „mezei disznók”, (2) az erdős és mezőgazdasági területek között „ingázó disznók”, és (3) az erdős területeken tartózkodó „erdei disznók”. A süldő korosztályra volt jellemző az ingázás, a családi csoportok vagy maradtak az erdőkben, vagy teljesen átköltöztek a mezőkre. Azonban az ingázás következtében nem tapasztaltak szignifikánsan nagyobb mozgáskörzetet a süldő korosztálynál. Ugyanakkor minden korcsoportnál tapasztalható az aktivitási centrumok mezőgazdasági területekre való átváltása nyári időszakban, valamint az erdős területekre a téli/tavaszi időszakban (Keuling et al. 2008a). Vadaskerti körülmények közt, magyarországi vizsgálat alapján (Horváth 2016) kiderült, hogy zárttéri körülmények ellenére tapasztalható egy bizonyos mintázat az egyedek mozgáskörzetében, amely kisebb kiterjedésben bár, de arányaiban leköveti a szabad területi kiterjedéseket.

Ivar

A kanok élőhelye általában nagyobb, mint a kocáké (Janeau és Spitz 1984; Saunders és Kay 1996). Ugyanakkor a malacos kocák a zavaró (vadászati) tényezőket kevésbé tolerálják, mint a kanok, ami a vadászati idényben a másodlagos jelentőségű élőhelyek nagyobb mértékű használatában nyilvánul meg (Saïd et al. 2012). A biztonságosabb, de gyengébb minőségű élőhelyek frekvenciája nagyobb mozgáskörzetet is eredményezhet a malacos kocák esetében. Olyan vizsgálati eredmény is született viszont, amelynek alapján nincs különbség a felnőtt kocák és kanok mozgáskörzete, és aktivitása között (Massei et al. 1997; Russo et al. 1997).

Élettani állapot

Általában a kocák kisebb mozgáskörzete a vemhességgel és a malacneveléssel függ össze. Ugyanakkor, olyan kutatásokban, ahol a vizsgálati időszak alatt jelölt kocák nem vemhesültek, nem találtak eltérést a kanok és kocák mozgáskörzete és aktivitása között (Russo et al. 1997).

Évszak

A vaddisznó szezonális élőhelyhasználata elsősorban az elérhető táplálékforrások térbeli eloszlásával és mennyiségével van összefüggésben, másrészt pedig az évszakokhoz kötődő specifikus zavarással. A táplálékforrásokban leggazdagabb időszak a nyár és az ősz. Ebben az időszakban mozgáskörzet növekedést olyan esetekben találtak, mikor a pihenőhelyek és a táplálkozási helyek távol estek egymástól (Briedermann 1990; Gerard et al. 1991). Ugyanakkor, a nyári aktivitási centrumok mezőgazdasági területekre való átváltása is gyakori (Singer et al. 1981; Boitani et al. 1994; Maillard és Fournier 1995; Baubet et al. 1998; Calenge et al. 2002; Keuling et al. 2008a). Ez a mozgáskörzet csökkenését eredményezi. A táplálékforrások beszűkülése, és a vadászati nyomás fokozódása a téli időszakban átfedésben van. Ennek következtében a mozgáskörzet megnövekedése tapasztalható (Boitani et al. 1994; Maillard és Fournier 1995).

A **napi mozgáskörzet** tekintetében nagyon eltérő eredmények születtek az új-zélandi (McIlroy 1989) átlagos 6,0 ha-tól ($SD=\pm 1,1$) az olaszországi (Russo et al. 1997) minimum konvex poligon módszerrel számított átlagos 33,2 ha-ig ($SD=\pm 2,8$), valamint a 95%-os Kernel módszerrel számított átlagos 24,9 ha-ig ($SD=\pm 1,1$). Ezen eredményekhez képest Janeau és Spitz (1984) a vaddisznó napi aktivitási területét 60-75 ha-ban határozta meg. Lényegesen nagyobb átlagos napi mozgáskörzetet (104,4 ha) Svédországban találtak (Lemel et al. 2003).

Az **éves mozgáskörzet** elemzése során is nagyon nagy eltérések tapasztalhatók egyes szerzők eredményei között. Olyan vizsgálati eredmény is született (McIlroy 1989), mely szerint a vaddisznó több mint féléves (186 napos) mozgáskörzete 209 ha, ugyanakkor más szerzők szerint (Fischer et al. 2004) az éves mozgáskörzet 190 ha (Min. = 50 ha, Max. = 420 ha), és bizonyos kutatási eredmények szerint (Saunders és Kay 1996) a kanok éves mozgáskörzete 3500 ha ($SD=\pm 2200$ ha), a kocáké 1100 ha ($SD=\pm 520$ ha) is lehet. Meg kell jegyezni azonban, hogy ez utóbbi vizsgálat Ausztráliában 1100 – 1600 m tengerszint feletti magasságon történt. Ezen szélső eredmények határain belül több kutatási eredmény áll rendelkezésre. Például Massei et al. (1997) szerint az éves átlagos mozgáskörzet két egymást követő év adatai alapján kanoknál 689,1, illetve 1642,3 ha, kocáknál 455,5, illetve 577,0 ha. Hasonló eredményekre jutottak Északkelet-Németországban Keuling et al. (2008a). Vizsgálataik szerint a fiatal kocasüldők évi mozgáskörzete 600,5 ha ($SD=\pm 301,2$ ha), a vezérkocák által vezetett kondáké pedig 400,0 ha ($SD=\pm 230,8$ ha). Olyan vizsgálatok esetében, ahol a hajtóvadászatok által okozott zavarás

mozgáskörzetre kifejtett hatását vizsgálták, a hajtások eredményeként megnövekedett mozgáskörzet is átlagosan 719,67 ha ($SD=\pm 92,92$ ha) volt kocáknál, és 976,47 ha ($SD=\pm 175,85$ ha) volt kanoknál (Saïd et al. 2012). A szakirodalmi feldolgozásban eddig szereplő minimális 200 ha és maximális 3500 ha kiterjedéshez képest a leginkább eltérő mozgáskörzetet Janeau és Spitz (1984) publikálták. Közlésük szerint az éves átlagos mozgáskörzet kocáknál 4000-6000 ha, kanoknál 12000-15000 ha (Janeau és Spitz 1984).

A **napi helyváltoztatás** átlagos távolsága Douaud (1983) vizsgálatai szerint kanoknál 3-14 km, kocáknál 2-9 km volt. Lengyelországi vizsgálatok esetében a napi átlagos megtett távolságok két különböző területen 6800 m ($SD=\pm 2560$ m, Min = 2500 m, Max = 16400 m), illetve 12900 m ($SD=\pm 6510$ m, Min = 3100 m, Max = 26700 m) voltak (Podgórski et al. 2013). Svédországban az aktivitási csúcsok között megtett távolság átlagosan 7,2 km volt (Lemel et al. 2003).

Habitualódás: A vaddisznó habitualódása, emberi településeken belül, vagy azok közvetlen közelében való megjelenése napjaink fontos kutatási témájának számít (Tari et al, 2017), (Boitani et al. 1992). A szakirodalomban fellelhető okok sokfélék, az állománynövekedéstől az elhagyatott gyümölcsösök, kertek vonzerején át a táplálék bősége és közelsége mind szerepelnek, mint a habitualódás kiváltó okai (Cahill et al.2012), (Tari et al., 2017). Tari et al. (2017) kapcsolatot talált a mozgáskörzet szezonális alakulása, és az emberi települések látogatása közt, amikor 3 különböző adottságú település közelében vizsgálta a GPS nyakörvvel megjelölt kocák aktivitását. A települések melletti, vagy azon belüli kisebb mozgáskörzet paradox módon pont az emberi nagyobb zavarás hatására bekövetkezett válasz is lehet (Náhlik et al. 2014). Országunkban, és ezáltal persze a kutatási területeken is, a nagyragadozók, de leginkább a medve már-már veszélyes habitualódásáról beszélhetünk. Ez, jórészt az utóbbi időben amúgy is minimális hasznosítás (derogáció a Habitat Direktíva 19. paragrafusá szerint) teljes felfüggesztésének tudható be. Ezzel egyidőben várható a vaddisznó megjelenése a lakott területeken, vagy közvetlen közelükben az esetleges könnyen elérhető, és gazdag kínálat hatására. (Stillfried et al. 2017) Itt két földrajzi zónát kell elkülönítenünk véleményem szerint: a települések közelében való megjelenés/tartózkodás, valamint a településeken belüli megjelenés/tartózkodás. Míg az elsőre véleményem szerint rengeteg egyed képes, mondhatni általános, ha belegondolunk a táplálékkínálatban, amit e zóna nyújthat, addig a településeken belüli tartózkodás felvethet mondjuk egy másik kérdést. Miért csak egy pár egyed? Miért csak időszakosan? Ha azokat a nagyvárosokat, vagy kisebb településeket nézzük, ahol megfigyeltek

viszonylagos bent tartózkodást, és a közelben levő vadgazdálkodási egység vaddisznóra vonatkozó becslési adatait vizsgálánknak, rájövünk, hogy a populáció elenyésző töredéke él folyamatosan a városban. Ez felveti azt a kérdést, hogy miben különböznek a városban élő vaddisznók fajtársaiktól? Netán a nagyfokú plaszticitás az oka (Podgórski et al. 2013), amely valamiért az urbanizált egyedeket hamarabb elérte?

2.1.2. A vaddisznó aktivitása

Zavarásmentes területeken Meynhardt (1986) egyértelmű nappali aktivitást figyelt meg. Változó mértékű nappali aktivitást más szerzők is leírtak (McIlroy 1989; Boitani et al. 1994; Keuling et al. 2008a; Podgórski et al. 2013), azonban nagyfokú emberi zavarás (pl. vadászat), és/vagy emberi tevékenység által befolyásolt élőhelyek esetén főként éjszakai aktivitás tapasztalható (Singer et al. 1981; Boitani et al. 1994; Massei et al. 1997; Lemel et al. 2003; Keuling et al. 2008b; Podgórski et al. 2013). Ugyanakkor mediterrán és trópusi élőhelyeken alacsony mértékű vadászati nyomás mellett, valamint vadászat teljes hiányában is főként éjszakai aktivitás jellemző (Caley 1997; Russo et al. 1997). Fogságban nevelt vaddisznók esetében Boitani et al. (1992) szignifikánsan magasabb éjszakai (70%) aktivitást figyeltek meg, mint nappalit (40%). A napi aktivitás ezen arányai a szabadon bocsátás utáni 8 hét alatt sem változtak, és a vadon élő vaddisznók aktivitásától nem különböztek (Boitani et al. 1994). Briedermann (1971) fogságban tartott vaddisznók esetében nappali aktivitást írt le, és a szabad területen élő disznók magasabb arányú éjszakai aktivitását a vadászati nyomásnak tulajdonította.

Az aktivitási ciklusok főként az egyedek korától és ivarától (McIlroy 1989; Cousse et al. 1994; Spitz és Janeau 1995), időjárási viszonyoktól (Caley 1997; Lemel et al. 2003), vagy táplálék- és vízlelőhelyek eloszlásától (Caley 1997; Massei et al. 1997) függhetnek. Cousse et al. (1994) az elválasztott malacok, és az anyakoca aktivitása között kisebb mértékű különbségeket írtak le. A malacok szorosan kötődnek a kocához és testvéreikhez, kezdeti mozgásuk rendkívül kismértékű, és a születés helyéhez közeli. Az elválasztott malacok növekvő mértékű függetlensége, az anyjuktól való ideiglenes eltávolodásokhoz vezet a tágabb otthonterület megismerése során (Cousse et al. 1994; Spitz és Janeau 1995). Ezek az egyéni próbálkozások főként a nappali pihenő időszakokban fordulnak elő. Új-zélandi kutatás során a még nem ivarérett egyedek aktívabbak voltak a felnőtt példányoknál. Ugyanakkor a kanok is sokkal aktívabbak voltak, mint a kocák (McIlroy 1989).

2.1.3. A vaddisznó élőhelypreferenciája

A vaddisznó változatos élőhelyeket foglal el, de főként a magas energiatartalmú táplálékot, valamint a ragadozók, illetve vadászok elleni búvóhelyet biztosító, makktermő erdőket kedveli (Kurz és Marchinton 1972; Massei és Genov 1995). A táplálék és a fedezék mellett testápoláshoz, és dagonyázáshoz szüksége van a pocsolyákra, tócsákra is (Meynhardt 1986; Spitz és Janeau 1995). A dagonyák a vaddisznó hőszabályozását is segítik, hisz nincsenek verejtékmirigyei (Saunders és Kay 1991), valamint a külső paraziták elleni védelemre is szolgálnak (Fruziński és Łabudzki 2002). Boitani et al. (1994) a műveletlen területek preferenciáját találták a megművelt területek ellenében, valamint az erdők kínálat szerinti használatát. Thurfjell et al. (2009) ugyancsak a művelt területek kerülését, valamint a főként lomblevelű erdők, vizes élőhelyek, és nyílt területek preferenciáját tapasztalta. A vizes élőhelyek preferenciáját több másik vizsgálat is kimutatta (Dardaillon 1986; Meynhardt 1986; Thurfjell et al. 2009). A művelt területek alacsony preferenciáját azzal magyarázták, hogy ezek a területek kevés táplálékforrást nyújtanak abban az időszakban, mikor a talaj fel van szántva, ezért csak a kalászosok és kukorica tenyészidejében vonzóak (Boitani et al. 1994). Másrészt, például Lengyelországban, a mezőgazdasági területek, lomblevelű erdők, és erdei rétek pozitív preferenciáját mutatták ki (Fonseca 2008).

2.1.4. A vaddisznó mezőgazdasági terület-használata

Amikor a vaddisznó mezőgazdasági terület-használatáról beszélünk egy igen kényes, és a fajjal kapcsolatos ellentétes kérdést feszegetünk. A vaddisznó, mint faj, károkozása nem kérdéses, és a mechanizmusok, amik e jelenség háttérében állnak, már rendkívül jól dokumentáltak. A vadkárok intenzitása, periodicitása és kultúránkénti, esetleg szezonális lebontása is már lassan rutinná válik a nemzetközi szakirodalomban (Boitani et al. 1994), (Fonseca 2008). A vizes élőhelyek preferenciája is gyakori különböző magyarázatok szerint (Dardaillon 1986; Meynhardt 1986; Thurfjell et al. 2009). Nagy általánosságban a mezőgazdasági kultúrák szezonális preferenciáját hangoztatják. Értelemszerűen, tenyészidőn kívül vajmi kevés táplálékot és búvóhelyet nyújtanak. Így aztán a módszertani különbségekből adódóan igencsak változatos eredmények születnek. Véleményem szerint messzemenő következtetéseket csak helyi viszonylatban, egy jól meghatározott módszertan szerint elkészített kutatás nyomán szabad levonni.

2.2. A vaddisznó szaporodásbiológiai jellemzőinek szakirodalmi áttekintése

Az egyes korcsoportok szaporodási együtthatói a kor és a kondíció függvényében erősen eltérhetnek egymástól (Faragó & Náhlik 1997), ezért indokolt a reprodukciót a kor és fizikai kondíció függvényében vizsgálni. A malacok/süldők bizonyos kritikus testtömeg alatt az energiaforrásokat elsősorban a növekedésre fordítják (Fonseca et al. 2004), szexuálisan nem aktívak, nem kerülhetnek ösztrusz állapotba, valamint nem vemhesülhetnek (Faragó & Náhlik 1997). Ez a kritikus testtömeg változó: 20 kg (Gethöffer et al. 2007), 30 kg (Rosell 1998), 33 kg (Fonseca et al. 2004), 30-35 kg (Mauget & Pepin 1991), 35 kg (Fonseca et al. 2001). A szakirodalomban leggyakrabban 30-35 kg testtömeg fordul elő, mint potenciális vemhesülési küszöbérték. Ettől lényegesen a németországi vizsgálatok eredményei térnek el, ahol a földrajzi helytől függetlenül a 20 kg testtömegű emsemalacok 73%-a valószínűleg már szexuálisan érett (Gethöffer et al. 2007). A vaddisznó nőnemű egyedeinél tehát, a nemi érés elsősorban a fizikai kondíciót tükröző testtömeg, másodsorban (közvetett módon) a kor függvénye (Briedermann 1990; Fernández-Llario és Mateos-Quesada 1998; Fernández-Llario et al. 1999). Pakisztáni kutatás során a 4-5 hónapos emsemalacok felénél találtak sárgatestet (Ahmad et al. 1995). Németországi kutatások eredményei szerint is 5 hónapos korban az emsemalacok már szexuálisan érettek lehetnek. Ugyanakkor annak az esélye, hogy a 8 hónapos koca malacok nemileg érettek legyenek átlagosan 80%, a földrajzi régiótól függetlenül (Gethöffer et al. 2007). A fizikai kondíciót és a testtömeget, az élőhely táplálékkínálata határozza meg. Gyengébb táplálékkínálattal jellemezhető élőhelyeken kisebb a populáció átlagos testtömege, illetve a süldők nagyobb kritikus testtömeg mellett lesznek szexuálisan aktívak. Kedvezőbb élőhelyeken azonos testtömeg mellett a süldők nagyobb aránya vemhesül (Gaillard et al. 1993; Merta et al. 2011). Jó minőségű élőhelyeken a süldők vemhesülése gyakori (Gottschlich 1975). A kifejlett, szexuálisan aktív kocák az elérhető táplálékforrásokat elsősorban a szaporodásra használják fel (Fonseca et al. 2004). A lengyelországi Bialowieza erdőben végzett, a vaddisznó populációsűrűségének változásaira irányuló, hosszútávú vizsgálatok, illetve németországi terítékadatok és szaporodásbiológiai vizsgálatok bizonyították a makktermő fafajok termésátlagának domináns hatását a vaddisznó éves populációdinamikájára (Briedermann 1990; Jędrzejewska et al. 1997; Gethöffer et al. 2007). Ugyanakkor Svájcban, egy 32 évre kiterjedő vizsgálat alapján, a termesztett növények közül a kukorica vetésterületének változásai magyarázták a vaddisznó terítékek varianciájának 49,7%-át, valamint a kocák kondíciója és

reprodukciós potenciálja is pozitív összefüggésben volt a kukorica kultúrák mennyiségével (Neet 1995). Az intenzív kiegészítő takarmányozás is a vaddisznó állományok növekedéséhez vezet, ugyanis a táplálék egész éves hozzáférhetősége befolyásolni látszik az egyedek fizikai kondícióját és szaporodási sikerét (Gaillard et al. 1993; Fernández-Llario és Mateos-Quesada 1998; Bieber és Ruf 2005; Santos et al. 2006).

2.2.1. Vemhesülési arány

Fonseca et al. (2004) Portugáliában kimutatták, hogy a vaddisznó kocák nagyobb arányban vemhesülnek a délen fekvő területeken (69%), mint északon (53%). A központi régiókban a süldőknél 64,6%, a felnőtt egyedeknél 83,0% volt a vemhesülési arány (Fonseca et al. 2001). Pakisztánban az átlagos vemhesülési arányszám 31,6% (Ahmad et al. 1995). A vemhesülési arányban azonban kisebb-nagyobb ingadozások is megfigyelhetők ugyanazon élőhelyek populációinál, különböző években. Németországban januári minták alapján 2004-ben 90%-os vemhesülési arányt találtak, majd 2005 hasonló időszakában, a bőséges tölgy és bükk makktermés hatására, a vemhesülési arány 100% volt (Gethöffer et al. 2007). Olaszországban ez az arány 37,4% és 96,1% között változott (Boitani et al. 1995), ugyanakkor szoros összefüggést találtak a kocák kora és a vemhesülési arány között. Lengyelországban, az egy évnél fiatalabb malacok vemhesülési aránya 30%, az egy és két év közötti süldőké 70%, míg a két évnél idősebb kocáké 96% volt (Fruziński és Łabudzki 2002). Svájcban az egy évnél fiatalabb malacok 63%-a, valamint az egy évnél idősebb példányok 100%-a vemhesült (Moretti 1995). Egy spanyol kutatás során, a megfigyelt kocáknak csak 16,9%-a vezetett malacokat (Fernández-Llario 1996). A szerző ezt a rendkívül alacsony értéket a szélsőségesen kedvezőtlen környezeti feltételekkel (szárazság) magyarázta. A vemhesülési arány környezeti feltételekkel összefüggő lényeges eltéréseit többen leírták a nemzetközi szakirodalomban. Például mediterrán környezetben (Olaszország) kedvező körülmények mellett a kocák 90%-a, míg gyengébb években csak 18%-a szoptatott (Massei et al. 1996). Jó környezeti feltételek mellett Spanyolországban is a kétéves kocák esetében 80%, az idősebb kocák esetében pedig 90% volt a vemhesülési arány (Sáez-Royuela 1987). A kedvezőtlenebb környezeti feltételek mellett tapasztalt alacsony vemhesülési arány azzal is magyarázható, hogy ilyenkor csak egy koca vemhesül a családi csoportosulásból, függetlenül a szexuálisan érett nőnemű egyedek számától (Fernández-Llario és Carranza 2000). Valószínűleg a vaddisznó szociális szerveződése közrejátszik abban, hogy kedvezőtlen feltételek

mellett csak a domináns koca vesz részt a reprodukcióban, az alacsonyabb rangú kocák várnak, amíg a feltételek javulnak (Gaillard et al. 1993).

2.2.2. A méhen belüli mortalitás

A petefészkekben számlálható sárgatestek száma rendszerint nagyobb, mint a magzatszám. A két érték közötti különbség a méhen belüli, embrionális mortalitást jelenti. Franciaországban a sárgatestek és magzatok arányából számított embrionális mortalitás átlagosan 14,0% (Mauget 1972), 13,4% (Aumaître et al. 1982), illetve 12,5% (Mauget 1982). Ugyancsak Franciaországban különböző makkterméssel jellemezhető években az embrionális mortalitás 11,0-11,3%, illetve 13,8-14,6% (Aumaître et al. 1984); Spanyolországban 30,62% (Abaigar 1992), illetve 11,0% (Rosell et al. 2012); Luxemburgban 18,0% (Cellina 2008); Pakisztánban 16,0% (Ahmad et al. 1995); Németországban legtöbb 18,0% (Gethöffer et al. 2007); Magyarországon 12,0% (Náhlík et al. 2013).

Az embrionális mortalitás csökken bő makktermés esetén (Aumaître et al. 1984), illetve növekedhet az Aujeszky-féle betegség, valamint a sertés parvovírus hatására (Mengeling et al. 1980; Cutler et al. 1982; Capua et al. 1997; Müller et al. 1998a; Müller et al. 1998b). Ugyanakkor, Gethöffer et al. (2007) vizsgálták azon kocák méhét, amelyeknél előfordult a sertés parvovírus, illetve az Aujeszky féle betegség, azonban csak nagyon kevés olyan szervi elváltozást találtak, amelyek összefüggésbe hozhatóak ezekkel a betegségekkel.

Valószínűnek tűnik, hogy az embrionális halandóság függ a táplálékkínálattól, és populációnként különböző mértékű (Ditchkoff et al. 2012).

2.2.3. A születési szám (alomszám)

Vadaskerti körülményeket hasonlítva össze szabadterületeikkel Magyarországon, bebizonyosodott, hogy a sárgatest szám nem sokban különbözik, és a kerti kondíciók közt tapasztalt jóval kisebb reprodukciós siker nem a kevesebb sárgatest szám, hanem az ellés utáni korai elhalálzásnak tudható be (Jánoska et al. 2011). Portugál vizsgálatok alapján, északról dél felé haladva növekedik az egy kocára eső átlagos malacsám (Fonseca et al. 2004). Ugyanakkor az egy kocára eső átlagos malacsám növekedése a kocák korának előrehaladtával is megfigyelhető. A különböző korcsoportok reprodukciós potenciáljának tekintetében

németországi (Briedermann 1990; Gethöffer et al. 2007), lengyel (Fruziński és Łabudzki 2002; Merta et al. 2011; Orłowska et al. 2011), svájci (Moretti 1995; Neet 1995), magyarországi (Náhlík et al. 2013), portugáliai (Fonseca et al. 2001; Fonseca et al. 2004) vizsgálatok is hasonló eredményekre vezettek. Minden élőhelyen az átlagos alomszám a malacoknál a legkisebb, süldőknél nagyobb, és a felnőtt egyedeknél a legnagyobb.

Összességében a spanyol állományok esetében tapasztalható a legalacsonyabb kocánkénti malacsám. Erre több magyarázat lehetséges. Egyik szerint az Ibériai-félszigeten a vadászati nyomás jelentős, ennek hatására a populációk átlagos életkora alacsony (Sáez-Royuela 1987). A reprodukcióban részt vevő kocák túlnyomó része fiatal, ennek eredményeként az átlagos alomszám is alacsony (Sáez-Royuela 1987; Dzięciołowski et al. 1992; Ahmad et al. 1995).

A fenti számok tükrében úgy tűnik, a földrajzi szélesség nagymértékben meghatározza a méhen belüli alomszámot, mint ahogy azt más fajoknál több kutatás is sugallja (Conaway et al. 1974; Fleming és Rauscher 1978; Cockburn et al. 1983). Ezt látszik alátámasztani az a szakirodalmi feldolgozás alapján kapott eredmény is, miszerint a vaddisznó testtömege 35 és 230 kg között változik a földrajzi elterjedési területén belül. A kisebb példányok a mediterrán országokban, a nagyobbak az elterjedési terület észak-keleti részein fordulnak elő (Sjarmidi és Gerard 1988). Ugyanakkor a kocánkénti átlagos malacsám nem csak a koca korával, hanem annak átlagos testtömegével is szorosan összefügg (Frauendorf et al. 2016). Így a földrajzi szélesség hatása az alomszámra a környezeti feltételek hatásánál is fontosabb lehet (Fernández-Llario és Carranza 2000).

1. táblázat – Az egy kocára eső átlagos malacsám alakulása a hivatkozott nemzetközi szakirodalom alapján

Ország	Fekunditás (malac / koca) \pm SD				Forrás
	≤ 1 év	$1 < 2$ év	≥ 2 év	Átlag	
Portugália	3,17 \pm 0,75	3,57 \pm 1,25	4,47 \pm 1,50	4,17 \pm 1,48	Fonseca et al. (2004)
		3,65 \pm 1,10	4,56 \pm 1,02	4,14 \pm 1,15	Fonseca et al. (2001)
Franciaország				4,47 \pm 1,85	Aumaître et al. (1982)
				4,60 \pm 0,18	Mauget (1982)
				4,62	Mauget (1972)
				5,50 \pm 0,10	Servanty et al. (2007)
Olaszország				4,95 \pm 0,42	Boitani et al. (1995)
Luxemburg				5,30	Cellina (2008)
Spanyolország				3,05 \pm 1,28	Fernández-Llario és Carranza (2000)
				3,58 \pm 1,33	Fernández-Llario és Mateos-Quesada (1998)
				3,69 \pm 1,22	Fernández-Llario et al. (1999)

Ország	Fekunditás (malac / koca) \pm SD				Forrás
	≤ 1 év	$1 < 2$ év	≥ 2 év	Átlag	
				4,10 \pm 0,21	Abaigar (1992)
				5,01 \pm 1,33	Rosell et al. (2012)
Pakisztán	4,90 \pm 2,00	4,70 \pm 1,70	6,87*	5,70 \pm 2,20	Ahmad et al. (1995)
Németország	6,29	6,67	7,64	5,88*	Gethöffer et al. (2007)
	4,58	4,63	6,56		
	4,00	4,77	6,50		
	3,50	4,50	6,30		Briedermann (1990)
	4,00	5,50	6,50		
4,50	6,50	6,80			
Magyarország	5,10	6,80	6,98*	6,70 \pm 2,10	Náhlík et al. (2013)
Lengyelország	3,00 \pm 1,10	4,30 \pm 1,60	6,30 \pm 1,90	4,34*	Fruziński és Łabudzki (2002)
	0,00	3,00	5,50	3,83	Merta et al. (2011)
	4,00	5,10	6,80	5,38	
	2,00	6,20	9,00	5,90	Orłowska et al. (2011)
Svájc	2,17	5,12	6,23	4,09*	Neet (1995)
Svájc	3,80 \pm 0,89	5,40 \pm 0,76	5,75 \pm 0,99	4,93 \pm 0,49*	Moretti (1995)

* Saját számítások, az idézett források adatai alapján

2.2.4. Születéskori ivararány

A vaddisznó születéskori ivararánya nem tér el lényegesen az 1:1-től (Aumaître et al. 1984). Náhlík et al. (2013) Magyarországon a magzati ivararányt 1:1,2-nek találták a nőnemű egyedek javára, és az egymás utáni két év adatai alapján nem sikerült statisztikailag igazolható eltérést kimutatni az 1:1-től. A születéskori ivararány Olaszországban is 1:1,2 a nőnemű egyedek javára (Boitani et al. 1995), Pakisztánban 1:1 (Ahmad et al. 1995), Spanyolországban 1:1 (Fernández-Llario et al. 1999), Lengyelországban Fruziński és Łabudzki (2002) eredményei alapján 0,8:1 ugyancsak a nőnemű egyedek javára, de bizonyos vizsgálatok 69,4% hímnemű magzatot mutattak ki, ami 2,27:1 születéskori ivararányának felel meg a nőnemű egyedek hátrányára. (Merta et al. 2011). Ehhez hasonló szélsőségesen eltolódott ivararányt a nőnemű egyedek javára is találtak. Ebben az esetben a magzatok 63,2%-a nőnemű volt, ami 1:1,72 ivararányának felel meg (Orłowska et al. 2011). Franciaországban a születéskori ivararány 1:0,9 a hímnemű egyedek javára, ugyanakkor negatív összefüggést találtak az alomméret és a hímnemű malacok aránya között (Servanty et al. 2007). Magyaráztuk szerint az ivari dimorfizmus – tételesen a hímnemű magzatok nagyobb testtömege – okán nagyobb energetikai költsége van a hím egyedek produkálásának. A kocák az elérhető táplálékforrások mennyiségére elsősorban az alomszámmal reagálnak. Kisebb alomszám esetén növekednek az egy magzatra jutó források, így több hímnemű utód születhet. Magasabb alomszám esetén az egyes magzatokra jutó források

mennyisége kisebb. Az egy utódra jutó korlátozott források mellett kisebb testtömegű nőivarú utódok előállítására kifizetődőbb. A kocák hamarabb visszanyerik a fizikai fittségüket, ugyanakkor több nőnemű utód esetén csökken a testvérek közötti verseny a laktáció alatt (Harris et al. 2000), és bár a magas alomszám mellett lassabb lehet az egyéni gyarapodás, de a teljes alom gyarapodása növekedhet.

2.2.5. Fogamzás és ellések ideje

Közép-Kelet Európában a vaddisznó bűgási ideje tél elejére (október – január), míg az ellések nagy része tavaszra (február – május) esik (Fragó 1997). A fogamzás és ellések ideje azonban függ az élőhely földrajzi elhelyezkedésétől. Portugália déli részein az egész év során előfordulnak ellések, a központi részeken 73%-a február – március időszakra esik, míg északon az ellések 89%-ának ideje március – április (Fonseca et al. 2004). Portugália központi régióiban más kutatás is megerősíti az őszi (szeptember) bűgást, és a tavaszi (március) elléseket (Fonseca et al. 2001). Olaszországi vizsgálatok alapján is előfordulnak ellések az egész év során, azonban 50%-uk április – május hónapokra (Boitani et al. 1995), illetve más kutatás szerint 56% április – július hónapokra esik (Durio et al. 1995). Az egész év során elhúzódó ellések Svájcban is jellemzőek, viszont 83%-ban február – augusztus időszakban fordul elő (Moretti 1995). Németországban a kifejlett kocák fogamzási és ellési ideje erőteljesen szezonális. Az ellések legfőbb időszaka február – május hónapokra esik. Az első éves malacok és a 13-16 hónapos süldők esetében azonban megfigyelhető egy nyári június – augusztus időszakra tolódott ellési időszak (Gethöffer et al. 2007). Lengyelországban egy januártól – júniusig elhúzódó ellési időszak figyelhető meg áprilisi csúccsal (Fruziński és Łabudzki 2002). Élőhelytől függően az ellések 61,4%-a február – április időszakban, valamint 78,0%-uk március – május időszakban fordul elő, az átfedéssel együtt (Merta et al. 2011). Ugyanakkor kiemelkedő táplálkozási feltételek mellett 9 hónapig elhúzódó elléseket írtak le egy március – áprilisi, és egy másik decemberi csúccsal (Orłowska et al. 2011). Kedvezőtlen körülmények mellett a vaddisznó ellései az arra alkalmas időszakokra időzítődnek. Például Spanyolországban, gyenge minőségű élőhelyeken nagymértékben szinkronizáltak, február – április időszakra esnek, márciusi csúccsal (Fernández-Llario és Carranza 2000). Ugyanakkor, esetenként a kiegészítő takarmányozás eredményeként jobb táplálkozási feltételek mellett, az ellések előfordulhatnak novembertől márciusig (Fernández-Llario és Mateos-Quesada 1998).

Kedvező táplálkozási feltételek mellett az ellések korábbi időpontban történnek (Pépin et al. 1987), és az egycsúcsú áprilisi ellési időszakról a kocák váltanak egy január – februári, illetve egy július – augusztusi második ellési időszakra (Mauget 1980). Mauget (1980) két ellési időszakról szóló hipotézisét megerősítik Cellina (2008) eredményei is. Ezen felül, vetélés esetén a felnőtt kocák pótolhatják a veszteségeket a nyár derekán egy második ellési időszakkal.

2. táblázat – Az ellések havi előfordulási gyakorisága a nemzetközi szakirodalom alapján

Ország	Forrás	Ellések havi előfordulási gyakorisága (%)												
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
Svájc*	Moretti (1995)	2	11	17	13	11	12	12	7	4	5	4	2	
Olaszország	Durio et al. (1995)	1	10	9	11	18	14	13	7	4	4	5	4	
Olaszország*	Boitani et al. (1995)	4	2	12	22	27	15	11	2	2	1	1	1	
Spanyolország* (1993)	Fernández-Llario és Carranza (2000)	2	17	46	20	0	3	2	2	6	0	0	2	
Csehország* 2005 (Kostelec)	(Ježek et al. 2011)	4	31	50	15	0	0	0	0	0	0	0	0	
Csehország* 2006 (Kostelec)		7	10	43	16	10	0	4	6	4	0	0	0	
Csehország* 2007 (Kostelec)		3	4	38	27	13	8	0	5	2	0	0	0	
Csehország* 1995 – 2007 (Sumava)		2	8	26	18	10	8	4	5	6	7	4	2	
Csehország* 2006 (Doupov)		0	10	42	16	11	9	1	6	5	0	0	0	
Csehország* 2007 (Doupov)		2	7	38	27	9	8	2	4	3	0	0	0	
Portugália* (97/98)		Fonseca et al. (2001)	4	3	45	33	15	0	0	0	0	0	0	0
Lengyelország*		Merta et al. (2011)	7	18	23	20	11	10	4	1	4	0	0	2
	Orłowska et al. (2011)	5	6	17	33	28	0	11	0	0	0	0	0	
		9	12	19	22	5	5	10	5	0	0	0	13	

*Grafikus ábra adatai alapján számított értékek (saját számítás)

2.2.6. A felnevelt szaporulat

A malacok túlélése az állatok közvetlen megfigyelésével becsülhető, jellemzően szórókon és vadföldeken. Náhlik et al. (2013) megfigyelték a kondákban a malacot vezető nőnemű példányokat és a malacokat, és így kiszámították a malac/koca arányt. A születéskori kocánkénti malacsám két egymást követő évben is viszonylag magas 6,80, illetve 6,63 volt. A születés után közvetlenül bekövetkező neonatális elhullások becslésének lehetőségei pontatlanok, ezért elterjedt módszer, hogy nem neonatális túlélésről, hanem a korai életszakasz túléléséről beszélnek (Náhlik et al. 2013). A korai életszakaszban azonban magas elhullási arányok tapasztalhatók,

55,1%, illetve 60,9%, ami kocánként 3,75 és 4,04 malac elhullásának felel meg. Ezen felül a korai életszakaszt túlélő malacok 6,2%, illetve 9,3% arányban pusztultak el a nyári időszakban. Ezen arányok kocánként abszolút értékben 0,19, illetve 0,24 malac elhullását jelentik. Így a viszonylag magas születéskori malacszámból ősziig csak 2,86, illetve 2,35 egyed marad életben. Ezen értékek felelnek meg az őszi felnevelt szaporulatnak. A felvételi évek adatai között nem találtak statisztikailag igazolható különbséget. A veszteségek mind természetes eredetűek, hiszen a kutatási időszakban vadászati veszteségek nem keletkeztek. A nyári túlélés becslésére említett módszert más szerzők is alkalmazták (Spitz 1992).

3. táblázat – A vaddisznó populációk korszerkezete különböző európai élőhelyeken

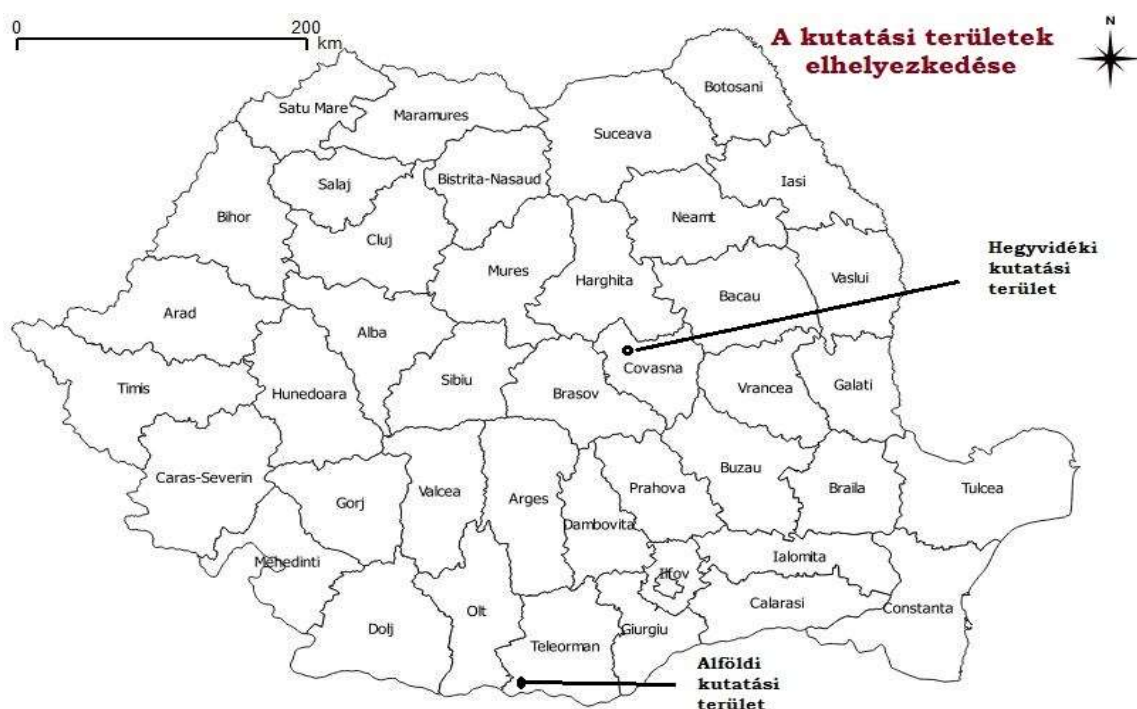
Ország	Forrás	Populációk korszerkezete (%)		
		1. (0≤1 év)	2. (1≤2 év)	3. 2≤ év
Svájc	MORETTI (1995)	46%	36%	18%
Olaszország*	BOITANI ET AL. (1995)	70%		30%
Svájc	NEET (1995)	45%	28%	27%
Portugália**	FONSECA ET AL. (2014)	21%	29%	50%
Lengyelország*	(Orłowska et al. 2011)	35,8%	53,9%	10,3%

*Területekből becsült korszerkezet. A szerzők megjegyzése szerint az állományok fiatalabbak lehetnek, hiszen a malacok elejtése nem általános gyakorlat, ugyanakkor nehezebb is. **Három terület összesített adataiból számolt értékek. (Saját számítás)

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A kutatási területek jellemzői

A területek bemutatására az erdészeti-, illetve vadgazdálkodási üzemtervek adatait használom fel. Ezen üzemtervek tartalmazzák az ökológiai jellemzőket, az élőhelytípusok kiterjedését, valamint a vadállomány jellemzőit. Továbbá, a mezőgazdasági kultúrák tekintetében az Országos Mezőgazdasági Kifizetési és Intervenciós Ügynökség (továbbiakban Ügynökség) adataiból és tematikus térképeiből inspirálódtam. Az említett ügynökség országos szinten nyilvántart szinte minden mezőgazdaságilag művelt területet és kaszálót. Ami az adott esztendőben nincs nyilvántartva és monitorozva, az parlagon maradt, más élőhelytípus, vagy 0,3 ha alatti háztáji gazdaság. Mindenesetre, a nem nyilvántartott területek nem szerepelnek a feldolgozásban. A térképek, amiket használtam, gyakorlatilag az adott években készült ortofotók, raszteres állományok. A bemutatás során az élőhelyek közötti lényeges eltéréseket hangsúlyozom ki. A kutatási területek pontos, országon belüli elhelyezkedése a következő ábrán található.



1. ábra – a kutatási területek elhelyezkedése: Kovászna megyei élőhely (AM1_11699 KAN és AF1_11702 KOCA); Teleorman megyei élőhely (AM2_11701KAN, SAF1_11699_FIATAL KOCA és SAM1_09777 FIATAL KAN)

3.1.1. Hegyvidéki élőhelyek

I. Vadászatra jogosult adatai: a 2006 évi Vadászatról és vadállomány védelméről szóló 407 számú Törvény értelmében a vadászati jog Romániában is a területek tulajdonjogához kötődik.

Ennek eredményeként vadászterületenként az érvényben lévő vadgazdálkodási szerződések érvényességének lejártakor a területek 51%-ának tulajdonosai eldönthették, hogy az addig gazdálkodó szervezetre, vagy más vadgazdálkodóra bízzák a vadászterület kezelését. Ez a törvényi változás megszüntette az állami erdészeti hivatal (Romsilva), valamint az országos sport vadász- és horgászegyesület (AGVPS) monopolhelyzetét, és új vadgazdálkodási egységek létrejöttét tette lehetővé. A Pro Silva Vadászegyesület is így jött létre, és 2011 év óta kezeli a 8 és 12 számú Kovászna megyei vadászterületeket.

4.táblázat – A Pro Silva Vadászegyesület által kezelt vadászterületek földhasználati mód szerinti megoszlása (ha és %)

V.t. Sz.	Megnevezés	M.E.	Vadgazdálkodási termelő terület:						Nem termelő terület	ÖSSZES Col. 1+6+7
			Vízi vadnak	Többi vadfajnak						
			Víztükör (folyó víz, csatorna, tó stb.)	Erdő	Szántó, kaszáló, szőlő, gyümölcsös stb.	Legelő, községi legelő	Kopár hegyoldal	Össz 2+3+4 +5		
0	1	2	3	4	5	6	7	8		
8	Dobrica - Zalán	Ha	0	4212	4258	2060	0	10530	0	10530
		%	0	40,00	40,44	19,56	0	100	0	100
12	Bixád	Ha	0	3873	3449	1901	0	9223	650	9873
		%	0	39,23	34,93	19,25	0	93,42	6,58	100
ÖSSZ PRO SILVA V.T.		Ha	0	8085	7707	3961	0	19753	650	20403
		%	0	39,63	37,77	19,41	0	96,81	3,19	100

Ökológiai adottságok:

a. Domborzat és talaj: Földrajzilag a hegyvidéki kutatási terület a Kárpát kanyarban található bodoki-hegység keleti oldalán, és a vulkanikus Hargita-hegység dél-keleti oldalán helyezkedik el. A terület tengerszint feletti magassága 510 és 1301 m között változik, átlagosan 700 m. A déli dombvidéki részeken enyhe lejtők (5-15%), míg a Hargita hegység lábánál, a terület észak-nyugati határán meredekebb lejtők (15-30%) jellemzőek. A vízhálózat domborzatformáló hatása nyomán a terület jellemzően dél-keleti és észak-keleti kitétségű. 35%-ban napos, 25%-ban részlegesen napos, míg 40%-ban árnyékos kitétség jellemző.

b. Éghajlat: mérsékelt kontinentális klíma jellemző a vizsgált területre, amelyet nagymértékben befolyásol a Kárpát-hegység és a tengerszint feletti magasság. Meleg csapadékos nyarak, és hosszú hideg telek jellemzőek, átlagosan 100 – 120 fagyos nappal. A kutatási területhez

legközelebb eső meteorológiai állomások a sepsiszentgyörgyi és a baróti. Mindkét állomás a vadászterületek minimális tengerszint feletti magasságán található. Ezért a földrajzilag legközelebb elhelyezkedő, olyan meteorológiai állomás adatait veszem figyelembe, amely a kutatási terület átlagos tengerszint feletti magasságához legközelebb található. Ez a bodzafordulói állomás.

5. táblázat – A hegyvidéki kutatási terület átlagos hőmérsékleti adatai (°C)

Meteo állomás	Tgyszfm(m)	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Évesátlag	Amplitúdó
Sepsiszentgyörgy	523	-4,5	-2,7	2,2	8,4	13,3	16,3	18,2	17,4	13,6	8,4	2,8	-2,3	7,6	22,7
Barót	508	-4,9	-2,6	2,7	8,7	13,8	16,6	18,7	17,7	13,6	8,4	2,7	-2,4	7,8	23,6
Bodzaforduló	707	-6,0	-3,5	-0,5	6,8	12,1	15,1	17,0	15,8	11,8	6,6	4,8	-3,0	6,2	23,0

A Bodzafordulón mért adatok szerint az éves átlaghőmérséklet 6,2 °C, a legmelegebb hónap július (17,0 °C), a leghidegebb január (-6,0 °C), az éves átlaghőmérséklet amplitúdója 23,0 °C. Évszakonként az átlaghőmérséklet a következő módon alakul: tavasszal 6,1 °C; nyáron 15,9 °C; ősszel 7,7 °C míg télen -4,2 °C (5. táblázat). Az első fagyos nap szeptember 10.– re tehető, az utolsó május 31.– re, a fagy nélküli napok száma átlagosan 158 nap.

A terület csapadékviszonyait a 6. táblázat foglalja össze.

6. táblázat – A hegyvidéki kutatási terület átlagos csapadék adatai (mm)

Meteo állomás	Tgyszfm (m)	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Éves
Sepsiszentgyörgy	523	23,7	22,0	28,1	42,4	67,0	98,1	89,7	74,4	48,5	38,8	24,5	26,9	584,1
Barót	508	33,6	35,5	25,7	46,1	74,1	77,1	90,3	63,1	41,7	25,9	28,6	29,1	570,8
Bodzaforduló	707	36,2	36,0	27,0	43,6	86,5	95,7	93,6	73,6	49,0	33,0	38,2	36,4	648,8

Az éves csapadékmennyiség átlagosan 600 mm körüli, kisebb értékekkel a téli időszakban, és nagyobb mennyiséggel a nyári (május – augusztus) időszakban. A vegetációs időszakban lehulló csapadék éves átlaga 390 mm körüli, ami elegendő az erdei növényzet megfelelő vízellátottságához. A hótakarós napok száma átlagosan 75 – 80 nap, a hóréteg vastagsága 41 – 60 cm. A levegő relatív páratartalma 65% - 85% közötti. Az uralkodó szélirány nyugati, északnyugati.

c. Hidrológia: a kutatási területet az Olt folyó észak-dél irányban kettészeli. Ugyanakkor összesen 18 patak ömlik még az Oltba, amelyekből 10 viszonylag kiegyenlített 1 m³/sec hozamú. A patakok hozamára jellemző az április – májusi maximum, és a januári minimum. A tavaszi magasabb vízhozamokat a csapadékviszonyok és a hóolvadás befolyásolja.

d. Mezőgazdaság: a kutatási terület 37,8%-a, kb. 7700 hektár, szántó és kaszáló. A talajok termőképessége 25%-ban gyenge, 70%-ban közepes, és 5%-ban kiváló. A környezeti feltételek lehetővé teszik a legtöbb kalászos, takarmánynövény, zöldség és ipari növény termesztését. A kutatási terület olyan települések adminisztratív területén fekszik, amelyek Kovászna megye szintjén a legfontosabbaknak számítanak burgonya és cukorrépa termelés alapján. Az utóbbi időszakban tapasztalható a kalászos növények és kukorica vetésterületének növekedése, aminek gazdasági okai vannak, ugyanakkor egyre több az ellenállóbb hibrid fajta. A területalapú támogatások hatására a tulajdonok tömbösítése, valamint a gépesítés terjedése jellemző. A nagyobb táblaméreteken intenzív technológiával termelt takarmánynövények terjedésével az apróvad állomány hanyatlása és a nagyvad állomány növekedése figyelhető meg.

e. Erdőgazdálkodás: az erdős területek körülölelik az Olt völgyét. A 39,6%-os erdősültség változatos, ami az elegyarányt, záródást és korosztályi összetételt illeti. Elegyetlen bükkösök foglalják el az erdők 70%-át. Állományalkotó fő fajok még a kocsánytalan tölgy, a gyertyán és a lucfenyő. A záródás és a korosztályi összetétel változatosságának legfőbb oka a viszonylag sok erdőtulajdonos kis birtokkal és külön erdészeti üzemtervvel a kis területekre. A többnyire bükkös és tölgyes erdők a vadállománynak jó minőségű táplálékot biztosítanak, a birtokviszonyok miatt azonban nagymértékű az élőhelyek zavarása.

f. Vadgazdálkodás: a Pro Silva Vadásztársulat tipikus nagyvadas területeket kezel. Legfontosabb fajok a gímszarvas, őz és vaddisznó a kezelt területeken azonban nagy számban előfordul az összes védett nagyragadozó faj is (7. táblázat).

7. táblázat – A Pro Silva vadásztársulat által kezelt vadállomány és ezek terítékeinek adatai (példány)

Pro Silva	Gímszarvas	Őz	Vaddisznó	Mezei nyúl	Fogoly	Medve	Farkas	Vadmacska
Becslés 2015	180	385	136	360	210			
Teríték 2015	12	23	58	35	0	3	2	4
Becslés 2016	176	380	130	330	200			
Keret 2016	12	30	70	45	20	4	2	2

A vadászatra jogosult rendszerint 6 gímszarvas bika, 10 őz, és az igényelt számú – 60-70 példány körüli – vaddisznó elejtésével számolhat évente. A selejtezési, illetve állomány szabályozási céllal elejthető egyedszám gímszarvas esetében 3 bika, 6 tehén és borjú

összesen, ők esetében 10 bak, 10 suta és gida összesen. A nagyragadozók esetében nincs a hagyományos értelemben vett kilövési keret. Az elejthető egyedszám az országos becsült állománysűrűség és a bejelentett vadkáresetek számának függvénye. Ez a mennyiség semmilyen körülmények között nem haladhatja meg az országos szinten becsült állomány 5%-át. Ez a maximális jóváhagyható beavatkozási szint. Ennek megyék és vadászatra jogosultak közötti elosztása kiszámíthatatlan. A vizsgálati területen 2001 – 2010 időszakban évente átlagosan 4,4 medvét ejtettek el. 2011 után, a Pro Silva Vadászegyesület gazdálkodása alatt, évente átlagosan csak 1,8 példány elejtése lett engedélyezve. A farkas vadászatával sem a vizsgálati területen, sem máshol reálisan számolni nem lehet.

A rendelkezésre álló mezőgazdasági területek tekintetében szükséges naptári években beszélgetni, hiszen az összes művelés alatt álló területek változnak éves felbontásban. Ahhoz, hogy tudományos alapossággal vizsgáljuk az egyes mezőgazdasági kultúrákban eltöltött időt, és megállapítsuk az okát az ott tartózkodásnak, szükséges ismernünk a vizsgálat éveiben minden mezőgazdasági kultúrát. Ezt a Kifizetési Ügynökség tartja nyilván oly módon, hogy minden évben megszerkesztik a teljes digitális nyilvántartást. A hivatal geo-adatbázisa tehát tartalmazza az összes, kutatás szempontjából érdekes megművelt mezőgazdasági parcellát, nagy pontossággal.

3.1.2. Síkvidéki élőhelyek

I. Vadászatra jogosult adatai: A Teleorman megyei „Turriss” vadásztársulat mindösszesen 88.185 ha területet kezel. Adminisztratív szempontból ez 10 vadászterületre oszlik. Többnyire tipikus síkvidéki mezőgazdasági területek, nagy táblás intenzív művelés alatt, erdő, vagy bármilyen más fás szárú növényzet nélkül. Három vadászterület élőhelyi szerkezete eltérő. Egymással határos komplexum, melynek déli határát a Duna, illetve az országhatár képezi, nyugati határa az Olt folyó. A területek szerkezete földhasználati módok és művelési ágak szerint a 8. táblázatban látható.

8. táblázat – A Turriss Sport- Vadász és Horgász Egyesület által kezelt vadászterületek földhasználati mód szerinti megoszlása (ha és %)

V.t. Sz.	Megnevezés	M.E.	Vadgazdálkodási termelő terület:						Nem termelő terület	ÖSSZES Col. 1+6+7
			Vízi vadnak	Többi vadfajnak						
			Víztükör (folyó víz, csatorna, tó stb.)	Erdő	Szántó, kaszáló, szőlő, gyümölcsös stb.	Legelő, községi legelő	Kopár hegyoldal	Össz 2+3+4 +5		
0	1	2	3	4	5	6	7	8		
4	Turnu Măgurele	Ha	105	1718	8115	1850	0	11788	69	11857

		%	0,01	0,14	0,68	0,16	0,00	0,99	0,01	100
9	Intre Olturi	Ha	132	1267	2947	3258	0	7472	25	7629
		%	0,02	0,17	0,39	0,43	0,00	1,00	0,00	100
11	Beciu	Ha	100	2155	1254	1484	0	4893	21	5014
		%	3,6	43	51	2	0	96	0,4	100
ÖSSZ TURRIS V.T.		Ha	337	5140	12316	6592	0	24153	115	24500
		%	1,38	20,98	50,27	26,91	0,00	98,58	0,47	100,00

a. Domborzat és talaj: Földrajzilag a kutatási terület a Román-alföldön található. A teljes terület 1 - 200 m tengerszint feletti magassági zónában található. A domborzat alföldi sík területek, 100%-ban naps kitétséggel. Növényföldrajzi szempontból erdőssztyepp övezet, ahol az alföldi ligeterdők és nyaras, fűzes berek jellemző.

b. Éghajlat: jellegzetesen mérsékelt kontinentális, nagyon meleg nyarakkal, kevés, záporok formájában hulló csapadékkal, hideg telekkel és hóviharakkal. A 9. táblázatban szereplő adatok összefoglalják a terület hőmérsékleti viszonyait.

9. táblázat – A síkvidéki kutatási terület átlagos hőmérséklet adatai (°C)

Meteo állomás	Tgszf m(m)	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Éves átlag	Amplitúdó
Tumu Măgurele	29	-2,3	-0,1	5,8	12,4	17,6	21,2	23,4	22,5	16,3	12,3	6,0	0,5	11,5	25,7

Az éves átlaghőmérséklet 11,5 °C, a legmelegebb hónap július (23,4 °C), a leghidegebb január (-2,3 °C), az éves átlaghőmérséklet amplitúdója 25,7 °C. Évszakonként az átlaghőmérséklet a következő módon alakul: tavasszal 11,9 °C; nyáron 22,3 °C; ősszel 12,2 °C míg télen -1,0 °C.

Vegetációs időszak átlagos hőmérséklete 18,6 °C. Az első fagy átlagosan november 5 körül, az utolsó fagy átlagosan március 26 körül esedékes. Vegetációs időszak hossza 244 nap.

A terület csapadékviszonyait a 10. táblázat foglalja össze.

10. táblázat – A síkvidéki vizsgálati terület átlagos csapadék adatai (mm)

Meteo állomás	Tgszf m(m)	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Éves
Tumu Măgurele	29	35,7	30,8	35,6	41,5	55,0	73,5	47,9	34,3	35,3	46,7	43,0	38,3	517,6

A csapadékok éves átlaga 518 mm, júniusi maximummal (73,5 mm) és februári minimummal (30,8 mm). A csapadékok évszakok szerinti megoszlása a következő: tavasszal 131,1 mm; nyáron 155,7 mm; ősszel 125,0 mm és télen 104,8 mm.

A levegő relatív páratartalma télen a legmagasabb (50% feletti), és nyáron a legalacsonyabb (5-10%). Általában a tél a szárazabb, és a nyár a legcsapadékosabb, de az utóbbi időben gyakran előfordulnak különösen száraz nyarak.

Az uralkodó szélirányt a Duna vonala, illetve az Olt völgye befolyásolja. Éves viszonylatban a leggyakoribbak a nyugati (26,8%) és a keleti (18,9%) szelek.

c. Hidrológia: terület vízellátása kiemelkedő. Délen a Duna és ártere, Nyugaton az Olt, valamint a terület keleti oldalán észak-dél irányban, nagyjából 20 km hosszúságban végigfolyó Sâi nevű folyó állandó vízellátottságot biztosítanak. Az Olt folyó mentén egy árvízvédelmi gátrendszer található.

d. Mezőgazdaság: Teleorman alapvetően mezőgazdasági termelésre alapozó megye. A teljes kiterjedés 86%-a művelt. A mezőgazdaságilag művelt területek 55%-án folyik gazdasági egységek formájában szervezett tevékenység. A gazdálkodás intenzív, és nagy mértékben gépesített. Legfontosabb termesztett kultúrák a vetésterület csökkenő sorrendjében: a búza, rozs, tritikálé; kukorica; napraforgó; repce; zab. A kutatási területnek is több mint 77%-a mezőgazdaságilag művelt. A megyei arányok itt is érvényesek annyi különbséggel, hogy a kukorica vetésterülete kisebb arányú, míg az ipari növényeké nagyobb. 2014-ben egy 80 hektáros, 2015-ben egy 200 hektáros kukorica kultúra maradt lábon a tenyésztidőszak alatt bekövetkezett vadkárok miatt.

e. Erdőgazdálkodás: a környezeti feltételek a tölgy, kőris, fehér nyár fajok termelését teszik lehetővé. A lombfakadás tölgnél április 15 körül, a fehér nyárnál április 5 körül esedékes. A tölgy 4 – 6 éves periodicitással hoz bőséges makktermést.

f. Vadgazdálkodás: a Turris vadásztársulat által kezelt területek kiváló feltételeket biztosítanak az apróvaddal való gazdálkodáshoz. Ugyanakkor a vadászatra jogosult az apróvadállományt rendszerint alulhasznosítja, míg gazdálkodási tevékenységét elsősorban a vaddisznóra alapozza. A 2015 – 2016 évek állománybecslési és terítékadatait a legfontosabb fajok esetében a 11. táblázatban foglaltam össze.

11.táblázat – A Turris Sport- Vadász és Halász Társulat által kezelt vadászterületek vadállománya és terítéke (példány)

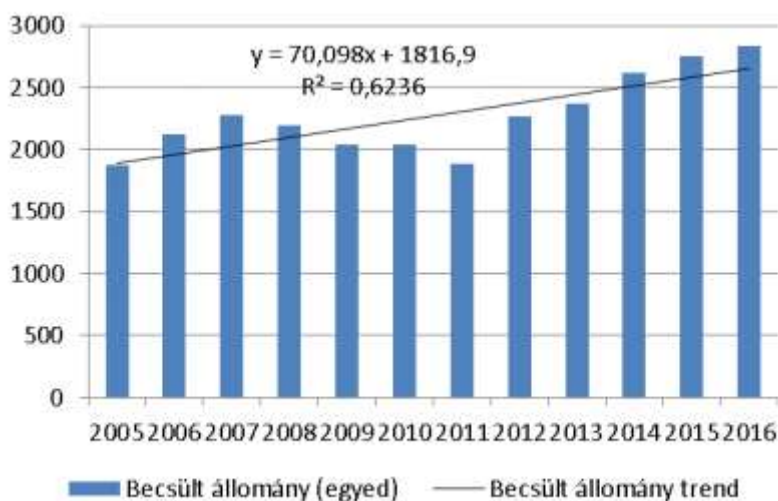
Turris	Őz	Vaddisznó	Mezei nyúl	Fácán	Fogoly	Vörös róka	Aranysakál
Becslés 2015	378	270	5130	1880	1140	110	65
Teríték 2015	6	177	111	230	0	70	38
Becslés 2016	398	270	5180	2010	1280	144	100
Keret 2016	49	170	195	455	0	149	100

A kezelt 10 vadászterület közül 5 olyan, amelyen igen nagy sűrűségben fordul elő az aranysakál. Ezek a területek a faj romániai elterjedési területének központi részén fekszenek. A sakál vadállományra kifejtett hatása egyelőre nem tisztázott, de a vadászatra jogosult tevékenysége

túlnyomó részt csak a sakálos részekre korlátozódik. Az aransakál és a vaddisznó elterjedési területe átfedésben van. Ezeken a részeken azonban a folyamatos ragadozógyérítés ellenére sem növekedik az őz, mezei nyúl és fácán állománysűrűsége, illetve terítéke.

3.1.3. Hegyvidéki területek vaddisznó állományának jellemzői

Vadgazdálkodási egység szintjén az állománybecslési- és terítékadatok csak az utóbbi 6 évből állnak rendelkezésre. Mivel a vaddisznó állománydinamikájának vizsgálatához legalább egy 10 éves periódusra lenne szükség, ezért az összesített megyei adatokat elemzem.



2. ábra – A vaddisznóállomány alakulása Kovászna megyében 2005 – 2016 időszakban

A Kovászna megyei vaddisznóállomány becsült létszáma ingadozó, de összességében lineárisan növekvő tendenciát mutat (2. ábra). Az 1000 hektárra számított becsült egyedszám 2005-ben 5,24 példány volt, míg ez az érték 2016-ban 7,71 egyed/1000 ha. Ezek az adatok egy 47%-os állománynövekedést jeleznek 11 év alatt.

2005 – 2016 időszakban, Kovászna megyében, az átlagos jóváhagyott kilövési keret a tavaszi törzsállomány 35,51%-a (min = 30,11%; max = 37,61%; SD = 2,62%) volt. A terítékek azonban minden évben a jóváhagyott keret alatt maradtak. Átlagosan a keret 92,00%-a (min = 84,71%; max = 94,78%; SD = 4,19%) lett hasznosítva.

A Pro Silva Vadásztársulat által kezelt vadászterületekről csak 2011 év utáni adatok állnak rendelkezésre. Az állománybecslési adatok lineárisan növekvő tendenciája a társulat által kezelt területeken is felfedezhető, de ez a növekedés enyhébb. 2011 – 2016 időszakban a becsült

állománysűrűség 1000 hektárra vetítve 5,88-ról 6,67-re növekedett. Ez – igaz, hogy csak 6 év alatt – 13% növekedést jelent. Megjegyzendő, hogy 2011-ben a megyei átlagos populációsűrűség a vizsgált időszak minimális értékéhez volt hasonló (5,28 egyed / 1000 ha), így a 2011 – 2016 időszakban tapasztalt megyei állománynövekedés is 46%-os, 3,5-szöröse a Pro Silva Vadásztársulat által kezelt területeken tapasztalt növekedésnek.

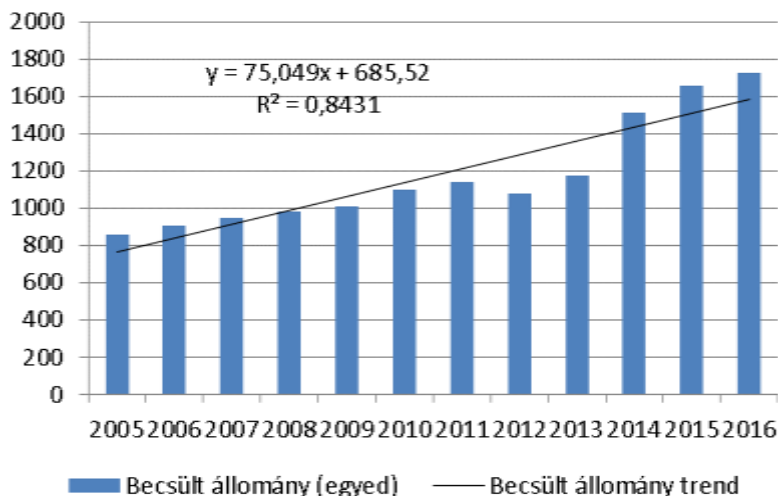
A kezelési időszakban az átlagosan jóváhagyott kilövési keret a megyei átlag feletti, a tavaszi törzsállomány 50,62%-a (min = 40,00%; max = 55,56%; SD = 5,53%). A terítékek 2011 – 2013 időszakban a jóváhagyott keret szintjén voltak, míg 2014, 2015 években nem sikerült teljesíteni azt. Ugyanakkor a jóváhagyott kerethez viszonyított hasznosítás is magasabb arányú a megyei átlagnál (átlag = 95,43%; min = 82,86%; max = 100,00%; SD = 7,45%).

A megyei átlaghoz képest magasabb arányban igényelt és jóváhagyott kilövési keret, valamint az eredményesebben megvalósított hasznosítás lehet magyarázat az alacsonyabb állománysűrűsége és kisebb mértékű növekedési rátára.

Összességében megállapítható, hogy a Pro Silva Vadásztársulat kezelésében lévő területeken a vaddisznóállomány szinten tartása, enyhe növelése tapasztalható. Ezt a gazdálkodási célt teszi lehetővé a tavaszi törzsállomány 50% körüli hasznosítása. Az ország szinten növekvő vadkáresetek tükrében a vaddisznóállományok hasonló módon való kezelése kívánatos lehet.

3.1.4. Síkvidéki területek vaddisznóállományának jellemzői

A hegyvidéki vizsgálati terület helyzetéhez hasonlóan Teleorman megyében sem állnak rendelkezésre hosszabb idősorok adatai a Turris vadásztársulat által kezelt területekre. Így itt is elsősorban a Teleorman megyei adatokat elemzem (3. ábra).



3.ábra – A vaddisznóállomány alakulása Teleorman megyében 2005 – 2016 időszakban

2005 – 2016 időszakban Teleorman megyében a vaddisznóállomány növekedése kisebb mértékű ingadozással, határozott lineárisan növekvő tendenciát mutat. Az állománybecslési adatsorra illesztett egyenes egyenlete az adatok varianciájának több mint 84%-át magyarázza. Az adatsor és a trendvonal közötti korreláció szoros ($r = 0,92$). Az 1000 hektárra számított becsült egyedszám 2005-ben 1,57 volt, míg ez az érték 2016-ra elérte a 3,04 példány/1000 hektárt. Ez megye szinten közel 94% növekedést jelent 12 év alatt.

Teleorman megyében 2005 – 2016 időszakban az átlagosan jóváhagyott kilövési keret a tavaszi törzsállomány 50,97%-a (min = 36,95%; max = 62,96%; SD = 9,41%) volt. A terítékek azonban a vizsgálati időszakban soha nem érték el a jóváhagyott egyedszámot. Átlagosan a hasznosítható példányszám 70,35%-a lett elejtve (min = 56,87%; max = 81,07%; SD = 10,08%).

A Turrís vadásztársulat által kezelt területeken a vaddisznóállomány becsült egyedszáma a lineárisnál meredekebb, exponenciális módon növekedett a 2006 – 2016 időszakban. Az 1000 ha területre számított állománysűrűség a 2006-ban becsült 2,04 példány/1000 hektárról 2016-ra 11,02 egyed/1000 hektárra növekedett. Ez 11 év alatt 5,4-szeres állománynövekedést jelent. Az éves jóváhagyott kilövési keret többé-kevésbé követte az állománybecslési adatokat. A hatóságok által jóváhagyott keret a 2014. évig növekedett folyamatosan, és ekkor érte el a törzsállományhoz viszonyított maximumát. A 2015 / 2016-os vadászati idényben a vadászatra jogosult - az állomány további növelése érdekében - alacsonyabb hasznosítási rátát igényelt, és az lett jóváhagyva. A vizsgálati időszakban átlagosan a tavaszi becsült törzsállomány 59,18%-a (min = 45,45%; max = 78,14%; SD = 11,70%) volt a hasznosítható arány. A Turrís vadásztársulat jelenlegi formájában 2011 évtől kezeli a vizsgált területeket. A tevékenység első évében a

jóváhagyott keretnek csak a 15%-át teljesítette, de 2012 és 2014 években 100% volt a teljesítés, míg 2013 évben 98%. A 2015 / 2016-os vadászati idényben a kilövési keret teljesítése visszaesett 80%-ra, ugyanakkor a nyári időszakban, a rendkívüli mértékben megnövekedett vadkárok okán a vadászatra jogosult számára egy 30 példányból álló különleges keret lett jóváhagyva, amit június – szeptember időszakban teljesítettek. A rendes kilövési keret 2011 – 2015 időszakban átlagosan így 78,61%-ban volt teljesítve (min = 15,38%; max = 100,00%; SD = 36,32%). A Turris társulat gazdálkodásának első teljes éve 2012 volt. A teríték a 2012 évi 67 példányról, a 2015/2016-os vadászidényre – a vadkárrelhárításra jóváhagyott különleges kerettel együtt – 177 példányra növekedett. Ez majdnem 2,64-szeres növekedést jelent 4 év alatt.

Összefoglalva megállapítható, hogy a Turris vadásztársulat által kezelt területeken a vaddisznó állománysűrűsége és hasznosítási rátája magasabb a Teleorman megyei átlagos értékeknél, ugyanakkor a becsült tavaszi törzsállomány 60%-a körül meghatározott és teljesített teríték nem elegendő az állományok növekedésének megfékezéséhez. Az először 2015 évben tapasztalt nagymértékű vadkár megelőzése érdekében a jelenlegi állománysűrűséget csökkenteni szükséges.

3.2. A vizsgálati anyag

A kutatás célkitűzéseinek megvalósítása érdekében mozgás-aktivitási és szaporodás-biológiai vizsgálatokat végeztem.

3.2.1. Mozgásaktivitás vizsgálat

A mozgáskörzet és aktivitás vizsgálatára mindösszesen 5 vaddisznót láttam el GPS jeladóval. Ezekből 2 hegyvidéken, míg 3 síkvidéken lett befogva, illetve nyomon követve (12. táblázat).

A hegyvidéken megjelölt egyedek: 1 kan, 4-5 éves korú, jó kondíciójú egyed, és 1 ugyancsak 4-5 éves koca, jó kondíciójú, életképes egyed. A kiengedési helyek földrajzi adatai a kan esetében: $46^{\circ}00'43.92''$ N és $25^{\circ}48'48.80''$ E, a koca esetében $45^{\circ}57'48.19''$ N és $25^{\circ}47'32.71''$ E.

A síkvidéki területen 3 egyedet fogtam be. Kiengedésüknek földrajzi adatai: déli idős kan: $43^{\circ}58'12.51''$ N és $24^{\circ}37'54,39''$ E, déli fiatal kan: $43^{\circ}43'19.32''$ N és $24^{\circ}48'34,17''$ E., és fiatal koca: $43^{\circ}57'59.88''$ N és $24^{\circ}37'59.00''$ E.

12. táblázat – A GPS jeladóval ellátott vaddisznók, illetve a kutatási időszakok adatai

Nyakörv azonosító	SAM1_09777	SAF1_11699	AF1_11702	AM2_11701	AM1_11699
Ivar	Kan	Koca	Koca	Kan	Kan
Kor	1 év	1 év	6 év	5 év	4 év
Kutatási időszak (éééé. hh. nn.)	2013.10.30. – 2014.11.13.	2013.11.09.- 2014.08.28.	2013.03.24.- 2014.01.05.	2013.06.06.- 2014.01.03.	2013.03.08.- 2013.08.24.
GPS koordináták (n)	9065	6926	737	4684	3991

3.2.2. Szaporodásbiológiai vizsgálat

A szaporodásbiológiai vizsgálatok részletes adatfeldolgozásához a 2014-es naptári év adatait használtam fel. Ez mindösszesen 167 feldolgozható minta (13. táblázat).

13. táblázat – A szaporodásbiológiai minták száma kutatási területenként és évenként

	Hegyvidék			Síkvidék		
	2013/2014	2014/2015	Σ 2014	2013/2014	2014/2015	Σ 2014
Minták száma	48	66	114	24	29	53

Továbbá meg kell említeni, hogy a szaporodásbiológiai minták egy földrajzi zónából, de összesen 5 vadászatra jogosulttól származnak, a leírt vadászterületek közvetlen szomszédságából. Így volt lehetséges az adott naptári évben az adott számú minta összegyűjtése.

3.3. Módszertan

3.3.1. Egyedek befogása

A vaddisznó befogására a rendelkezésre álló módszerek közül a választási lehetőségeket leszűkítette a befogások helyszíne, valamint a tudományos kutatás céljával történő befogások utáni további használat kivitelezhetősége. Síkvidéki területen a deszkapalánkos vadbefogó mellett döntöttem, ugyanis ez okozza a legkevesebb sérülést a befogott egyedeknek, és a fémszerkezetes rendszerekhez képest könnyebben beszoktatható a vaddisznó egy ilyen csapdába. A csapdák elkészítése után, a tervezett befogásokat megelőzően kukoricával beetettem a csapdák környékét és belsejét, majd, mikor a kihelyezett vadkamerák rendszeres járást jeleztek, megkezdtem a befogási tevékenységet. A hegyvidéki vaddisznók egy közeli vadaskertből lettek befogva, majd az említett helyen szabadon bocsájtva. Síkvidéken, nagyragadozók hiányában, lehetett automata, a csapdában lévő disznók által működtetett kioldást is alkalmazni. Az elsütő szerkezet vonzóbbá tétele érdekében, a környéken baromfityóásokat helyeztem el. A síkvidéken

működtetett csapdával fogott disznók azon részét, amelyikekre nem szereltem GPS jeladót, a vadászatra jogosult vadaskertjébe szállítottam. A csapda kézi kioldását olyan esetben alkalmaztam, mikor nagy kan disznót szándékoztam befogni.

3.3.2. Egyedek altatása

A vizsgált egyedek altatása során keveset módosítottam a szakirodalomban fellelhető anyagkombináción (Fournier et al. 1995; Barasona et al. 2013), és a következő kombinációval dolgoztam: **Stresnil**[®] (40 mg Azaperon/ml), alkalmazott dózis: 20mg/50 ttkg; **Domosedan**[®] (10 mg/ml Medetomidin), alkalmazott dózis: 10 mg/50 ttkg; **Zoletil**[®] (Tiletamin+Zolazepam 125mg+125mg/5 ml), alkalmazott dózis: 120mg/50 ttkg. A fent említett altatószerek beinjektálása átlag 10 m távolságról történt **Vario 3V Blowpipe Rifle (TELINJECT)** altatófegyverrel, 3ml-es távfecskendőket alkalmazva. Az egyedek átlagosan 4'45" alatt elaludtak. A teljes ébredés átlag 185' múlva következett be. Különleges mellékhatásról nem tudok beszámolni.

3.3.3. GPS technológia alkalmazása és módszertana

A mozgáskörzet és habitathasználat vizsgálatára a Vectronic Aerospace GmbH által gyártott GPS Plus 10.0.5.12279 verziószámú nyakörveket használtam. A nyakörvek GSM és VHF kommunikációra egyaránt képesek, óránként rögzítenek GPS-koordinátát, tengerszint feletti magasságot, hőmérsékletet, DOP értéket, dátumot és órát. Ugyanakkor aktivitás/mortalitás érzékelő és önkioldó modullal is fel vannak szerelve.

Mozgáskörzet elemzése legkisebb konvex befoglaló terület (MKP) módszerrel

Számos hátránya ellenére a Minimum Konvex Poligon (MKP; Mohr 1947) módszer a legegyszerűbb és leggyakrabban alkalmazott. A módszer lényege, hogy a térképen jelölt pozíciók közül a legkülső észlelési pontok összekötésével egy olyan területet jelölünk körül, amely befoglalja az összes észlelési pontot. Ez a módszer a lehető legnagyobb területet határolja, ahol valamikor előfordulhatott a nyomkövetővel ellátott egyed. A vaddisznó területhasználatának elemzésére is általánosan alkalmazott módszerről lévén szó, én is használtam. Továbbá, a rendelkezésre álló mezőgazdasági kultúrák behatárolásánál is e módszer a legelfogadottabb.

Mozgáskörzet elemzése Kernel (KHR) módszerrel

A Kernel Home Range (KHR) becslés (Worton 1989) a térképen megjelenített lokációk sűrűségét is figyelembe veszi. A használt terület határait oly módon jelöli körül, hogy a teljes térképrészletet cellákra bontja, és megadja annak a valószínűségét, hogy az állat használta-e az adott cellát. A valószínűségi együttható szabadon kiválasztható. A legáltalánosabban használt értékek a 95%, 90% illetve 50%. Például a KHR 95% egy olyan területet jelöl körül, amelyben a követett egyed 95% valószínűséggel előfordult a vizsgálati időszakban.

Vaddisznó mozgásaktivitása a megtett utak alapján

A nyakörvekre rögzített GPS rendszer óránként rögzít földrajzi helyzetet és egyéb adatokat. Az adatfeldolgozás során, az egyes pozíciók közötti távolságok alapján meg lehet határozni az egyed aktivitását. Két időben egymást követő helyzet közötti nagyon kis távolság nyugalmi állapotra utal, és az ilyen adatok jelzik a pihenőhelyek földrajzi elhelyezkedését. Az időben egymást követő pontok közötti nagyobb távolságok aktivitásra utalnak, aminek a kiváltó oka a napszak és földrajzi hely jellemzői ismeretében értelmezhető.

Élőhelypreferencia vizsgálata

Az élőhelypreferencia meghatározására a vadbiológiai kutatásokban legelfogadottabb Ivlev-indexet (Ivlev 1961), illetve Jacobs-indexet használtam (Jacobs 1974). A mezőgazdasági kultúrák preferenciájának meghatározására Ivlev-indexet használtam.

Az Ivlev-indexet élőhelytípusonként, majd kifejezetten mezőgazdasági kultúrákra nézve az alábbi módon számítottam: $Iv = (N_2 - N_1) / (N_2 + N_1)$ ahol, Iv : IVLEV - féle preferencia index, értéke -1-től +1-ig terjed; N_1 - az adott élőhely százalékos kínálata; N_2 - az adott faj százalékos élőhely használata.

Az Ivlev-index elterjedt és széles körben használt, annak ellenére, hogy nem működik jól olyan esetben, ha a kínálat (N_1) vagy használat (N_2) szélsőérték (Lechowicz 1982). Mivel az Ivlev-index ritka élőhelytípusokra nem alkalmazható (Lechowicz 1982), Jacobs (1974) egy módosítást hajtott végre az Ivlev-indexen, amely azt mondja, hogy független a táplálék vagy jelen esetben az élőhelytípus relatív abundanciája. Jacobs indexe a véletlenszerű élőhelytípusok esetében egy

nullaközeli értéket vesz fel, és egy negatív, illetve pozitív értéket a került (mellőzött), vagy preferált élőhelyeknél: $D = (N_2 - N_1) / (N_2 + N_1 - 2N_2N_1)$ ahol, D: Jacobs-index, N_2 : egyes élőhelyek relatív használata, N_1 : egyes élőhelyek relatív kínálata.

A Jacobs-index kevésbé érzékeny a mintavételi hibákra, a rendhagyó esetek kivételével jól alkalmazható (Lechowicz 1982).

A mezőgazdasági kínálat felmérése

Az adott élőhely mezőgazdasági kultúra százalékos kínálatának kiszámításához először az adott egyed MCP módszerrel számított mozgáskörzetét állapítottam meg. Ezen a területen található összes mezőgazdasági kultúrát beszámítva, kategorizálva viszonyítottam az összes fellelhető élőhelyhez, és százalékban adtam meg. Ebben a fejezetben szükséges megemlíteni, hogy minden egyes évben a rendelkezésre álló mezőgazdasági kultúrák változnak, egyes területek parlagon maradnak, mások meg művelés alá kerülnek. Az előző fejezetekben megadott módszer pontosan meghatározza a kutatás éveiben rendelkezésre álló mezőgazdaságilag művelt területeket, azoknak pontos méretüket, földrajzi pozíciójukat, és persze az adott kultúrnövényt. Mivel a kutatásom elsősorban mezőgazdasági területek használatára összpontosít, a más típusú élőhelyek csak felületesen említődnek az élőhelyhasználat fejezetben.

A mezőgazdasági kultúra-használat vizsgálata a kínálat függvényében

A mezőgazdasági területek használatának elemzését elvégeztem éves és évszakos viszonylatban. Először az általános élőhelyhasználatot végeztem el a CORINE Land Cover segítségével, majd rátértem a kifejezetten mezőgazdasági kultúrák használatára. Az ArcGis/ArcMet alkalmazásban az attribútum táblázat lehetővé teszi a GPS pontok szelektálását meghatározott időre nézve. Így, az új, már elkülönített pontthalmazokat rávetítve a Kifizetési Ügynökség tematikus térképére, kirajzolódnak azok a kultúrák, ahol az adott egyed az adott periódusban megfordult. További elemzéseket az Excel és SPSS programban végeztem.

Alaphipotézisem az volt, hogy az erdők közvetlen közelében nagyobb az egyedek mozgásaktivitása a mezőgazdasági területeken, és hogy a rendelkezésre álló mezőgazdasági területek fejtenek ki nagyobb hatást egyéb, nem mezőgazdasági tényezőkkel szemben. Régebbi terepi tapasztalatok és tulajdonosi panaszok alapján is ezt feltételeztem. A tanulmányozott

sávokat is ezen tapasztalatokat szem előtt tartva jelöltem ki. Eszerint a következő sávokat tanulmányoztam: 1-20m, 20-50m, 50-100m, 100-250m, 250-500m az erdők mellett. A kutatásom precizitása érdekében először meghatároztam az egyed KHR90% által lefedett területének sűrűségi középpontját, ami tulajdonképpen a nappali pihenőhelyek közepe. Ez minden esetben egy erdőben volt, ami 675,4 és 1017,2 ha között váltakozott.

Ahhoz, hogy pontosan meg lehessen határozni a fent említett határzónákat, az adott erdőt digitalizáltam, és poligon alapú .shp kiterjesztésben mentettem. Ezután ugyanígy jártam el a fent említett sávok esetében külön- külön. Ezután meghatároztam az adott sávba eső mezőgazdasági kínálatot, oly módon, hogy az adott kultúra vagy teljesen benne foglaltatott az adott sávban, vagy minimum érintette/metszette azt. Mindkét esetben rendelkezésre állt az adott egyednek az adott sávban. A fenti módszerrel meghatároztam a mezőgazdasági kínálatot egész éves viszonylatban, minden tanulmányozott sávban. Eszerint a kínálat hektárban került meghatározásra, oly módon, hogy az adott parcella benne foglaltatott az érintett sávban, vagy érintette, esetleg metszette azt. Ily módon nem meglepő, hogy néhány esetben a két vagy 3 egymás után következő sáv kínálata is azonos, vagy közel azonos. Mindenesetre az adott kultúra az adott egyednek az érintett sávban rendelkezésére állt. Természetesen ennél a pontnál az egyedek mozgásaktivitását a mezőgazdasági kultúrákban külön tanulmányoztam.

A habituálódás tanulmányozásának módszertana

A megjelölt egyedek adatai lehetővé tették azon kérdéskör tanulmányozását, hogy miben különbözik az urbanizált egyed a fajtársaitól, amelyek nem élnek az emberi települések nyújtotta „előnyökkel”. A két élőhelyen megjelölt vaddisznók, amint említettem, különböző körülmények közt nőttek fel a befogásukig és szabadon bocsájtásukig. Ezek a AF1_11702 –es és a AM1_11699-es azonosító számú egyedek, mindkettő egy 2 km-re levő vadaskertből származik. Az első, egy koca (AF=adult female), nem a kertben született, hanem szabad területről lett befogva 6 hónappal a kutatás előtt, a második, egy kan (AM=adult male), amely az említett kertben született. A két mintához tartozó egyedek esetében összehasonlítottam a KHR90%-os mozgáskörzeteket, a települések 200m-es pufferzónájában való tartózkodás gyakoriságát, valamint a településeken belül való tartózkodás gyakoriságát. Itt meg kell jegyeznem, hogy a települések esetében a reális településhatárt, azaz a gazdaságokhoz tartozó kertek külső határát vettem számításba, ugyanis az adminisztrációs térképek a település közvetlen közelében levő mezőgazdasági területek jórészt is településen belülinek tekintik. Ezen kívül számítottam

minimális távolságot a nappali pihenőhelyek középpontjától a település legközelebbi pontjáig. Ezzel szeretném megvilágítani a település közelségének hatását az egyedek esetleges településeken, vagy ezek 200 méteres pufferzónájában való tartózkodásának gyakoriságára.

A hajtóvadászat és más zavarás hatása

Kutatásom ide vonatkozó részében a hajtóvadászatok esetleges hatását vizsgáltam az alföldi élőhelyen. Azért ott, mert protokoll vadászterület lévén, elméletileg más típusú zavarást szinte ki lehet zárni, és a szükséglet szerinti kiegészítő takarmányozás nagymértékben helyben tartotta az állományt. Azért csak szinte, mert az erdőművelési, kitermelési munkálatok, valamint a lakosság részére az Erdészeti hivatal által juttatott tűzifagyűjtés jelen volt. Természetesen ezeket a periódikusan ismétlődő zavarásokat el lehet különíteni dátum szerint. Három egyed viselkedését vizsgáltam úgy, hogy elkülönítettem a vadászszезон (okt 1-jan. 30) során észlelt pontokat, mégpedig kifejezetten nappali viszonylatban (8-16 óra között). Mivel az alaphipotézis más kutatások eredményei alapján (Scillitani et al. 2009) az volt, hogy a hajtóvadászat nagyobb, és hosszabb ideig tartó elmozdulást okoz az egyedeknél, arra is szeretnék választ találni, hogy mennyi idő elteltével kerül vissza az egyed az eredeti, megszokott élőhelyére, és milyen intézkedéseket kell fogantatosítani a vadgazdálkodónak, ha hatékonyan szeretné szervezni a disznóhajtásokat. A zavarás mértékét számokkal pontoztam 1 és 3 közt. Az 1-es egy alapzavarás, amit minden esetben be kell iktatni, hiszen szabad terület lévén, nem képezhetünk „laboratóriumi” körülményeket. A 2-es súlyú zavarás az a tűzifa és erdei szárazság osztási napokon a fejszék, kutyák (sajnos), lovas szekerek ügködését jelenti az erdőben. Ilyenkor egy bizonyos erdőrészen, a lakosságot bevonva végeznek tisztogatást, és az itt keletkező szárazságot, vékonyabb ágakat a lakosság elviheti. Ide tartoznak még az üzemterv szerinti kitermelések, amelyek ha nem is az egyedek által használt pihenőhelyeket érintik, mégis zavarással járnak. Végül a 3-as súlyú zavarás az adott erdőrészen történő hajtóvadászat. A dolgomat megkönnyíti, hogy a hajtások ütemezése lehetővé teszi egy erdő teljes meghajtását 1 nap alatt. Nagyjából reggel 8 és délután 16 óráig tart egy vadásznap. Statisztikailag, független mintás Kruskall-Wallis teszttel vizsgáltam a hipotézisem helyességét. A fokozati (zavarási) változók egymáshoz viszonyított elmozdulási értékeit független mintás t-próbával tanulmányoztam.

3.3.4. Szaporodásbiológiai vizsgálatok módszertana

A vaddisznó szaporodásbiológiájának összehasonlítására vizsgáltam a termékenységi arányt, a megtermékenyülési (vemhesülési) arányt, az embriószámot, születési számot (alomszámot), illetve a felnevelt szaporulat arányát. Ugyanakkor a szaporodási együtthatókat a kor és a kondíció függvényében is elemeztem, hisz az egyes korcsoportok ilyen jellemzői erősen eltérhetnek egymástól (Faragó és Náhlik 1997). Ennek érdekében a vadászidényen belül a június 1 – január 31 időszakban, illetve a nyári vadkárrelhárító vadászatok során elejtett nőnemű egyedekből a következő szerveket gyűjtöttem be: méh, petefészkek, vese, vesezsír, alsó állkapocs.

A kor becslése. Két éves korig, a teljes maradó fogazat kialakulásáig, a fogzás és fogváltás alapján egyértelműen megállapítható a vaddisznó kora (Kőhalmy 1999). Két éves kor után a kor becslésére cementréteg számlálást végeztem Aitken (1975) módszerével: ehhez az előzetesen lefagyasztott M1-es utózápfogat az alsó állkapoccsal együtt satuba fogtam, és finom fogazatú fémfűrészszel transzverzálisan, a fog függőleges középvonalától kissé előbbre, kettévágtam. A hátsó, hosszabb fogrészt az állkapocsból véső segítségével kiemeltem, majd a vágási felületet három különböző finomságú (200-as, 600-as, 1000-es) nedves csiszolópapíron körkörös mozdulatokkal simára csiszoltam. Olyan esetekben, mikor a fog függőleges középvonalától sokkal előbbre sikerült a transzverzális vágás, a csiszolópapíros polírozás előtt 600-as csiszolókoronggal eltávolítottam a fölösleges részeket. Az M1-es fog gyökérívén készített csiszolatokat glicerinnel bevontam, majd felső megvilágítású 10-30-as nagyítású sztereó mikroszkóp alatt megszámláltam a cementrétegeket. A vaddisznó korát években kifejezve a csiszolaton számolt fehér zónák száma adja (Aitken 1975). Amennyiben nem sikerült a transzverzális vágás vagy a csiszolat, a folyamatot megismételtem a másik oldali M1-es foggal.

Kondíció becslése. A kondíció megállapítására vesezsír-index számítást végeztem. Ehhez megmértem valamely oldali vese, és a vese körüli zsír tömegét digitális mérlegen, 1 gramm pontossággal. A vesezsír-indexet Caughley és Sinclair (1994) módszerével számoltam:

$$VZSI = \frac{\text{vese körüli zsírtömeg (g)}}{\text{vese tömege (g)}}$$

Sárgatest- és embriószámlálás, illetve mérlegelés. A teljes szaporodási rendszer makroszkópos vizsgálatát végeztem el. A sárgatestek számát a petefészkek többsikű átmetszésével állapítottam meg. Az embrionális fejlődés előrehaladott szakaszaiban már magzatokat is számoltam. Az 1

grammos pontosságú digitális mérleggel mérhető magzatok esetében mérlegeltem a teljes vehem tömegét, amiből számítottam a magzatok átlagos tömegét. Azon magzatok esetében, amelyeknél az ivar makroszkópos vizsgálattal meghatározható, a hím- és nőivarú magzatok tömegét elkülönítve is mérlegeltem.

Vemhesülési arány becslése. Mivel a nyári vadkárelhárító vadászatok során is fordultak elő vemhes egyedek, a vemhesülési arányszám becslésére a vadászidényen belül, a hagyományos bűgási (október 1 – február 15) időszakban lőtt, vemhesülésre utaló jeleket mutató (sárgatest, embrió) nőnemű egyedek számát viszonyítottam az ugyan ezen időszakban elejtett potenciálisan termékeny, nőivarú egyedek számához. A potenciálisan termékeny nőivarú egyedek száma megegyezik azon korosztályokba tartozó egyedek számával, amelyeknél a reprodukcióban való részvételre utaló jeleket találtam.

Az embrió (magzat) szám becslése. A vadászidényen belül, június 1 – február 15 időszakban, illetve a nyári vadkárelhárító vadászatok során lőtt nőnemű egyedek magzat (embrió) számát állapítottam meg oly módon, hogy a méhet felboncolva megszámláltam a magzatokat.

A méhen belüli veszteségek becslése. A magzatok száma az esetek nagy részében kisebb, mint a sárgatestek száma. Ez a méhen belüli mortalitások következménye. Számszerűen százalékban szokás kifejezni a következő módon: $100 * (\text{sárgatestek száma} - \text{magzatszám}) * 100 / \text{sárgatestek száma}$ (Mauget 1972; Abaigar 1992).

A születési szám becslése. A vadászidény végén, január 15 – február 15 időszakban lőtt nőnemű egyedek magzat (embrió) számát állapítottam meg. Feltételeztem, hogy a vemhességnek ebben a szakaszában a vetélések valószínűsége minimális, így a magzatszám jól közelíti a születési számot (Chapman 1974).

Születéskori ivararány becslése. A teljes mintagyűjtési időszak során rögzítettem a magzatok nemét, amennyiben a fejlődés azon szakaszában voltak, mikor az ivar már egyértelműen megállapítható. A születéskori ivararány becslésénél figyelembe vettem az összes olyan magzatot, amelynek a neme már megállapítható, feltételeztem ugyanis, hogy az esetleges magzati elhullások nem függenek az ivartól.

Fogamzás és ellések idejének becslése. 120 napos vemhességi idővel számolva (Mauget 1972; Vericad 1983; Faragó 1999), a magzatok korát (T) napban kifejezve Vericad (1983) képletével számoltam:

$$T = \frac{P_s^{1/3} + 2,3377}{0,097}$$

ahol, P_s a vehemben található magzatok átlagos tömege, grammal. Az elejtés idejének és a magzatok becsült korának ismeretében meghatároztam a fogamzások, illetve az ellések idejét.

3.3.5. Adatfeldolgozás és értékelés módszertana

A kutatás során több típusú adat feldolgozása volt szükséges. A mozgáskörzet és aktivitás esetében a GPS nyakörvek által küldött adatokat kellett feldolgozni, míg a szaporodásbiológiai vizsgálatoknál az adatlapok feldolgozását végeztem el.

A GPS adatok feldolgozása

Az adatok fogadása saját földi vevő egység (Ground Station) alkalmazásával történt. A nyers GPS adatok rövid szöveges üzenet (Short Message Service – SMS) formájában, a nyakörvek gyártója által meghatározott GDF kiterjesztésű felület fájl, illetve DBF kiterjesztésű adatbázis fájl formátumban érkeztek. Ezen formátumok egyike sem alkalmas közvetlenül feldolgozásra az általam használt térinformatikai szoftverekkel. Az első alapvető probléma az adatok WGS84 vetületi rendszerben való beérkezése. Ezért az adatok feldolgozása során az SMS-üzenetben fogadott dbf kiterjesztésű fájlokat Microsoft Excel program segítségével mentettem txt kiterjesztésű tabulátorral elhatárolt szöveg (tab delimited text) fájl formátumba. Ezt a kiterjesztést kezelni képes a Quantum GIS szoftver, amelynek segítségével a WGS84 vetületi rendszerben fogadott adatokat átalakítottam romániai, Stereo70 vetületi rendszerbe. További elemzéseket az ArcView 3.2 programmal, valamint a Microsoft Excel programmal végeztem. A habitathasználat elemzésére CORINE Land Cover 2000 élőhelytérképet alkalmaztam. A mezőgazdasági kultúrák használatához a digitális alapot az Országos Kifizetési Ügynökség (APIA) tematikus, raszteres térképe szolgáltatta. Az tanulmányozott erdőket és az afferens pufferezónákat ArcGis-ben digitalizáltam a további számítások érdekében. Az elemzésre itt az SPSS statisztikai programot használtam. Az otthonterületet a nemzetközi szakirodalomban elfogadott Kernel Home Range (KHR), valamint Minimum Konvex Poligon (MKP) módszerrel számítottam ki.

A szaporodásbiológiai adatlapok feldolgozása

A vehemminták feldolgozása során az adatlapokat kézzel töltöttem ki. Az adatfeldolgozás első fázisában az összes rögzített adatot felvezettem Microsoft Excel dokumentumba. Az Excel

dokumentumokat az SPSS program képes kezelni. Statisztikai feldolgozás során vizsgáltam a sárgatest szám és a magzatszám közötti összefüggéseket. Továbbá vizsgáltam a koca kora és kondíciója, valamint a születési arányszám közötti összefüggéseket. Megvizsgáltam, hogy a nőnemű egyedek kora és kondíciója befolyásolja-e a magzat ivarát, ezzel együtt vizsgáltam a kondíció korral történő változását. Az említett vizsgálatokat mindkét kutatási területről begyűjtött minták esetében elvégeztem, valamint a kutatási területek adatait egymáshoz is hasonlítottam.

Statisztikai adatfeldolgozás

Korreláció és regresszió számítását használtam a különböző módszerekkel számított mozgáskörzetek havi és évszakos összefüggései, a napszakok hossza és az óránként átlagosan megtett utak, a havonta óránként átlagosan megtett utak, és a különböző módszerekkel számított mozgáskörzet kiterjedése, az évszakos napi átlagos helyváltoztatás és a mozgáskörzetek, valamint koca kora és a sárgatestek, illetve a magzatszám összehasonlítására.

Nem parametrikus Spearman korrelációs számítását használtam a pontok gyakorisága és a mezőgazdasági parcellák távolsága, illetve az átlagos parcellaméret kapcsolatának vizsgálatára.

Egytényezős varianciaanalízist (ANOVA) alkalmaztam az egyes napszakokban tapasztalt aktivitás, az egyes egyedek által havonta óránként átlagosan megtett utak, a két élőhelyről származó minták korosztályi eloszlása, vesezsírindexek átlagértékei, a két élőhelyen tapasztalt embrionális mortalitás átlagértékei, a január 15 – február 15 időszakban és az említett időszakon kívül elejtett kocák átlagos magzatszama, valamint a magzatok ivaronkénti átlagos tömeg értékeinek az összehasonlítására. Páros T-próbát alkalmaztam a különböző élőhelyek magzati ivararányának összehasonlítására. Kétmintás T-próbát használtam a különböző élőhelyekről származó kocák átlagos sárgatestszám- és magzatszám-értékek összehasonlítására. A különböző élőhelyek vemhesülési arányszámának összehasonlítását nem paraméteres rangokon alapuló Kruskal-Wallis teszttel végeztem el.

A hajtások periódusában tapasztalt zavarás-tényezők és a napi elmozdulás kapcsolatának tanulmányozására páros mintás Kruskal-Wallis tesztet és független mintás t-próbát alkalmaztam. Minden statisztikai elemzést $\alpha = 0,05$ szignifikancia szinten végeztem.

4. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

4.1. A vaddisznó mozgáskörzete és aktivitása

A GPS nyakörvek által szolgáltatott adatok az eltérő vizsgálati időszakok, különböző korú és ivarú megjelölt egyedek, valamint az eltérő élőhelyek okán statisztikailag nem hasonlíthatók össze. Ugyanakkor Románia területén ezidáig hasonló nyomkövetéses vizsgálatok nem történtek a növényevő és mindenevő fajok esetében, ezért jelen kutatás által szolgáltatott adatok hiánypótlók, és az eredmények részben értelmezhetők a nemzetközi szakirodalom tükrében.

Ugyanakkor egy új eszköz a jövőbeli kutatásokhoz, amelyek az egyes vadfajok által generált vadkárokat és ezek kompenzációs rendszerét hivatottak vizsgálni. Nem szabad elfelejtsük, hogy legalábbis Erdély viszonylatában még adósok vagyunk a nagyragadozók, de leginkább a medve által okozott károk mechanizmusának tisztázásával.

4.1.1. Minimum Konvex Poligon módszerrel

Habár az MKP módszerrel számított mozgáskörzet tartalmaz olyan területrészeket is, ahol a vizsgált egyed a kutatási időszak során soha nem fordult meg, mégis lényeges információtartalommal bír. Nagyobb akadályt a megjelölt példányok szabad mozgásában csak a síkvidéki területen találunk, a Duna folyam és az Olt folyó képében, de ezek csak két irányban érezhetők. Az elérhető élőhelyek alkalmasak a vaddisznó számára, a populációsűrűségek exponenciális növekvő tendenciát mutatnak, az állományok az élőhelyek eltartóképessége alatt vannak. A sűrűségtől függő tényezők tehát nem befolyásolhatják a vaddisznó területhasználatát a vizsgálati területek egyikén sem. Egyes egyedek területhasználatát elemeztem, azonos módszerrel napi, havi, évszagos és éves viszonyban. Ezzel a módszerrel a területhasználat időszakos változásai kimutathatók.

Havi mozgáskörzet elemzése legkisebb konvex befoglaló terület (MKP) módszerrel

A teljes vizsgálati időszakot figyelembe véve, a vizsgálati területtől függetlenül megállapítható, hogy a legnagyobb kiterjedésű mozgáskörzet a befogás, illetve szabadon bocsátás, vagy az azt követő hónapban adódott minden egyes példánynál. Ez a jelenség azzal sem volt összefüggésben, hogy a befogás az év milyen periódusában történt. A befogás, illetve szabadon bocsátás időszaka

körüli megnövekedett mozgáskörzet az év többi időszakában semmiféle tényező hatására nem volt tapasztalható (14. táblázat). A jelölés mozgáskörzet növekedésére kifejtett hatásának bizonyítéka a síkvidéken jelölt kan süldő (09777SAM1) adatsora is. Ez a példány ugyanis 2013 október 30 és 2014 november 13 közötti időszakban, 380 napon át volt sikeresen nyomon követve. A 2013 évi novemberi mozgáskörzete 708 ha, míg a 2014 novemberi 13 nap alatt fogadott 302 GPS pozíció alapján csak 233 ha volt. Ezért az adatok értelmezése során az említett időszakokban mért mozgáskörzeteket nem veszem figyelembe. A fennmaradó adatok alapján, a síkvidéken megjelölt 2 süldő (11699SaF1; 09777SaM1) mozgáskörzete egy év során hullámzó, és három csúccsal jellemezhető ivartól függetlenül. A 3 csúcs január, május és december hónapokra esik. A mozgáskörzetek kiterjedése eltérő, háromszor kisebb a kan süldőnél, mint a kocánál. Mindkét süldő esetében a vizsgálati periódus minimális mozgáskörzete április hónapban fordult elő (251, illetve 222 ha). Ugyanazon az élőhelyen jelölt ivarérett kan (11701AM2) esetében csak 2013 június – 2014 január időszakból sikerült adatokat gyűjtenem. A befogás és szabadon bocsátás hónapjának adatait figyelmen kívül hagyva a süldő korosztálynál tapasztalt decemberi csúcs helyett egy hónappal korábban, novemberben tapasztaltam kiugró mozgáskörzetet.

Hegyvidéki területen a mozgáskörzet havi alakulásának egyértelmű mintázatát nem sikerült kimutatni. A jelölt ivarérett koca (11702AF1) a vizsgálati időszak legnagyobb részében olyan területrészekben tartózkodott, ahol nincsen mobiltelefon hálózat lefedettség. Így a nyakörv által rögzített adatok közvetítése nagyon hiányos volt. Említésre méltó azonban, hogy a befogás, illetve szabadon bocsátás hónapjának adatait figyelmen kívül hagyva két csúccsal jellemezhető a havi mozgáskörzet alakulása. Ez a két csúcs közel azonos kiterjedésű (800 ha körüli) és január, valamint augusztus hónapokra esik.

Az ugyancsak hegyvidéken jelölt ivarérett kan esetében (11699AM1) a befogás, illetve szabadon bocsátás hónapjának mozgáskörzete nagyobb, mint a vizsgálati időszak legtöbb havi adata, de sokkal kisebb, mint a jelölést követő hónap mozgáskörzete. A jelölést követő hónapban egy több napig tartó, és nagy területre kiterjedő kóborlás produkált. Az áprilisi mozgáskörzet 7400 ha körüli, míg a kutatási időszak hátralévő részében havonta kevesebb, mint 1000 ha területet járt be.

14. táblázat – A vaddisznó havi mozgáskörzete MKP módszerrel (ha)

MKP	11699SaF1	09777SaM1	11699AM1	11701AM2	11702AF1
január	1831,15	572,07			834,74
február	1065,48	319,21			
március	1328,96	282,54	2449,09		2531,44
április	250,76	222,18	7413,15		342,28
május	1900,51	625,44	938,39		177,52
június	367,8	440,55	279,11	11693,07	
július	415,34	538,56	422,49	3518,17	
augusztus	368,35	396,16	638,04	827,13	809,72
szeptember		320,02		884,68	223,41
október		280,18		779,85	281,97
november	4949,92	708,24		1536,05	98,3
december	1949,95	585,88		753,39	28,96

Félkövér betűtípussal kiemelt értékek: a befogás, illetve szabadon bocsátás hónapjának adatai

Évszakonkénti mozgáskörzet elemzése legkisebb konvex befoglaló terület (MKP) módszerrel

Az évszakokat a naptári felosztás szerint értelmeztem. Így tavasz: március 1 – május 31; nyár: június 1 – augusztus 31; ősz: szeptember 1 – november 30 míg a tél: december 1 – február 28 (29). Az összes jelölt példány esetében jellemző a befogás és szabadon bocsátás időpontjának oly mértékű mozgáskörzetet növelő hatása, hogy az az évszakos adatokban is megmutatkozik. A megjelölés évszakában nagyobb a mozgáskörzet. Egész év során 1000 ha alatti évszakos mozgáskörzetet találtam egy síkvidéki kan süldőnél (09777SAM1), míg a többi jelölt egyed évszakos mozgáskörzete esetenként több ezer ha is volt (15. táblázat). A síkvidéken jelölt süldők esetében (09777SAM1; 11699SAF1) a mozgáskörzet hasonló évszakos alakulása figyelhető meg, a kiterjedés azonban eltér. A nyári időszakban jellemző a legkisebb mozgáskörzet, míg a legnagyobb a tavaszi és őszi időszakokban. A téli mozgáskörzet az őszi-tavaszi maximális, és a nyári minimális kiterjedések közötti. Az évszakos változások hasonló mintázata ellenére a koca süldő mozgáskörzete a nyár kivételével 3 – 5,5-ször nagyobb, mint az azonos korú kan süldőé.

Az ugyancsak síkvidéken jelölt ivarérett kan (11701AM2) esetében a nyári tapasztalt mozgáskörzetet nagy mértékben befolyásolta a jelölés. Az első két hónap, június és július adatai 11700, illetve 3500 hektár körüliek, azonban az augusztusi már csak 827 ha. Ez utóbbi nagyságrendű kiterjedés volt jellemző az ősz első két hónapjában is. A valós nyári mozgáskörzet nagyságrendje a kapott érték alatt lehet. Téli mozgáskörzetet csak a decemberi adatok alapján tudtam meghatározni, mivel a jelölt egyed január első napjaiban vadászat során terítékre lett

hozva. Ugyanakkor a decemberi mozgáskörzet az egész kutatási időszak alatti minimális kiterjedésű. Ez az eredmény arra utal, hogy a kifejlett kan korosztály esetében kisebb a téli mozgáskörzet a nyárinál.

A hegyvidéken jelölt kan (11699AM1) esetében a jelölést követő két hónap mozgáskörzete rendkívül nagy kiterjedésű, de a harmadik (május) hónapra a használt terület normalizálódni látszik. A nyomkövetés első három hónapja az alkalmazott módszertan szerinti tavaszi időszak. A jelölés minden bizonnyal oly mértékű mozgáskörzet növekedést okozott, hogy az az évszakos adatokat is befolyásolta. Mindazonáltal a tavaszi periódus utolsó hónapjának normalizálódott területhasználata 938 ha volt, ami nagyobb az összes nyári hónap mozgáskörzeténél. Tehát a hegyvidéken jelölt ivarérett kan esetében is nagyobb a tavaszi mozgáskörzet a nyárinál. Őszi és téli adatom nem áll rendelkezésre, mivel a nyári időszakban a kertekben és mezőgazdasági kultúrákban okozott károk, valamint a nyakörv meghibásodása okán a jelölt példány elejtésre került.

Az ugyancsak hegyvidéken jelölt koca esetében a jelölést követő hónapok adatai minimális kiterjedésűek, azonban földrajzilag semmilyen mértékű átfedés nincs az egymást követő három tavaszi hónap élőhelyhasználata között. Így a MKP módszerrel számított tavaszi mozgáskörzet rendkívül nagy. A jelölés hónapjában tapasztalt, és annak hatására megnövekedett mozgáskörzetnek kb. háromszorosa (2531 ha március; 7656 ha tavasz). A nyári időszakból június – július hónapok során nem sikerült adatokat rögzítenem. A nyári mozgáskörzetet gyakorlatilag az augusztus hónapi adatokból állapítottam meg. Ez nagyobb a jelölés hónapján kívüli két tavaszi hónap mozgáskörzeténél. Ugyanakkor, az őszi mozgáskörzet lényegesen lecsökkent a nyárihoz viszonyítva. A három őszi hónap területhasználata térben szinte teljes mértékben átfedésben van, és az összkiterjedése kb. 483 ha. A téli időszakban, december hónap folyamán, egy ideiglenes élőhelyváltás következtében a mozgáskörzet kiterjedése a nyáron tapasztalt nagyságrendre növekedett (nyár = 810 ha; tél = 848 ha).

15. táblázat – A vaddisznó évszakos mozgáskörzete MKP módszerrel

Nyakörv azonosító	Tavaszi		Nyár		Ősz		Tél	
	Ha	Pozíciók	Ha	Pozíciók	Ha	Pozíciók	Ha	Pozíciók
SAM1_09777	796,75	2168	559,49	2036	891,26	2513	714,03	2149
SAF1_11699	3396,44	2199	561,68	2027	4949,92	526	2135,52	2160
AF1_11702	7655,85	269	809,72	139	482,75	189	847,67	140
AM2_11701			11752,94	2088	1657,79	1781	753,68	807
AM1_11699	8656,59	2018	1245,68	1972				

Félkövér betűtípussal kiemelt értékek: a befogás, illetve szabadon bocsátás évszakának adatai

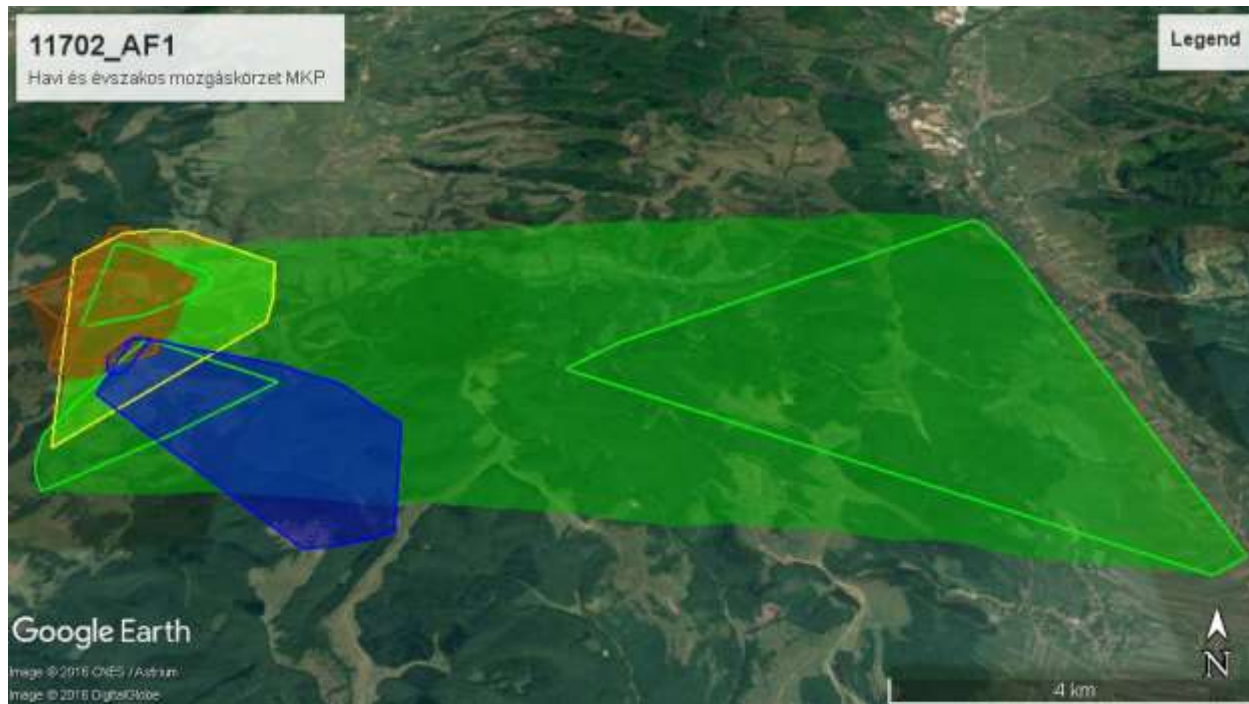
Fischer et al. (2004) egy Franciaország és Svájc területére kiterjedő medencében, június – szeptember időszakban, lényegesen kisebb mozgáskörzeteket mértek (1 kan malacnál 50 ha; 3 kocánál 130, 160, valamint 420 ha). Németországban 14 koca süldő átlagos mozgáskörzete az évszakok átlagára számítva 510 ha, 16 egy évnél idősebb koca esetében 370 ha volt (Keuling et al. 2008a). Ugyancsak az évszacos adatokból számított átlag kiterjedést ad meg egy olaszországi tanulmány is, ahol 10 koca átlagos szezonális mozgáskörzete 245 ha volt (Massei et al. 1997). Jelen kutatás során, az összes évszak mozgáskörzetéből számított átlagos szezonális terület minimuma a síkvidéken jelölt kan süldő esetében adódott, s ez 740 ha.

Éves mozgáskörzet elemzése legkisebb konvex befoglaló terület (MKP) módszerrel

A teljes vizsgálati periódus összesített adatai arra utalnak, hogy az ivarérett példányok mozgáskörzete élőhelytől és ivartól függetlenül nagyobb a süldő korosztályénál (16.táblázat). Az ivarérett egyedek esetében a kanok nagyobb, éves mozgáskörzete is bizonyítottnak tűnik a kocákéhoz képest. A süldő korosztálynál azonban meglepően nagy eltérést tapasztaltam az azonos korú, ugyanazon időszakban, ugyanazon élőhelyen befogott két egyed éves mozgáskörzete között, a koca javára. A két vizsgált egyed élőhelyhasználata közötti alapvető különbség az, hogy míg a koca süldő próbálta felfedezni és belakni az új élőhelyét, addig a kan néhány nap alatt visszatalált a befogás helyére és az egész vizsgálati időszakban a születési helyén tartózkodott. A mozgáskörzet kiterjedését tehát ezen két egyed esetében egyértelműen az élőhelyi jellemzők befolyásolták.

Ugyanakkor, amennyiben a jelölés időszakának mozgáskörzetét nem vesszük figyelembe, a fenti megállapítások már nem érvényesek. Az ivarérett kanok a jelölést követő két hónap vándorlásai után viszonylag kis kiterjedésű (1700 ha körüli) területet használtak, élőhelytől függetlenül. Ennél nagyobb a hegyvidéken jelölt ivarérett koca, valamint a síkvidéken jelölt süldő koca mozgáskörzete is.

A hegyvidéken jelölt koca mozgáskörzetének mintázata a jelölést követő időszakban folyamatos élőhelyváltásokkal jellemezhető (4. ábra).

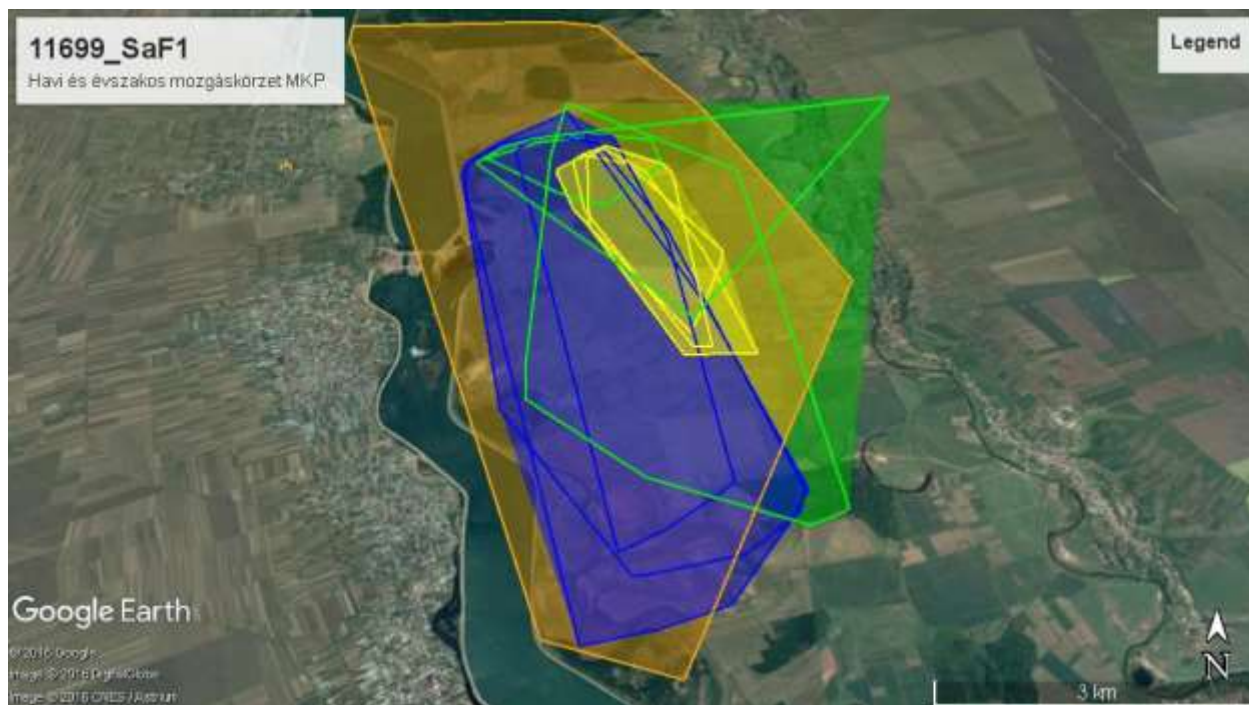


4. ábra – A 11702AF1 azonosítójú ivarérett koca havi és évszakos mozgáskörzete MKP módszerrel
Zöld: Tavasz; Sárga: Nyár; Barna: Ősz; Kék: Tél

A jelölést követő első három hónap élőhelyhasználata között egyáltalán nincs földrajzilag átfedés. A május hónapban használt mozgáskörzet teljes mértékben része a nyári, valamint az őszi élőhelynek is. A nyári és őszi időszakban használt terület között nagymértékű átfedés van, és a télen használt terület bázisa is a nyári – őszi élőhelyen belül van. Télen viszonylag nagy eltávolodások tapasztalhatók az aktivitási centrumoktól, de ezek csak ideiglenesek. Az időszakos eltávolodások valószínűsíthetően (vadászati) zavarás hatására következnek be. A tavaszi élőhelyváltások is feltételezhetően zavarással magyarázhatók, ugyanis az ebben az időszakban használt területek nagy része extenzív állattartás által hasznosított legelő. Így a hegyvidéken jelölt ivarérett koca viszonylag nagy szezonális mozgáskörzete az időszakos élőhelyváltásokkal, illetve a különböző zavaró tényezőkkel magyarázható.

A síkvidéken jelölt süldő korú koca mozgáskörzetében folyamatosan átfedések tapasztalhatók az egymást követő hónapok, illetve évszakok között (5. ábra). Az őszi – jelölés hónapjában használt – mozgáskörzet magába foglalja teljes mértékben a nyári élőhelyet, és nagy mértékben a tavaszt, illetve télit. A mozgáskörzet, évszakok szerint, földrajzilag ugyanazon a helyen időszakosan beszűkül, illetve megnövekedik. Nem jellemzők az élőhelyváltások. A mozgáskörzet időszakos változásai elsősorban a források eloszlásával lehetnek összefüggésben, és ezek ingadozása

eredményez viszonylagosan nagy éves mozgáskörzetet. Ugyanakkor téli időszakban a síkvidéki élőhelyen is tapasztalható a vadászati zavarás mozgáskörzet növekedésére kifejtett hatása.



5. ábra – A 11699SaF1 azonosítójú koca süldő havi és évszakos mozgáskörzete MKP módszerrel
Zöld: Tavasz; Sárga: Nyár; Barna: Ősz; Kék: Tél

Az ugyancsak síkvidéken jelölt süldő korú kan (09777_SaM1) esetében a jelölést követő néhány nap adatait eleve figyelmen kívül hagytam, ugyanis ez csak a szabadon bocsátás helyétől a befogás helyére való visszatérést dokumentálja. A teljes vizsgálati időszak alatt (több mint egy év, 380 nap) soha nem hagyta el a befogás előtti élőhelyét. Így a jelölés hónapjának adatait figyelmen kívül hagyva sincs számottevő eltérés az éves mozgáskörzetben. Mindazonáltal, az összes jelölt egyed közül, ennél a példánynál tapasztaltam a legkisebb éves mozgáskörzetet.

16. táblázat – A vaddisznó éves mozgáskörzete MKP módszerrel (ha)

Nyakörv azonosító	SAM1_09777	SAF1_11699	AF1_11702	AM2_11701	AM1_11699
Érvényes pontok száma (db)	9065	6926	737	4684	3991
Teljes vizsgálati időszakban MKP módszerrel mért mozgáskörzet (ha)	1127,76	6230,76	8688,76	12001,14	9462,76
Érvényes pontok száma (db)	8866	6834	580	4662	3989
Jelölés által nem befolyásolt MKP módszerrel mért mozgáskörzet (ha)	1077,64	4012,80	2195,13	1671,77	1764,85

A jelölés hónapjának adatait is tartalmazó adatsor alapján számított éves mozgáskörzetek illeszkednek az olyan eredményekhez, melyek szerint a kanok mozgáskörzete nagyobb, mint a

kocáké (Janeau és Spitz 1984; Saunders és Kay 1996; Russo et al. 1997; Saïd et al. 2012). Ugyanakkor, a mozgáskörzetek sokkal nagyobb kiterjedésűek, mint a legtöbb idézett tanulmányban. Az egyetlen kivételt Janeau és Spitz (1984) eredményei képezik, melyek szerint az éves átlagos mozgáskörzet kocáknál 4000-6000 ha, kanoknál 12000-15000 ha. Már a szakirodalmi összehasonlítás előtt egyértelművé vált, hogy a jelölés hatására tett kóborlások az éves mozgáskörzetre is kihatnak. A jelölések hónapjainak adatait, valamint az ivarérett kanok esetében a jelölést követő két hónap adatait figyelmen kívül hagyva a MKP módszerrel számított mozgáskörzetek kiterjedései normalizálódtak. A jelölés által nem befolyásolt éves mozgáskörzetek is nagyobbak, mint a különböző korosztályú kocáké Németországban (süldőknél 1185 ha, N=7; idősebb kocáknál 770 ha, N=9), Olaszországban (455 ha, N=4), vagy Franciaországban, ahol 3 koca éves mozgáskörzete 760 és 960 ha között adódott (Massei et al. 1997; Baubet et al. 1998; Keuling et al. 2008a). Kanok esetében Olaszországban mértek egy évben kisebb, következő évben saját eredményeimhez hasonló éves mozgáskörzeteket (Massei et al. 1997). Olyan vizsgálatok esetében, ahol a hajtóvadászatok által okozott zavarás mozgáskörzetre kifejtett hatását vizsgálták, a hajtások eredményeként megnövekedett mozgáskörzet is átlagosan 719,67 ha ($SD=\pm 92,92$ ha) volt kocáknál, és 976,47 ha ($SD=\pm 175,85$ ha) kanoknál (Saïd et al. 2012). Ezek a mozgáskörzetek is kisebbek a saját vizsgálataim során tapasztaltaknál.

4.2.2. Kernel Home Range módszerrel

A KHR mozgáskörzet számítási módszer felhasználásával némiképp finomítani lehet a területhasználatra vonatkozó következtetéseket. Nagy előnye a MKP módszerhez képest, hogy nagyszámú GPS pozíció esetén, a KHR módszerrel körül határolt terület nem tartalmaz olyan részeket, ahol a jeladóval felszerelt egyedek soha nem fordultak elő. Kevés pozíció esetében viszont tapasztalataim szerint a fenti megállapítás nem helytálló. Ezért napi mozgáskörzetet nem is számítottam ezzel a módszerrel, mert csak a nappali pihenőhelyek kiemelését eredményezte. Az egyes napok területhasználatának elemzésére nem bizonyult alkalmasnak.

A legáltalánosabban elterjedt valószínűségi változók közül a 90% mellett döntöttem, hisz tapasztalataim szerint ez egy olyan érték, ahol a használt területnek sem túlbecslése sem pedig alábecslése nem számottevő. Az alábbiakban használt KHR90% tehát a olyan területeket jelöl körül, amelyben a követett egyed 90% valószínűséggel előfordult a vizsgálati időszakban

Havi mozgáskörzet elemzése Kernel módszerrel

Alapvető különbség a MKP és KHR90% módszerekkel számított mozgáskörzetek között, hogy az utóbbi esetében a hegyvidéken jelölt ivarérett kan kivételével a jelölés csak az első hónap területhasználatát tűnik befolyásolni (17. táblázat).

A síkvidéken jelölt koca süldő (11699_SaF1) esetében a KHR90% módszere megerősíti a havi mozgáskörzet MKP módszerrel meghatározott mintázatát. Jellemző az év során a három csúcsú hullámzó mozgáskörzet január, május és december hónapokban. A kan süldő esetében (09777_SaM1) a MKP módszerrel számított három csúcsból csak kettő egyértelmű. Ezek a januári és májusi mozgáskörzetek. Decemberben a tél végi – tavasz eleji hónapok adataihoz hasonló mozgáskörzetek voltak jellemzők. Általánosságban a síkvidéki kan süldő KHR90% módszerrel számított havi mozgáskörzete az év során kiegyenlített. A síkvidéki koca süldő KHR90% módszerrel számított minimális havi mozgáskörzete nem a MKP módszerrel számított áprilisi hónapban volt, hanem augusztusban, de az áprilisi hónap eredménye a második legkisebb a vizsgálati periódusban. A KHR90% módszer megerősíteni látszik az áprilisi elléseket és a malacnevelés első szakaszát.

Az ugyancsak síkvidéken jelölt ivarérett kan (11701_AM2) esetében a KHR90% módszer is megerősíti a MKP módszerrel számított novemberi csúcsot a mozgáskörzet havi alakulásában. A novemberi megnövekedett mozgáskörzet a bűgási időszakokkal lehet összefüggésben.

A hegyvidéken jelölt ivarérett koca (11702_AF1) KHR90% módszerrel számított havi mozgáskörzete – a jelölés hónapját figyelmen kívül hagyva – egy kiugró januári csúccsal jellemezhető. Januári kiugró mértékű mozgáskörzetet a MKP módszer is jelzett. Ez a tény arra utal, hogy ebben az időszakban olyan hosszabb ideig tartó élőhelyváltás történt, amelyet a KHR90% módszer már nem szűr ki. Az adatok részletes elemzése azonban rámutatott, hogy a januári élőhelyváltás ideiglenes, mert a MKP módszerrel számított augusztusi nagyobb mozgáskörzetet a KHR90% módszer nem igazolta. Augusztus hónapban rövid ideig tartó olyan eltávolodások történtek, amelyek után a jelölt egyed visszatért a mozgáskörzet központi részeire. Az élőhelyhasználat ilyen mintázata rövid ideig tartó zavarásra utal.

A hegyvidéken jelölt ivarérett kan (11699_AM1) KHR90% módszerrel számított havi mozgáskörzetének alakulása hasonló a MKP módszer eredményeiéhez. A jelölés hónapjának viszonylag nagy mozgáskörzetét a következő hónapban egy még nagyobb követte. Ez a jelölés

utáni kóborlásokkal magyarázható. A kóborlásokkal jellemezhető jelölést követő első két hónap után, mindkét módszerrel számított mozgáskörzet lényegesen lecsökkent a kutatási időszak hátralévő részében. Május – augusztus időszakban a havi mozgáskörzet MKP módszerrel 1000 ha alatti, KHR90% módszerrel maximum 60,21 ha. A KHR90% módszerrel számított havi mozgáskörzet ilyen kiterjedése és nagyságrendje a kutatási időszak alatt nem fordult elő más jelölt egyednél semelyik élőhelyen. A több havi mozgáskörzet aktivitási centrumai lakott területek közelében voltak mezőgazdaságilag művelt területeken, illetve belterületeken található veteményeskertekben. Ez olyan mértékű habituálódást jelez, ahol már az emberi zavaró tényezőknek nincs hatásuk a mozgáskörzet növekedésére.

17. táblázat - A vaddisznó havi mozgáskörzete KHR90% módszerrel (ha)

KHR90%	11699SaF1	09777SaM1	11699AM1	11701AM2	11702AF1
január	407,27	77,31			619,21
február	212,59	52,20			
március	175,44	57,11	245,66		1535,75
április	36,41	41,35	849,53		140,87
május	230,86	102,53	60,21		154,27
június	143,71	33,30	20,03	2969,29	
július	65,01	31,10	24,09	363,58	
augusztus	32,32	40,94	27,67	44,66	137,73
szeptember		16,49		73,72	135,73
október		45,19		237,77	57,15
november	149,56	94,39		608,09	36,85
december	341,11	55,89		28,51	9,39

Félkövér betűtípussal kiemelt értékek: a befogás, illetve szabadon bocsátás hónapjának adatai

Évszakonkénti mozgáskörzet elemzése Kernel módszerrel

A jelölésnek, a KHR90% módszerrel számított évszakos mozgáskörzet növekedésére kifejtett szerepe a süldő korosztály esetében nem egyértelmű. A kezdeti kóborlások véletlenszerűek lehetnek, ugyanis a pozíciók nagy részét a KHR90% módszer kiszűri. Az ivarérett példányok esetében a jelölés hatása a szezonális mozgáskörzetre a KHR90% módszerrel is kimutatható. Valószínű, hogy a fiatal egyedek rugalmasabban, az ivarérett példányok nehezkesebben alkalmazkodnak új élőhelyekhez.

A síkvidéken jelölt kan süldő (09777_SaM1) KHR90% módszerrel számított évszakos mozgáskörzete a kutatási periódusban általában 100 ha alatti volt, májusban is csak 102,5 ha. A KHR90% módszerrel számított szezonális mozgáskörzet alakulásának mintázata megegyezik a MKP módszer eredményeivel a kan süldő esetében, és hasonló a koca süldőéhez (11699_SaF1). A nyári legkisebb mozgáskörzet, valamint a nagyobb őszi – tavaszi általános, a téli esetében

tapasztható eltérés. Míg a kan süldő esetében a téli mozgáskörzet kiterjedése a nyári minimális és az őszi – tavaszi maximális között van, addig a kocánál ebben az időszakban minden más évszagnál nagyobb. A három téli hónapban a koca süldő mozgáskörzete viszonylag nagy, és földrajzilag is nagymértékűek az átfedések. A kiterjedés maximuma január hónapban tapasztalható, a februári is nagy az év többi hónapjához képest, de a januárinak csak a fele. Tehát egyrészt a téli előfordulások a mozgáskörzet különböző pontjain annyira gyakoriak, hogy azokat KHR90% módszer már nem szűri ki, másrészt a havonta használt területméret alakulásának mintázata a vadászati tevékenység jellegzetességeivel magyarázható. A szezonális mozgáskörzet alakulására jellemző a már a MKP módszerrel is kimutatott kiterjedésbeli különbség is a koca süldő javára. A koca süldő mozgáskörzete 1,5 – 5,6-szor nagyobb, mint a kan süldőé.

Az ugyancsak síkvidéken jelölt ivarérett kan (11701_AM2) esetében a nyári mozgáskörzet a jelölés által befolyásolt, ugyanis a kezdeti kóborlások után az augusztusi hónapban mért mozgáskörzet alatta van mindhárom őszi hónap adatainak. Az őszi időszak mozgáskörzetének kiterjedését a novemberi hónap adatai növelik meg lényegesen. Ezt a mintázatot mutatják a MKP módszer eredményei is. A téli időszak mozgáskörzete, legalábbis a vadászatok előtt, rendkívül alacsony. A teljes vizsgálati periódust figyelembe véve a decemberi hónap mozgáskörzete a legkisebb, MKP és KHR90% módszerrel egyaránt. A vadászat hatását a síkvidéken jelölt ivarérett kan mozgáskörzetére nem sikerült kimutatni, ugyanis a területen szervezett első – 2014 januári – vadászaton terítékre került. A jelölés zavaró hatását figyelmen kívül hagyva, a valós nyári mozgáskörzet kisebb lehet az őszinél, de nagyobb a vadászatmentes télinél.

Hegyvidéken jelölt ivarérett koca (11702_AF1) esetében a KHR90% módszer megerősít majdnem minden megállapítást, amit a MKP módszer alapján tettem. A tavaszi mozgáskörzet a jelölés által nagy mértékben befolyásolt; nyáron időszakos eltávolodások vannak az otthonterület központi zónáitól, ami zavaró tényezőkre utalhat. Az őszi mozgáskörzet a legkisebb, amit a legeltetés befejezésével és a vadászatok téli kezdetével lehet magyarázni. A téli mozgáskörzet különbözik a két területszámítási módszer eredményei szerint. Míg a téli mozgáskörzet kiterjedése a nyárihoz hasonló MKP módszerrel, addig a KHR90% módszer eredményei szerint a téli lényegesen nagyobb. Ez a tény megerősíti azt a feltételezésemet, miszerint téli időszakban ideiglenes élőhelyváltások következnek be – valószínűen zavarás hatására –, és ezek időtartama akkora, hogy a KHR90% módszer már nem szűri ki. Azon MKP módszer alapján tett

megállapításom is megerősítést nyert, hogy a vaddisznó hegyvidéki természetes környezetben az év során viszonylagos nyugalmat az őszi időszakban talál.

A hegyvidéken jelölt ivarérett kan (11699_AM1) esetében a MKP módszer eredményei alapján tett minden megállapításom megerősítést nyert KHR90% módszerrel is. A jelölés olyan mértékben befolyásolta az első két hónap mozgáskörzetét, hogy ez az évszakos adatokban is kimutatható; a jelölés utáni harmadik hónapra – ami a tavaszi periódus utolsó hónapja – véget értek a felfedező jellegű kóborlások, normalizálódott a mozgáskörzet, így a tavaszi időszakra a májusi adatok jellemzők lehetnek; a májusi adatok alapján számított tavaszi mozgáskörzet is nagyobb a nyárinál.

18. táblázat – A vaddisznó évszakos mozgáskörzete KHR90% módszerrel (ha)

Nyakörv azonosító	Tavaszi	Nyár	Ősz	Tél
SAM1_09777	84,50	28,25	99,32	72,89
SAF1_11699	253,52	78,19	148,80	412,41
AF1_11702	6157,48	137,73	47,97	391,75
AM2_11701		835,31	359,38	23,03
AM1_11699	451,50	49,70		

A KHR módszerrel számított nyári mozgáskörzet más kutatások esetében is kisebb nyáron (380; 530 ha), mint télen (1350; 1380 ha), de ezt a vadászatok zavaró hatásával magyarázták (Calenge et al. 2002). Ezek a mozgáskörzetek azonban mindkét időszakban a jelen kutatás eredményeinél nagyobbak. Ahol az összes évszak átlagos adatait közölték, koca süldőknél 285 ha-t, idősebb kocáknál 215 ha-t mértek (Keuling et al. 2008a). Saját évszakos adataim átlaga koca süldő korosztálynál 223 ha. Ez igen közel áll Keuling et al. (2008a) eredményeihez.

Éves mozgáskörzet elemzése Kernel módszerrel

A KHR90% módszer a véletlenszerű eltávolodásokat, illetve jelölés hatására tett kóborlásokat olyan mértékben kiszűri, hogy ezáltal a teljes vizsgálati periódus adatsorai értelmezhetők. Így a teljes adatsorok alapján KHR90% módszerrel végzett éves mozgáskörzet elemzések megerősítik a MKP módszerrel kapott eredmények kiértékelésénél tett elsődleges megállapításaimat (20. táblázat). A süldő korosztály mozgáskörzete kisebb, mint az ivarérett egyedeké, azonban az utóbbi csoportnál az ivari különbségek ellentmondásosak. Alapvetően a hegyvidéken jelölt példányok adatait szükséges kritikus módon értelmezni. Az ivarérett kan (11699_AM1) gyakorlatilag csak fél évig, két évszak során volt nyomon követhető, és a vizsgálati periódusban a fajra nem jellemző módon viselkedett. A jelölés és áttelepítés hatására tett nagy kiterjedésű

kóborlások után az otthonterülete többnyire a lakott területek közelében volt. Olyan mértékű emberhez szokást (habituálódást) mutatott, ami kizárja az emberi zavarás mozgáskörzetre kifejtett bármilyen hatását. Mindezt egy táplálékforrásokban nagyon gazdag időszakban és helyszínen tette, ugyanis nyári időszakban a települések szélén lévő mezőgazdasági területeken, illetve a lakosság veteményes kertjeiben okozott kártételeket. Az éves mozgáskörzet összefüggő, egy, a málnásfürdői andezitbánya felett található foltszerű preferált élőhely kivételével (6. ábra).



6.ábra – A 11699_AM1 azonosítójú ivarérett kan éves mozgáskörzete KHR90% módszerrel
Piros vonal: a KHR90% módszerrel számított mozgáskörzet kontúrja; Sárga kitöltés: a KHR90% területe.

Az ugyancsak hegyvidéken jelölt ivarérett koca (11702_AF1) adatai sem tipikusak. Ebben az esetben az alapadatok hiányosak a mozgáskörzet nagy részén teljességgel hiányzó mobiltelefon hálózati lefedettség miatt. A KHR90% módszer három szigetszerű, nagyobb előfordulási gyakorisággal jellemezhető területrészt emel ki (7. ábra).



7. ábra - A 11702_AF1 azonosítójú ivarérett koca éves mozgáskörzete KHR90% módszerrel
Piros vonal: a KHR90% módszerrel számított mozgáskörzet kontúrja; Sárga kitöltés: a KHR90% területe.

Ezek közül a 6. ábra jobb oldalán, a térkép keleti részén található foltban csak a jelölést követő időszakban fordult elő a disznó. Ez a rész gyakorlatilag a szabadon bocsátás helyszíne és környéke. A térkép nyugati részében található nagyobb kiemelt terület rész magába foglalja a legtöbb előfordulást a tavaszi időszak végétől a vizsgálati periódus januári lezártaig. A hiányos adatszolgáltatás okán a KHR90% módszerrel körülhatárolt terület tartalmaz olyan részeket is, amelyek a MKP módszerrel megrajzolt területben nincsenek benne, következésképpen a jelölt egyed ott a vizsgálati periódus alatt soha nem fordult elő. A középen, déli irányban kiemelt terület rész gyakorlatilag a téli vadászatok hatására bekövetkezett élőhelyváltás helyszíne. Ez a terület rész biztosított ideiglenes menedéket addig, míg az állat újra vissza nem tért az éves mozgáskörzet központi részeire.

A síkvidéken jelölt disznók mindegyike sokkal természetesebben viselkedett, illetve a terepi jellemzők eredményeként az adatszolgáltatást nem zavarta semmilyen tényező. A jelölt süldők közül a kan (09777_SaM1) mozgáskörzete volt különleges (8. ábra). Pontosabban, mivel néhány nap alatt visszatért a befogás helyére, ennek az egyednek az éves mozgáskörzetét zavarta legkevésbé a jelölés. Számára ismerős élőhelyen (valószínűleg a születése helyszínén) otthonosan és megszokott rutinja szerint élhetett. Ugyanakkor az élőhelyről meg kell jegyezni, hogy a vaddisznó számára általánosan is tökéletesnek számít. Az Olt folyó dunai torkolatánál található

ártéri liget erdők, nagy kiterjedésű nádas és mezőgazdasági kultúrák szomszédsága jellemző. A két folyóvíz által déli és nyugati irányból védett területrész, zavarás minimális. Az év során folyamatos a kiegészítő takarmányozás és viszonylag mérsékelt a vadászati nyomás, ugyanis a Turnu Măgurele városhoz legközelebb eső, nagy vadbőségű protokoll vadászterület. Az élőhelyi feltételek következtében a mozgáskörzet kiterjedése is kicsi, 380 nap nyomkövetés adatai alapján KHR90% módszerrel kisebb, mint 120 ha. A kevés és nehézkesen kivitelezhető hajtóvadászatok eredményeként a mozgáskörzet téli növekedése sem jellemző, KHR90% módszerrel számítva kisebb, mint tavasszal vagy ősszel. Földrajzilag ugyanazon a területen a szezonális mozgáskörzet ingadozása jellemző, az elérhető táplálékforrások függvényében. Gyakorlatilag lehetetlen a nádasból kihajtani a disznót. A nagy, összefüggő körvonalú, kiemelt területrészen kívül még jellemző három kisebb foltszerű előfordulási góc. Ezek azonban éves viszonylatban kedvelt és gyakran használt nappali pihenőhelyek. A KHR90% módszerrel körülhatárolt élőhely mind a négy évszakban az élőhelyhasználat magterületét képezi. Ezen az élőhelyen a mozgáskörzet kiterjedését kizárólag a táplálékforrások befolyásolják. Itt a vaddisznó számára az egyetlen reális veszélyforrás a nagy sűrűségű aranyakál állomány, viszont az is csak malackorban.



8. ábra - A 09777 SaM1 azonosítójú kan süldő éves mozgáskörzete KHR90% módszerrel
Piros vonal: a KHR90% módszerrel számított mozgáskörzet kontúrja; Sárga kitöltés: a KHR90% területe.



9. ábra - A 11699_SaF1 azonosítójú koca süldő éves mozgáskörzete KHR90% módszerrel
Piros vonal: a KHR90% módszerrel számított mozgáskörzet kontúrja; Sárga kitöltés: a KHR90% területe.

A síkvidéken jelölt koca süldő (11699_SaF1) ugyanazon a helyen volt befogva, és ugyanott volt szabadon bocsátva, ahol a kan süldő (09777_SaM1). Az új élőhely felfedezésének első napjaiban megközelítette a befogás helyét, de egy alsóbbrendű út előtt, valószínűsíthetően a közúti forgalom zavaró hatása miatt visszafordult. A vizsgálati periódus hátralévő részében a befogás helyétől északra, többnyire az Olt folyó melletti erdőfoltokban tartózkodott (9. ábra). A MKP módszerrel meghatározott mozgáskörzet a KHR90% eljárás által kiemelt területrészekhez képest déli irányban elhelyezkedő erdőfoltokat is tartalmaz, sőt ezek használata minden évszakban kimutatható. Ugyanakkor a teljes vizsgálati periódus viszonyában az említett erdőfoltok használata ideiglenes és annyira ritka, hogy a KHR90% módszer ezeket a pozíciókat kiszűri. Összességében a KHR90% módszer által kiemelt mozgáskörzetet több változó kiterjedésű tartózkodási központ alkotja. Ezek többségükben erdőkben vannak, csak egy kisebb méretű folt található mezőgazdasági területen. Ennek oka, hogy nyári időszak során – júliusi csúccsal – az éjszakai táplálékszerző területhasználat központja ez a mezőgazdasági kultúra volt. Ennél a példánynál időszakos élőhelyváltásokat tapasztaltam, amelyeket rövid idő alatt nagy távolságok megtételével ért el.

A síkvidéken jelölt ivarérett kan (11701_AM2) mozgáskörzete KHR90% módszerrel, a teljes vizsgálati periódusban egy összefüggő előfordulási központtal jellemezhető (10. ábra).



10. ábra - A 11701_AM2 azonosítójú ivarérett kan éves mozgáskörzete KHR90% módszerrel
Piros vonal: a KHR90% módszerrel számított mozgáskörzet kontúrja; Sárga kitöltés: a KHR90% területe.

Többnyire erdők és az Olt folyó melletti vizes élőhelyek voltak a kedvelt tartózkodási helyei. A KHR90% módszer által kiemelt területrészt, a jelölés hónapjának adatait leszámítva, a teljes vizsgálati periódus minden időszakában átfedésben van.

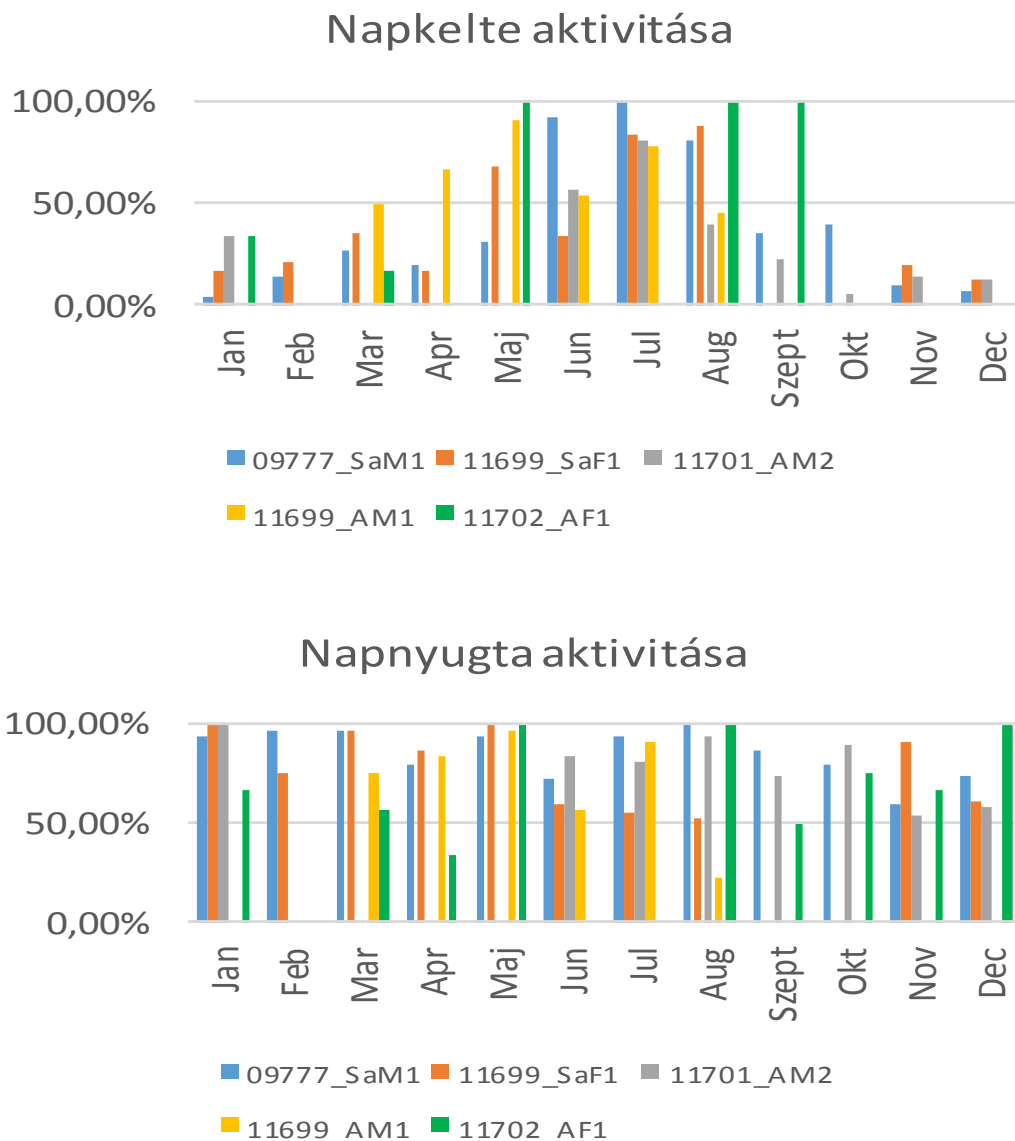
19. táblázat – A vaddisznó éves mozgáskörzete KHR90% módszerrel (ha)

Nyakörv azonosító	SAM1_09777	SAF1_11699	AF1_11702	AM2_11701	AM1_11699
Érvényes pontok száma	9065	6926	737	4684	3991
Teljes vizsgálati időszakban KHR 90% módszerrel mért mozgáskörzet	119,58	302,98	1445,89	704,05	351,28

Németországban, kocák éves mozgáskörzetének elemzése során, minden területszámítási módszerrel a süldők mozgáskörzete nagyobb volt, mint az idősebb ivarérett egyedeké. 95%-os KHR módszerrel a süldők éves átlagos mozgáskörzete 600 ha, az idősebb példányoké 400 ha volt (Keuling et al. 2008a). Jelen kutatás során a süldők mozgáskörzete volt kisebb. Ennél a korosztálynál a saját adataim 25%-al kisebbek a németországi eredményeknél.

4.2. A vaddisznó aktivitása

A napkelte előtti óra és a napnyugta utáni óra aktivitási mintázata már az összesített adatok alapján is eltér, mind az éjszakai, mind pedig a nappali aktivitástól.



11. ábra – A vaddisznó napkelte és napnyugta körüli aktivitása

A havi adatok elemzése alapján a napnyugta utáni óra átlagos 77% aktivitása az egész év során egyenletes eloszlású. Az elemzett 45 havi aktivitás adat közül 25 hónapban tapasztalható az átlagosnál magasabb arányú aktivitás. Minden jelölt egyednél, illetve az év minden hónapjában tapasztalható 80%, vagy annál magasabb arányú aktivitás a naplementét követő órában.

A napkeltét megelőző óra aktivitása a 10. ábra alapján erőteljesen szezonálisnak tűnik. Október – február időszakban a napkeltét megelőző óra aktivitása viszonylag alacsony, márciusban elkezd növekedni egészen júliusig, amikor a hajnali aktivitás csúcsa tapasztalható, majd fokozatosan

csökkenő tendencia jellemző szeptemberig. Némiképp ellentmondásos a táplálékban legbőségebb nyári időszakban tapasztalható kései aktivitás. Felmerül a kérdés, hogy az aktivitás a napszakok hosszával is összefügghet, ugyanis a nyári időszakban a legrövidebbek az éjszakák.

4.3. Élőhelypreferencia vizsgálat

Az élőhelypreferencia vizsgálatát az anyag és módszer részben leírtak szerint végeztem. Első fázisban felmértem az elérhető kínálatot, majd az élőhelyhasználatot, végül a bizonyos élőhelytípusokban számított előfordulásokat viszonyítva az elérhető kínálathoz, meghatároztam a preferenciát.

4.3.1. Az általános élőhely kínálat felmérése

Az élőhelykínálat felmérésének kézenfekvő módszere a teljes nyomkövetési időszakok során a földrajzi pozíciók köré illesztett minimum konvex befoglaló terület élőhelyszerkezetének meghatározása. A több hónapos, valamint több mint egy éves nyomkövetés során a rögzített földrajzi pozíciók átfogó képet adnak a jelölt egyedek mozgáskörzetéről. Ilyen időintervallumban a jelölt egyedek mozgáskörzete kielégíti az alapvető táplálkozási és fajfenntartási igényeket. A MKP módszerrel meghatározott mozgáskörzet az a maximális terület, amire adott körülmények között az egyednek szüksége lehet. A CORINE Land Cover (CLC) 2000 élőhelytérkép és az erre vetített MKP területek közötti átfedések adják az egyes egyedek számára rendelkezésre álló élőhelykínálatot (20. táblázat).

20. táblázat – A jelölt vaddisznók számára rendelkezésre álló élőhely kínálat

CLC kód	Élőhely típus	09777SaM1		11699SaF1		11701AM2		11702AF1		11699AM1	
		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
112	Nem összefüggő település szerkezet		0,00	285,4	4,58	731,3	6,09	41,4	0,48	210,5	2,22
121	Ipari vagy kereskedelmi területek		0,00	35,8	0,57	35,8	0,30		0,00		0,00
131	Nyersanyag kitermelés (külszíni fejtésű bányák)		0,00		0,00		0,00		0,00	160,8	1,70
211	Nem-öntözött szántóföldek	499,0	44,3	1734,2	27,8	4248,9	35,4	277,4	3,19	673,23	7,11
213	Rizsföldek		0,00	50,0	0,80	75,9	0,63		0,00		0,00
221	Szőlők		0,00	2,4	0,04	144,9	1,21		0,00		0,00

CLC kód	Élőhely típus	09777SaM1		11699SaF1		11701AM2		11702AF1		11699AM1	
		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
222	Gyümölcsösök, bogyósok		0,00		0,00		0,00	19,27	0,22	25,62	0,27
231	Rét/legelő	1,1	0,09	1383,0	22,20	2299,8	19,16	2434,2	28,01	2045,5	21,62
242	Komplex művelési szerkezet		0,00	127,7	2,05	116,9	0,97	64,3	0,74	212,9	2,25
243	Elsődlegesen mezőgazdasági területek, jelentős természetes formációkkal		0,00	732,6	11,76	728,5	6,07	186,9	2,15	511,9	5,41
311	Lomblevelű erdők	408,7	36,24	1227,7	19,70	3071,8	25,60	5123,9	58,97	4448,9	47,02
313	Vegyes erdők		0,00		0,00		0,00		0,00	341,38	3,61
324	Átmeneti erdős-cserjés területek	11,1	0,98	139,1	2,23	248,4	2,07	541,5	6,23	831,9	8,79
331	Homokos tengerpartok, dűnék, homok	152,6	13,53	75,8	1,22	64,4	0,54		0,00		0,00
411	Mocsarak		0,00	121,1	1,94	100,7	0,84		0,00		0,00
511	Folyóvizek, vízi utak	55,3	4,90	30,5	0,49	6,6	0,05		0,00		0,00
512	Állóvizek (tavak, tározók)		0,00	285,3	4,58	127,2	1,06		0,00		0,00
ÖSSZESEN		1127.8	100	6230.7	100	12001.1	100	8688.8	100	9462.8	100

Az élőhelykínálatról összefoglaló jelleggel megállapítható, hogy: (1) gazdag, az egyedi élőhelytípusok száma 6 és 14 közötti, mindösszesen 17; (2) az erdők és átmeneti erdős-cserjés területek részaránya 22 és 65% közötti; (3) a mezőgazdasági művelés alatt álló területrészek aránya 34 és 65% közötti.

4.3.2. Az általános élőhelyhasználat elemzése

A rögzített GPS koordináták élőhelytérképre való helyezésével kiszámítható az egyes élőhelytípusokban előforduló földrajzi pozíciók gyakorisága (21. táblázat).

21. táblázat – A jelölt vaddisznók élőhely használata

CLC kód	Élőhely típus	09777SaM1		11699SaF1		11701AM2		11702AF1		11699AM1	
		Pont	%	Pont	%	Pont	%	Pont	%	Pont	%
112	Nem összefüggő település szerkezet		0,00	1	0,01		0,00	1	0,14	1032	25,86
121	Ipari vagy kereskedelmi területek		0,00	1	0,01		0,00		0,00		0,00
131	Nyersanyag		0,00		0,00		0,00		0,00	78	1,95

CLC kód	Élőhely típus	09777SaM1		11699SaF1		11701AM2		11702AF1		11699AM1	
		Pont	%	Pont	%	Pont	%	Pont	%	Pont	%
	kitermelés (külszíni fejtésű bányák)										
211	Nem-öntözött szántóföldek	3522	39,72	622	9,00	771	16,54	16	2,17	349	8,75
213	Rizs földek		0,00	57	0,82		0,00		0,00		0,00
221	Szőlők		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
222	Gyümölcsösök, bogyósok		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
231	Rét/legelő		0,00	293	4,24	872	18,70	169	22,93	496	12,43
242	Komplex művelési szerkezet		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
243	Elsődlegesen mezőgazdasági területek, jelentős természetes formációkkal		0,00	68	0,98	2	0,04	4	0,54	378	9,47
311	Lomblevelű erdők	4944	55,76	5850	84,64	2612	56,03	314	42,61	1604	40,20
313	Vegyes erdők		0,00		0,00		0,00		0,00	1	0,03
324	Átmeneti erdős-cserjés területek	9	0,10	20	0,29	91	1,95	233	31,61	52	1,30
331	Homokos tengerpartok, dűnék, homok	308	3,47		0,00		0,00		0,00		0,00
411	Mocsarak		0,00		0,00	314	6,74		0,00		0,00
511	Folyóvizek, vízi utak	83	0,94		0,00		0,00		0,00		0,00
512	Állóvizek (tavak, tározók)		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00
ÖSSZESEN		8866	100	6912	100	4662	100	737	100	3990	100

Az élőhelyhasználat mintázatára a következő jellemzők érvényesek: (1) a kínálatként hozzáférhető 17 élőhelytípusból 8 olyan, amely egyáltalán nem használt, vagy használata 2% alatti; (2) egyértelműen a legnagyobb arányban használt élőhelytípus a lomblevelű erdő 40 és 85% közötti használattal; (3) a 2. CLC kategóriába tartozó összes mezőgazdasági területek használata is jelentős 15 és 40% közötti.

4.3.3. Az általános élőhelypreferencia elemzése

Az élőhelyhasználat és kínálat egymáshoz viszonyított arányából számítható a preferencia. Ennek több módszere ismert, de én az anyag és módszer részben bemutatott Ivlev-indexet (Iv) és Jacobs-indexet (D) használtam (22. táblázat).

22. Táblázat – A vaddisznó élőhely preferenciája Ivlev-indexel (Iv) és Jacobs-indexel (D)

CLC kód	Élőhely típus	09777SaM1		11699SaF1		11701AM2		11702AF1		11699AM1	
		Iv	D	Iv	D	Iv	D	Iv	D	Iv	D
112	Nem összefüggő település szerkezet			-0,99	-0,99	-1,00	-1,00	-0,56	-0,56	0,84	0,88
121	Ipari vagy kereskedelmi területek			-0,95	-0,95	-1,00	-1,00				
131	Nyersanyag kitermelés (külszíni fejtésű bányák)									0,07	0,07
211	Nem-öntözött szántóföldek	-0,05	-0,09	-0,51	-0,59	-0,36	-0,47	-0,19	-0,20	0,10	0,11
213	Rizsföldek			0,01	0,01	-1,00	-1,00				
221	Szőlők			-1,00	-1,00	-1,00	-1,00				
222	Gyümölcsösök, bogyósok							-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
231	Rét/legelő	-1,00	-1,00	-0,68	-0,73	-0,01	-0,01	-0,10	-0,13	-0,27	-0,32
242	Komplex művelési szerkezet			-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
243	Elsődlegesen mezőgazdasági területek, jelentős természetes formációkkal			-0,85	-0,86	-0,99	-0,99	-0,60	-0,60	0,27	0,29
311	Lomblevelű erdők	0,21	0,38	0,62	0,91	0,37	0,57	-0,16	-0,32	-0,08	-0,14
313	Vegyes erdők									-0,99	-0,99
324	Átmeneti erdős-cserjés területek	-0,81	-0,81	-0,77	-0,77	-0,03	-0,03	0,67	0,75	-0,74	-0,76
331	Homokos tengerpartok, dűnék, homok	-0,59	-0,63	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00				
411	Mocsarak			-1,00	-1,00	0,78	0,79				
511	Folyóvizek, vízi utak	-0,68	-0,69	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00				
512	Állóvizek (tavak, tározók)			-1,00	-1,00	-1,00	-1,00				

A teljes vizsgálati periódus adatainak feldolgozása alapján, élőhelypreferencia tekintetében megállapítható, hogy: (1) a két preferencia index között lényeges eltérés nincs, az előjelek minden esetben megegyeznek, az éves adatok alapján az értékekben néhány századnyi, ritkán 1-3 tizednyi eltérés adódott; (2) részletesebb preferenciaértelmezések során azonban a Jacobs-index

alkalmasabbnak bizonyult, ugyanis pl. van olyan egyed, amelyik egy havi összes pozíciója erdőben volt, és az erdők Ivlev-indexe 0,21; (3) a mesterséges felszínek kategóriájának preferenciája – ahol rendelkezésre áll – egy jelölt példány kivételével egyértelműen negatív; (4) a mezőgazdaságilag művelt területek preferenciája is többnyire negatív, ritkán semleges; (5) a lomblevelű erdők preferenciája a síkvidéki területeken egyértelműen pozitív, a hegyvidéken semleges, vagy negatív olyan esetben, mikor az átmeneti erdős-cserjés területek kedveltek; (6) az említett eseten kívül az átmeneti erdős-cserjés területek, illetve a vegyes erdők és a természetközeli területeknek számító homokos partok preferenciája negatív; (7) az álló- és folyóvizek is egyértelműen kerültek élőhelyek, a mocsarakat viszont egy példány kedvelte, egy pedig kerülte.

Összességében a hosszú távú élőhelypreferencia vizsgálat eredményei alapján a vaddisznó kerüli a mesterséges és vízfölösleges területeket, kötődik az erdőkhöz, bizonyos esetekben kedveli a lakott részeket, ezzel szemben nem preferálja a mezőgazdasági művelés alatt álló területeket.

Amennyiben az összefüggő(en) vízborításos terület alatt állandó folyó, vagy állóvíz felületeket értünk, ezek hosszú időtartamra számított negatív preferenciája érthető. A mocsaras területek azonban általában kedveltek (Dardaillon 1986; Meynhardt 1986; Thurfjell et al. 2009). A dagonyák nagyon fontosak a testápoláshoz (Meynhardt 1986; Spitz és Janeau 1995), hőszabályozáshoz (Saunders és Kay 1991), a külső paraziták elleni védelemhez (Fruziński és Łabudzki 2002), valamint szerepet játszanak az ivarérett kanok párzási időszakban tanúsított viselkedésében (Fernández-Llario 2005). A mocsaras területek állandó dagonyázásra alkalmas helyek, ezért ezeknek a jelen vizsgálat során tapasztalt negatív preferenciája különleges. A két jelölt egyed eltérő preferenciája a nyomkövetési időszakkal magyarázható. A mocsaras területek iránt pozitív preferenciát mutató ivarérett kan (11701AM2) esetében a nyomkövetés június – december időszakban történt. Ebben a periódusban, a november – december hónapok kivételével, a dagonya minden funkciója hangsúlyos. Az említett időszakban is csak a hőszabályozási szerep jelentősége csökken. Előzetes kutatások, nyári hónapokban bizonyos élőhelytípusok pozitív preferenciáját a dagonyák jelenlétével magyarázták (Saunders és Kay 1991; Russo et al. 1997; Thurfjell et al. 2009), valamint a verejtékmirigyek hiánya miatt a hőszabályozás fontosságát hangsúlyozták (Baber és Coblenz 1986; Schlageter 2015). Ugyanakkor a téli, tavaszi és őszi időszakban a nappali pihenőhelyek vizsgálata rámutatott, hogy a vaddisznó védekezni próbál a talajnedvesség ellen azáltal, hogy a fekvőhelyét növényzettel vastagon kibéleli. Ezzel ellentétben,

nyáron a nedves, árnyékos hűvös fekvőhelyeket preferálja (Dardaillon 1986). A negatív preferenciát mutató koca süldő (11699SaF1) esetében a nyomkövetés időszaka november – augusztus volt. A 10 hónapból csak a 3 nyári hónapban, esetleg az ősz elején lehet fontos a hőszabályozás, ugyanakkor a külső paraziták elleni védelem jelentősége is nagyobb nyáron, mint a téli időszakban és a tavasz elején (Fruziński és Łabudzki 2002). Továbbá, a jelölt egyed neme is fontos lehet, ugyanis egy Spanyolországban végzett kutatás szerint alacsony hőmérsékleti viszonyok esetén csak az ivarérett kanok dagonyáznak és csak a párzási időszakban (Fernández-Llario 2005).

Főként a magas energiatartalmú táplálékot, valamint a ragadozók, illetve vadászok elleni bűvőhelyet biztosító, makktermő erdők pozitív preferenciája is közismert (Kurz és Marchinton 1972; Massei és Genov 1995). A kutatási területeken megtalálható erdők a megfelelő bűvőhelyet biztosítják. A táplálékellátottság szezonálisan ingadozó, de az erdőkben folytatott kiegészítő takarmányozás síkvidéken állandó, hegyvidéken legalábbis a természetes táplálékban szűk időszak november – januári szakaszában kielégítő. A kiegészítő takarmányozás leállítása után is vonzóbbak lehetnek az erdők, ugyanis a mezőgazdasági kultúrák május – június előtt nem nyújtanak megfelelő mennyiségű táplálékot. Az erdők egész éves viszonylatban, élőhelytől függetlenül általánosnak számító pozitív preferenciája arra utal, hogy a vaddisznó ökológiai igényeinek leginkább megfelelő élőhelyek.

A mezőgazdasági kultúrákban okozott kár Európa-szerte nagy területeket érint, és óriási termésveszteséget okoz (Schley és Roper 2003; Calenge et al. 2004; Geisser és Reyer 2004; Herrero et al. 2006; Schley et al. 2008; Bleier et al. 2012; Schön 2013; Jarolimek et al. 2014; Schlageter 2015). Ennek ellenére jelen kutatás során a mezőgazdasági művelés alatt álló területek általános preferenciája negatív, ritkábban semleges. Ezek az eredmények nem példátlanok, ugyanis a megműveletlen területek preferenciáját a művelt területekkel szemben mások is kimutatták (Boitani et al. 1994; Thurfjell et al. 2009). A művelt területek alacsony preferenciáját azzal magyarázták, hogy ezek a területek kevés táplálékforrást nyújtanak abban az időszakban, mikor a talaj fel van szántva, ezért csak a kalászosok és kukorica tenyészidejében vonzóak (Boitani et al. 1994). Saját eredményeim havi bontásban is azt mutatják, hogy a mezőgazdasági kultúrák tenyészidejében (május – szeptember) is többnyire a mezőgazdasági területek negatív preferenciája jellemző.

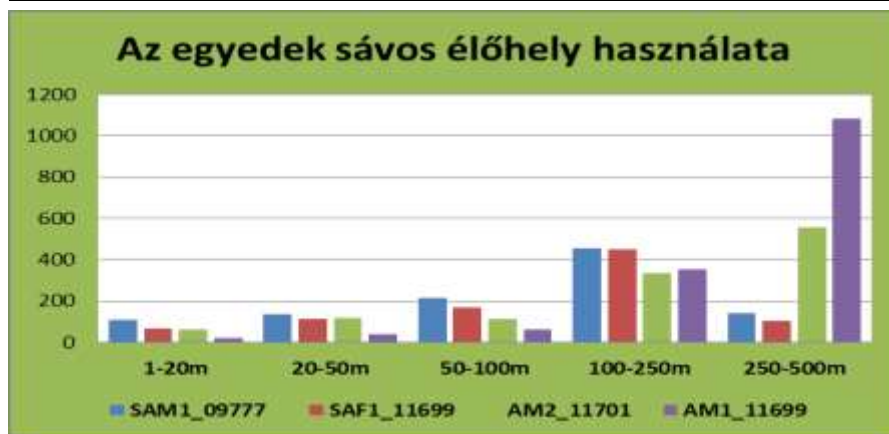
4.4. Vaddisznó általános mozgásaktivitása az erdők pufferzónájában

Amikor az erdők közvetlen pufferzónáját tanulmányozzuk mozgásaktivitás tekintetében, tesszük ezt leginkább annak érdekében, hogy majdan a mezőgazdasági ágazattal közösen olyan vadkárveszélyes övezeteket tudjunk megnevezni, amelyeken intenzívebb a vadkár, nagyobb az egyedek mozgásaktivitása. A potenciálisan veszélyes övezetek kitűzése, ahogy a jelen kutatásból is látszik, azonban egy cseppet sem könnyű feladat, hiszen rengeteg tényező együttes jelenléte, vagy hiánya határozza meg. A vadkárok megtérítésének kényes témája azonban országunkban nem tűr halasztást. Kutatásomban öt sávban (1-20m, 20-50m, 50-100m, 100-250m, 250-500m) tanulmányoztam az egyedek mozgásintenzitását. E kérdéskör tanulmányozása során általánosan próbáltam meghatározni az erdő melletti sávok használatának intenzitását, ugyanakkor összehasonlítani a vizsgálatban részt vevő 4 egyed ilyen irányú mozgásaktivitását. Alaphipotézisem az, hogy az erdők közvetlen közelében nagyobb az egyedek mozgásaktivitása, függetlenül az élőhely típusától.

A tanulmányozott erdők kiterjedése 675,4 és 1017,2 ha között változott. Az erdő használata 87,6 és 32,9% volt az összes pozíciót véve alapul. Összességében elmondható, hogy minél kisebb kiterjedésű az erdő, az egyedek annál intenzívebben használták. Ezzel szemben az erdő körüli sávok használata nem változik, azaz minden egyedre érvényes a 100-250 méteres sávban tapasztalható intenzívebb mozgás. A 250 és 500 méter közti zónát jórészt csak az idősebb kanok használták nagyobb intenzitással.

23. táblázat - a tanulmányozott egyedek sávos élőhely használata

Egyed	Összes	Erdő	1-20m	20-50m	50-100m	100-250m	250-500m
SAM1_09777 (kansüldő)	8866	7768	110	138	215	457	142
SAF1_11699 (kocasüldő)	6834	5448	67	114	167	451	105
AM2_11701 (Hegyi Kan)	4662	1536	65	119	113	333	558
AM1_11699 (alföldi kan)	3989	1871	22	42	64	356	1082



12. ábra - a tanulmányozott egyedek sávos élőhelyhasználata

A vizsgálat megcáfolta az alaphipotézist, hiszen ahogy a fentiekből látszik, általánosan értelmezve, minden típusú élőhelyet figyelembe véve nem igaz, hogy az erdőhöz legközelebb eső pufferzóna a legintenzívebben használt az egyedek által. Ezzel a megállapítással ellentétben, páran azt vallják, hogy az erdő melletti, közel eső sávban van intenzívebb mozgás. Például Thurfjell et al. (2012) azt állítja, hogy a mezőgazdasági kultúrák használata nagyobb az erdőhöz közeli sávban. Ez még erősödik, ha a kultúrák érési idejét veszi. Mások (Amici et al. 2012), kapcsolatot találtak a nem vadászott erdőrészek pufferzónája és a mezőgazdasági vadkárok mértéke között. Ilyesféle kapcsolatot rengeteget lehet találni. Mégis azt gondolom, hogy az adott puffer zónában rendelkezésre álló élőhelydiverzitás és a terület zavartsága egyaránt befolyásolja. Nyilván, a mezőgazdasági kultúráknak, főleg ezek érési idejében, megvan a szerepük a mozgásintenzitás befolyásolásában, mégsem ezt látom meghatározónak, hanem az együttes hatást, amit az élőhelydiverzitás, zavartság és nem utolsósorban az itt alkalmazott vadgazdálkodási stratégia jelent. A grafikon az általános (az összes GPS pont az adott zónában) mozgásaktivitást tükrözi, amiből világosan látható az intenzívebben használt sáv. Megfogalmazódik bennünk a kérdés, hogy miért nem az erdőhöz közeli sávban van nagyobb mozgás. Hogy ennek van-e kapcsolata a mezőgazdasági kínálattal, a következő fejezetben kiderül. A 100-250 méteres zónában tapasztalt mozgás nagyjából egyforma minden egyednél, ami inkább egy vagy több általánosan jelen levő tényezőre utal.

4.4.1. Az egyedek preferenciája a mezőgazdasági kultúrák tekintetében az erdők pufferzónájában

Meghatároztam minden egyes mezőgazdasági kultúra minimális távolságát az egyed mozgáskörzetének központjától, az adott sávban helyet foglaló mezőgazdasági kínálatot, majd az adott sávban található GPS pontokat egyesítettem a mezőgazdasági parcellákkal. Preferenciát számítottam, mozgásintenzitást határoztam meg, az említett módszertan szerint, ami gyakorlatilag az adott kultúrátípus használata az adott sávban.

A következő táblázatban látható a kínálat helyzete hektárban számolva a tanulmányozott egyedek esetében.

24. táblázat - a mezőgazdasági kínálat helyzete a tanulmányozott sávokban

	forest_edge	Kukorica	Napraforgó	Búza	Repce	Ősziárpa	Tavaszarpa	Zab	Tritikálé	Krumpli	Lucerna	Kaszáló	Parlag
SAM1_09777	1-20m	10,4	36,8	23,2	46,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,6
	20-50m	10,4	36,8	23,2	46,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,6
	50-100m	10,4	36,8	23,2	46,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,6
	100-250m	51,9	36,8	23,2	148,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	250-500m	51,9	36,8	23,2	148,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SAF1_11699	1-20m	0,0	254,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	165,3	0,0
	20-50m	0,0	259,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	210,1	0,0
	50-100m	0,0	266,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	226,2	0,0
	100-250m	0,0	314,5	27,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	342,1	0,0
	250-500m	0,0	413,2	121,6	0,0	13,7	0,0	0,0	0,0	0,0	9,3	518,3	0,0
AM2_11701	1-20m	1,2	1,0	25,5	0,0	0,0	0,0	0,3	3,1	0,0	9,6	3,9	2,7
	20-50m	1,2	1,0	30,2	0,0	0,0	0,0	0,3	3,1	0,0	36,3	3,9	32,3
	50-100m	1,0	1,0	49,1	0,0	0,0	0,0	0,3	12,3	0,0	36,3	17,4	48,9

	100-250m	1,0	13,1	79,6	0,0	0,0	0,0	0,3	12,3	0,0	50,2	36,9	48,9
	250-500m	3,2	26,2	98,8	0,0	0,0	0,0	0,3	20,1	0,0	51,7	276,5	278,6
AM2_ 11701	1-20m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	231,9	0,0
	20-50m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	269,2	0,0
	50-100m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	284,1	0,0
	100-250m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	364,3	0,0
	250-500m	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	0,9	0,0	1,5	0,5	2,1	394,7	0,0

A táblázat tanúsága szerint viszonylag széles a mezőgazdasági kultúrák választéka. Ez alól kivételt képez a hegyvidéken tanulmányozott idősebb kan, amely esetében a kínálat rendkívül szűk határokon belül mozog. Az elérhető mezőgazdasági kultúrák ebben az esetben valószínűleg kívül esnek a tanulmányozott sávokon. A mezőgazdasági kultúrák használata a következőképpen alakult:

25. táblázat - a mezőgazdasági kultúrák használata a tanulmányozott sávokban

	forest_ edge	Kukori ca	Napraforgó	Búza	Repc e	Ősziárpa	Tavas ziárpa	Zab	Tritik álé	Krum pli	Lucer na	Kaszá ló	Parl ag
SAM 1_ 097 77	1-20m	61,7	24,7	6,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,9	2,5
	20-50m	43,8	44,6	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,4	2,7
	50-100m	40,3	50,0	3,4	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	1,7
	100-250m	47,0	49,7	2,1	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	250-500m	70,8	12,5	8,3	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	SAF 1_ 116 99	1-20m	0,0	92,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,7
	20-50m	0,0	97,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0
	50-100m	0,0	98,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0

	100-250m	0,0	96,2	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,1	0,0
	250-500m	0,0	95,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,7	0,0
AM 2_ 117 01	1-20m	0,0	7,7	7,7	0,0	0,0	0,0	0,0	15,4	0,0	7,7	53,8	7,7
	20-50m	2,6	10,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	23,1	0,0	2,6	53,8	7,7
	50-100m	0,0	71,9	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	6,3	0,0	0,0	3,1	17,2
	100-250m	8,7	40,0	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	38,3	0,0	1,3	2,2	6,1
	250-500m	3,6	22,2	4,6	0,0	0,0	0,0	0,0	4,6	0,0	2,0	3,9	59,2
AM 2_ 117 01	1-20m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
	20-50m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
	50-100m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0
	100-250m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	44,4	55,6	0,0
	250-500m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,1	0,0	9,1	9,1	18,2	45,5	0,0

A mezőgazdasági területek preferenciája a tanulmányozott sávokban Ivlev index segítségével lett meghatározva. A feldolgozás során a következő eredmények születtek:

26. táblázat - SAF1_11699 – Kínálat, kereslet és Ivlev index

kínálat %	Napraforgó	Búza	Ősziárpa	Lucerna	Kaszáló
1-20m	60,6	0,0	0,0	0,0	39,4
20-50m	55,3	0,0	0,0	0,0	44,7
50-100m	54,1	0,0	0,0	0,0	45,9
100-250m	46,0	4,0	0,0	0,0	50,0
250-500m	38,4	11,3	1,3	0,9	48,2
használat %	Napraforgó	Búza	Ősziárpa	Lucerna	Kaszáló
1-20m	92,3	0,0	0,0	0,0	7,7
20-50m	97,5	0,0	0,0	0,0	2,5
50-100m	98,9	0,0	0,0	0,0	1,1
100-250m	96,2	0,6	0,0	0,0	3,1

250-500m	95,3	0,0	0,0	0,0	4,7
IVLEV index	Napraforgó	Búza	Ősziárpa	Lucerna	Kaszáló
1-20m	0,2071	0,0000	0,0000	0,0000	-0,6731
20-50m	0,2765	0,0000	0,0000	0,0000	-0,8954
50-100m	0,2930	0,0000	0,0000	0,0000	-0,9537
100-250m	0,3534	-0,7300	0,0000	0,0000	-0,8817
250-500m	0,4258	-1,0000	-1,0000	-1,0000	-0,8239

27. táblázat - SAM1_09777 – Kínálat, kereslet és Ivlev index

Kínálat-p %	Kukorica	Napraforgó	Búza	Repce	Kaszáló	Parlag
1-20m	8,8	31,1	19,6	39,0	1,0	0,5
20-50m	8,8	31,1	19,6	39,0	1,0	0,5
50-100m	8,8	31,1	19,6	39,0	1,0	0,5
100-250m	19,9	14,1	8,9	57,0	0,0	0,0
250-500m	19,9	14,1	8,9	57,0	0,0	0,0
Használat-r %	Kukorica	Napraforgó	Búza	Repce	Kaszáló	Parlag
1-20m	61,7	24,7	6,2	0	4,9	2,5
20-50m	43,8	44,6	3,6	0	5,4	2,7
50-100m	40,3	50	3,4	0,6	4	1,7
100-250m	47	49,7	2,1	1,2	0	0
250-500m	70,8	12,5	8,3	8,3	0	0
IVLEV index	Kukorica	Napraforgó	Búza	Repce	Kaszáló	Parlag
1-20m	0,7501	-0,1149	-0,5189	-1,0000	0,6569	0,6626
20-50m	0,6651	0,1781	-0,6893	-1,0000	0,6837	0,6837
50-100m	0,6412	0,2328	-0,7040	-0,9697	0,5953	0,5403
100-250m	0,4044	0,5570	-0,6180	-0,9588	0,0000	0,0000
250-500m	0,5606	-0,0616	-0,0346	-0,7459	0,0000	0,0000

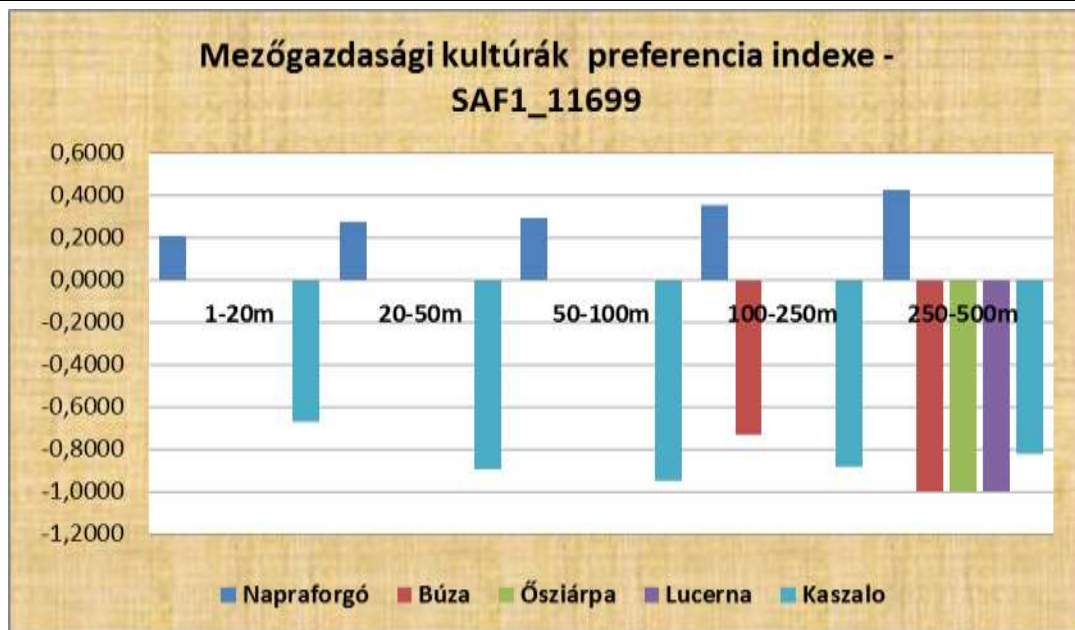
28. táblázat - AM2_11701 – Kínálat, kereslet és Ivlev index

P-KINALAT	Kukorica	Napraforgó	Búza	Zab	Tritikálé	Lucerna	Kaszáló	Parlag
1-20m	2,5	2,2	53,8	0,7	6,5	20,3	8,2	5,7
20-50m	1,1	1,0	27,9	0,3	2,9	33,5	3,6	29,8
50-100m	0,6	0,6	29,5	0,2	7,4	21,8	10,5	29,4
100-250m	0,4	5,4	32,9	0,1	5,1	20,7	15,2	20,2
250-500m	0,4	3,5	13,1	0,0	2,7	6,8	36,6	36,9

r-hasznalat	Kukorica	Napraforgó	Búza	Zab	Tritikálé	Lucerna	Kaszáló	Parlag
1-20m	0,0	7,7	7,7	0,0	15,4	7,7	53,8	7,7
20-50m	2,6	10,3	0,0	0,0	23,1	2,6	53,8	7,7
50-100m	0,0	71,9	1,6	0,0	6,3	0,0	3,1	17,2
100-250m	8,7	40,0	3,5	0,0	38,3	1,3	2,2	6,1
250-500m	3,6	22,2	4,6	0,0	4,6	2,0	3,9	59,2
IVLEV index	Kukorica	Napraforgó	Búza	Zab	Tritikálé	Lucerna	Kaszáló	Parlag
1-20m	-1,0000	0,55976	-0,7499	-1,0000	0,4038	-0,4508	0,7351	0,1495
20-50m	0,3967	0,83034	-1,0000	-1,0000	0,7794	-0,8577	0,8747	-0,5898
50-100m	-1,0000	0,98292	-0,8994	-1,0000	-0,0839	-1,0000	-0,5400	-0,2621
100-250m	0,9094	0,76193	-0,8085	-1,0000	0,7658	-0,8815	-0,7501	-0,5364
250-500m	0,7892	0,72999	-0,4815	-1,0000	0,2639	-0,5547	-0,8065	0,2320

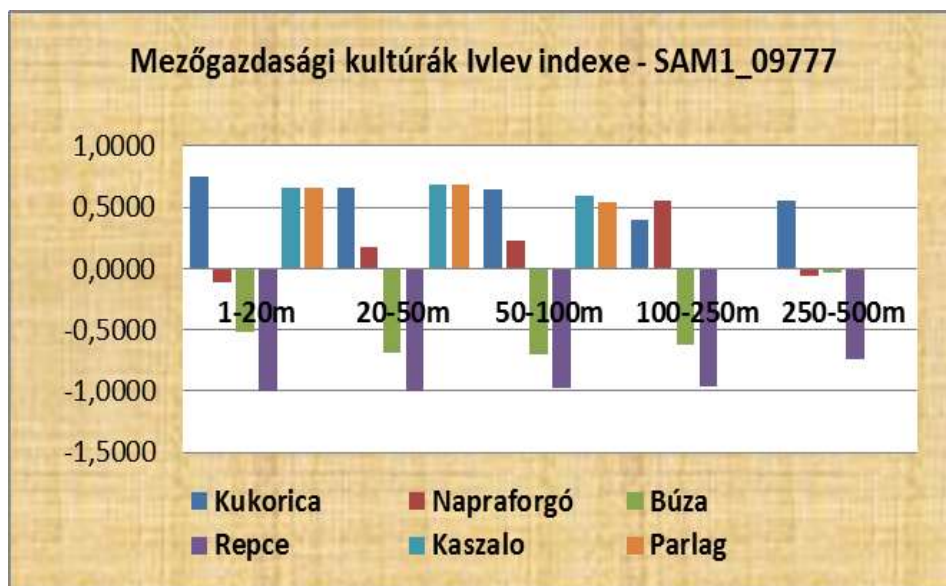
29. táblázat - AM1_11699 – Kínálat, kereslet és Ivlev index

p-kínálat	Búza	Tavaszarpa	Tritikálé	Krumpli	Lucerna	Kaszáló
1-20m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
20-50m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
50-100m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
100-250m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	99,7
250-500m	0,5	0,2	0,4	0,1	0,5	98,3
r-hasznalat	Búza	Tavaszarpa	Tritikálé	Krumpli	Lucerna	Kaszáló
1-20m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
20-50m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
50-100m	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
100-250m	0,0	0,0	0,0	0,0	44,4	55,6
250-500m	0,0	9,1	9,1	9,1	18,2	45,5
AM1_11699	Búza	Tavaszarpa	Tritikálé	Krumpli	Lucerna	Kaszáló
1-20m	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
20-50m	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
50-100m	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
100-250m	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,9871	-0,2844
250-500m	-1,0000	0,9519	0,9226	0,9730	0,9430	-0,3676



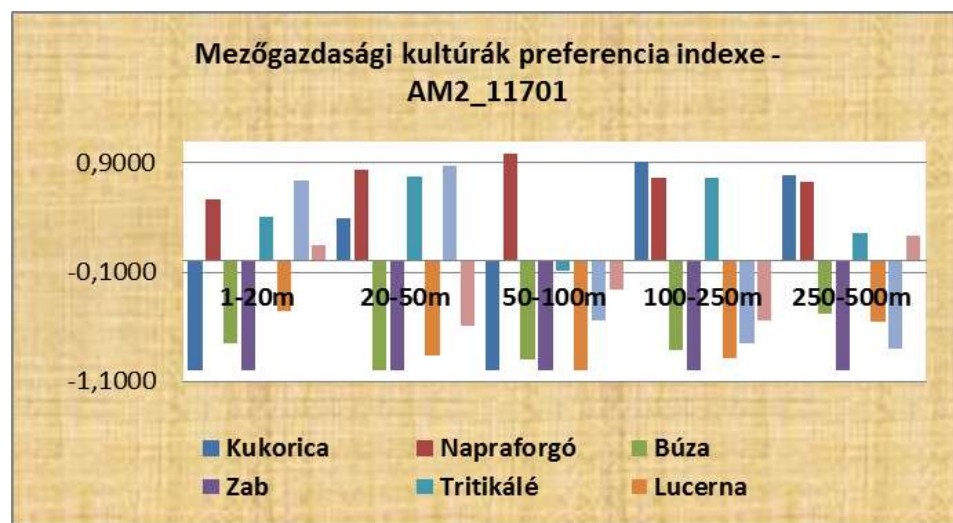
13.ábra - SAF1_11699(kocasüldő) – Mezőgazdasági kultúrák preferenciája a tanulmányozott sávokban

A fenti egyed esetében egy tipikus, kínálat-követő mezőgazdasági terület használatnak lehetünk tanúi. Lefordítva, azt mondhatjuk el, hogy gyakorlatilag az egyed azt fogyasztotta, ami a rendelkezésére állt, hiszen a búza, lucerna, őszi árpa csak a legkülső, 250-500 méteres sávban állt rendelkezésére. Az állandó füves területek, azaz a kaszálók is alulpreferáltak. Amit ebben az esetben fontos lehet megemlíteni, az a kocsánytalan tölgy nagy aránya az erdő állományában (89% körüli), amivel meg lehet magyarázni az egyed 79,9%-os erdőben tartózkodását.



14.ábra - SAM1_09777(kansüldő) – Mezőgazdasági kultúrák preferenciája a tanulmányozott sávokban

A fenti egyed, bár bőséggel állt rendelkezésére mezőgazdasági kultúra, negatív preferenciát mutat a búza és repceföldek iránt, bármely tanulmányozott sávban. A kukorica, napraforgó, a kaszáló és a parlag iránt mutatott pozitív preferenciát, amely a külső sávok fele haladva csökkenő tendenciát mutat. A napraforgó, a kezdeti sávban tapasztalható enyhén negatív preferenciából, a külső sávok fele haladva egyre erősödő pozitív preferenciát mutat.



15.Ábra – AM2_11701(kan) – Mezőgazdasági kultúrák preferenciája a tanulmányozott sávokban

A fent látható egyed, egy idősebb kan, rendkívül szelektív a forrásokkal. A tanulmányozott sávok mindegyikében rendelkezésére állt egy széles paletta, mégsem a várt módon választ forrást. Bár az első sávban rendelkezésére áll a kukorica, mégsem használja egyáltalán. A napraforgó és a tritikálé használata növekvő preferenciát mutat, és ami a meglepő, a zab (ami egyik preferált takarmány kellene legyen) egyáltalán nem használt egyik sávban sem, függetlenül attól, hogy milyen távol van a nappali pihenőhelytől. A búza szintén erős negatív preferenciát mutat minden sávban, az erdőtől távolodva enyhül a negatív preferencia.



16.Ábra -AM1_11699 (hegyi kan) – Mezőgazdasági kultúrák preferenciája a tanulmányozott sávokban

A fenti kan egy hegyvidéki egyed, amelynek a tanulmányozott sávban gyakorlatilag nem állt rendelkezésére semmilyen mezőgazdasági kultúra, kivéve az állandó fűvel borított területet. Az utolsó sávban megjelenik a búza, krumpli, tavaszi árpa és tritikálé. Az utolsó sávban az egyed negatív preferenciát mutatott a búza és az állandó füves területek iránt, és kedvelte a többi kultúrát.

Összességében elmondható, hogy nem az erdőhöz a legközelebb levő mezőgazdasági kultúrák a legveszélyeztetettebbek, ami a vadkárt illeti. Ez csak akkor érvényes, ha szűk választási lehetőség előtt áll az egyed, azaz kénytelen beérni egy-két típusú kultúrával. Ilyen esetben az adott kultúra használata igencsak megnő, kényszer-preferált takarmány lesz belőle, ami igen kellemetlenül érintheti a tulajdonost. Olyan esetben, amikor relatíve széles táplálékpaletta áll az egyed rendelkezésére közvetlenül az erdő mellett, közel a nappali pihenőhelyekhez, megoszlik a kultúrák látogatottsága, érvénybe lép a szelektálás a legjobban preferált takarmány javára.

Az előző kérdéskör tárgyalásánál előtérbe került az a tény, hogy az egyedek mozgásintenzitása nem az erdő mellett legközelebbi sávban a legmagasabb, a várttal ellentétben. Ez így igaz is, amikor az általános, a sávon belüli minden élőhelyre vonatkoztatunk, és az összes pontot vizsgáljuk. Azonban, ha kizárólag a mezőgazdasági kultúrák használatára vonatkoztatunk, az adott sávokon belül ez a megállapítás nem helyes. Ez annak tudható be, hogy a mozgásaktivitás jó része az adott sávokban nem kifejezetten a mezőgazdasági kultúrák látogatására szorítkozik, hanem más élőhelyeket is intenzíven felkeres. Az adott sávban, a nem mezőgazdasági területek

látogatása megnöveli az ott tapasztalható általános mozgásintenzitást. Következésképp az intenzívebb mozgásaktivitás egy bizonyos sávban nem kifejezetten a nagyobb, vagy változatosabb mezőgazdasági kínálat eredménye, hanem más élőhelyek által biztosított, az egyed számára fontos források kiaknázásának tudható be.

4.4.2. A mezőgazdasági kínálat hatása a pufferzónákban észlelhető mozgásaktivitásra

Azt a kérdést, hogy a tanulmányozott sávokban tapasztalható mozgásintenzitás, és a mezőgazdasági kultúrákban való tartózkodás között van-e kapcsolat, és ha igen, akkor milyen erős, szükségesnek tartottam tesztelni statisztikai módszerrel is. E célból korrelációs számítást végeztem. A Pearson korreláció együtthatói a következő táblázatban láthatók.

30. táblázat - sávos mozgásintenzitás és a mezőgazdasági kultúrákban levő mozgásintenzitás korrelációja

Egyed	Korrelációs együttható	Értékelés
SAM1_09777(kansüldő)	$r=0,32; p > 0,05$	gyenge, nem szignifikáns
SAF1-11699(kocastüldő)	$r=0,90; p < 0,05$	erős, szignifikáns
AM2-11701(kan)	$r=0,86; p > 0,05$	erős, nem szignifikáns
AM1-11699(kan hegy)	$r=0,89; p < 0,05$	erős, szignifikáns

A fenti eredmények tükrében kijelenthetjük, hogy nincs törvényszerű, valamilyen irányú kapcsolat az erdőhöz közeli sávok mezőgazdasági kultúráhasználatára és az általános, minden élőhelyre kiterjedő mozgásintenzitás között ugyanazon sávokban. Ez akkor is áll, amikor amúgy rendelkezésre állnak az adott kultúrák. Megtörténhet, hogy az adott sávban való tartózkodást majdnem teljes egészében a mezőgazdasági kultúrák kínálata határozza meg, más esetben csak amúgy mellékesen tapasztalhatunk intenzívebb mozgást a kultúrákban.

4.4.3. A parcellák távolságának hatása a mozgásaktivitásra

Annak a kérdésnek megválaszolására, hogy a mezőgazdasági kultúrák távolsága milyen hatással van az egyedek általi használat intenzitására, az előző fejezetekben leírtak szerint tanulmányoztam az egyedek viselkedését külön-külön. A mezőgazdasági parcellák földrajzi középpontját Qgis program segítségével határoztam meg. Ugyanígy meghatároztam az adott egyed KHR90% otthonterületét, majd a sűrűség alapú középpontját. Ez a középpont

tulajdonképpen a nappali pihenőhelyek közepe, ahonnan érdemes távolságméréseket végezni, és azt feldolgozni. Ezután kiszámítottam minden egyes parcella minimum távolságát a nappali pihenőhelytől, majd az adatokat feldolgoztam SPSS és Excel segítségével.

Tekintve, hogy a következő kérdéskör megvitatásához szükségesek még adatok, mint például az összes mezőgazdasági parcella átlagmérete (ha), ezen adatokat is a következő táblázatokban közölném.

31. táblázat - alap adatok AM2_11701 és SAF1_11699. A kultúrák minimum távolsága, pontok gyakorisága, parcellák átlagos mérete

Kultúra	AM2_11701			SAF1_11699		
	Min_dist_m	Nr_fixes	area_mean_ha	Min_dist_m	Nr_fixes	area_mean_ha
Kukorica	1620,3	14	11,94	3769,9	10	8,80
Napraforgó	1350,2	84	11,26	983,1	89	8,20
Búza	1221,7	251	4,24	2124,8	81	3,70
Ősziárpa	8631,4	18	10,01	2617,3	13	11,00
Tavaszarpa	1820,2	6	7,09	0,0	0	0,00
Zab	209,8	11	1,04	3004,3	24	0,50
Állandó füves	1350,2	64	17,79	612,1	61	16,40
Lucerna/vetett	1221,7	74	3,68	2547,9	203	1,20
Repce	0,0	0	0,00	3844,4	1	0,60
Tritikálé	3607,3	22	8,66	2797,9	46	7,60
Parlag	3153,6	16	10,69	0,0	0	0,00

32. táblázat - alap adatok AM1_11699 és SAM1_09777. A kultúrák minimum távolsága, pontok gyakorisága, parcellák átlag mérete

Kultúra	AM1_11699			SAM1_09777		
	Min_dist	Nr_fixes	area_mean	Min_dist	Nr_fixes	area_mean
Kukorica	727,3	11	1,50	784,6	343	9,12
Napraforgó	0,0	0	0,00	1233,8	326	36,88
Krumpli	744,7	1	0,22	0,0	0	0,00
Búza	467,8	2	0,49	1155,6	24	11,57
Ősziárpa	990,8	0	0,59	0,0	0	0,00
Tavaszarpa	778,6	0	0,33	0,0	0	0,00
Zab	929,6	0	0,63	0,0	0	0,00
Állandó füves	15,7	31	4,86	2156,5	17	9,74
Lucerna/vetett	735,9	4	0,40	0,0	0	0,00

Repce	0,0	0	0,00	1925,6	7	31,80
Tritikálé	928,6	0	0,53	0,0	0	0,00
Parlag	1279,9	0	1,70	1181,3	8	1,59

A kapcsolatot a parcellák minimális átlagtávolsága, a parcellák átlagos mérete és a használat gyakorisága közt nem parametrikus Spearman féle rangkorreláció segítségével teszteltem. A választásomat arra alapoztam, hogy információt nem csak a kapcsolat erősségéről, hanem irányáról és egymásra hatásáról is szerettem volna szerezni. Erre pedig nem parametrikus minták esetén a fent említett teszt alkalmas.

Lefuttatva az előbb említett teszteket az AM2_11701(kan) egyednél, gyenge, negatív irányú kapcsolatot találtam a parcellák minimális távolsága és a pontok gyakorisága közt $r_s = -0,27$; $p > 0,05$, amely viszont nem szignifikáns. Ha a parcellák átlagos mérete és a bennük található pontok gyakorisága közti kapcsolatot vizsgáltam, azt tapasztaltam, hogy nem érzékelhető, azaz nagyon gyenge kapcsolat létezik a két változó közt: $r_s = 0,079$; $p > 0,05$.

Ha a SAF1_11699 (kocasüldő) egyedet vizsgáltam, a viszony a következőképpen alakult: a parcellák minimális távolsága és a pontok gyakorisága az adott kultúrában nagyon erős, negatív irányú kapcsolatban van, ami ráadásul szignifikáns, mégpedig a 0,001-es szinten $r_s = -0,880$; $p < 0,05$. A parcellák mérete és a pontok gyakorisága közt viszont itt is nagyon gyenge korreláció létezik. $r_s = 0,017$; $p > 0,05$

Az AM1_11699 (kan hegyvidék) egyednél úgyszintén igen erős, negatív irányú, szignifikáns korrelációs kapcsolatot találtam a parcellák távolsága és a pontok gyakorisága közt $r_s = -0,899$; $p < 0,05$, míg a parcellák mérete és a pontok gyakorisága közt nagyon gyenge, elenyésző mértékű korreláció tapasztalható, $r_s = 0,187$; $p > 0,05$.

Az utolsó vizsgált egyed esetében, SAM1_09777 (kansüldő), a kapcsolat úgyszintén nagyon erős a parcellák távolsága és a pontok gyakorisága között, bár nem szignifikáns, $r_s = -0,600$; $p > 0,05$, míg a parcellák mérete és a pontok gyakorisága között elenyésző, $r_s = 0,029$; $p > 0,05$ kapcsolat létezik.

Az elvégzett tesztek alapján megállapítható, hogy a parcellák minimális távolsága a nappali pihenőhelyektől és az adott parcellákban történő mozgásintenzitás közt szoros kapcsolat van

minden esetben. Ez a szorosság 2 esetben szignifikáns is, mégpedig a $p=0,001$ szinten. Tehát az eredmények ismeretében az alaphipotézis, miszerint a parcellák távolsága és az adott kultúrában történő mozgásintenzitás közt szoros kapcsolat van, beigazolódott. A kapcsolat iránya minden esetben negatív, ami arra enged következtetni, hogy minél közelebb van egy kultúra, annál intenzívebb mozgás figyelhető meg benne.

Gyakran felmerült a kérdés, hogy a parcellák méretének van-e hatása a vadkár alakulására, azaz van-e kapcsolat, és ha igen, milyen irányú a kultúrák mérete és a bennük tapasztalható mozgásaktivitás között. Az előző tesztek eredményei egyértelműen bizonyítják, hogy a táblák méretének nem sok befolyásoló hatása van az egyedek mozgásaktivására az adott parcellákban. Másképpen fogalmazva, ugyanolyan előszeretettel tartózkodnak a relatíve kisebb méretű parcellákban, mint a nagyobb darabokban. Tehát az alaphipotézisem nem áll fenn, és sokkal inkább a parcella relatív távolsága a döntő, mintsem annak mérete.

4.4.4. A mezőgazdasági kultúrák hatása a havi mozgáskörzet kiterjedésére

Vadgazdálkodók és mezőgazdászok egyaránt érdekeltek abban, hogy a vadászmozgáskörzete hogyan viszonyul a mezőgazdasági termények használatához. A kérdés megválaszolása érdekében vizsgáltam a kapcsolatot az erdő, mezőgazdasági terület és más élőhelyek használatának gyakoriságát a havi KHR90% viszonylatában. Eredményeim változatos képet mutatnak, nem létezik törvényszerű kapcsolat a mezőgazdasági kultúrák látogatása és a havi mozgáskörzet kiterjedése közt. Egyértelmű szignifikáns kapcsolatot $r=0,68$; $p<0,05$ és $r=0,61$; $p<0,05$ (sign.1-tailed) a két változó közt 2 esetben találtam. Itt nyilvánvalóan a mezőgazdasági kultúrák látogatásának érezhető hatása van a havi mozgáskörzet kiterjedésére. Más esetben a kapcsolat szoros, de nem szignifikáns, és inkább az erdő és a más élőhelyek látogatása a döntő a havi mozgáskörzet kiterjedésére nézve. Ez akkor látszik igazán, amikor a mezőgazdasági kultúrák érési idejében, azaz júliustól októberig vizsgálom a két változó kapcsolatát. Ebben a periódusban nem találtam szignifikáns kapcsolatot egyik esetben sem, tehát vélhetően eltúlozzuk a mezőgazdasági kultúrák mozgáskörzet-alakító vagy befolyásoló hatását. Ez a felismerés rávilágít arra, hogy a vadászterület-méretes esetleges csökkentése nem befolyásolja majd érezhetően a vadkárok rendezését egy vadgazdálkodási egységen belül.

4.4.5. A habituálódás vizsgálata

Az egyedek mozgásának gyakorisága a tanulmányozott zónákban a következő táblázatban követhető:

33. táblázat – a tanulmányozott egyedek habituálódási tendenciája (szürke kitöltés=hegyi disznók)

Exemplar	Total	Intra_urb	buffer_200	extra_urb	Min_dist_middl_KHR
AM1_11701	3989	1236/30,9%	960/24,06%	1793/44,9%	244
AF1_11702	741	0/0%	0/0%	741/100%	4195
AM2_11701	4661	0/0%	0/0%	4661/100%	4873
SAF1_11699	6833	1/0,01%	1/0,01%	6831/99,9%	2420
SAM1_09777	8866	0/0%	0/0%	8866/100%	2345

Amit első látásra érdemes megjegyezni az, hogy a városban és a 200 méteres körzetében való tartózkodás nem jellemző a tanulmányozott egyedekre, kivéve egyet, a hegyvidéken jelölt kant, amelyre később visszatérek. A többi egyed kifejezetten kerülte a települést és annak közelségét minden évszakban. A távolságok a nappali pihenőhelyektől, jóllehet elég nagyok, mégsem zárják ki legalább a 200 méteres pufferezóna látogatását, hiszen találunk a nemzetközi szakirodalomban nagyobb távolságról idelátogató egyedekről is példát. Ha visszalátogatunk a fejezetre, ahol a nappali pihenőhelyek és a mezőgazdasági területek távolságát tárgyalom, láthatjuk, hogy elérhetőbb közelségben, mint az itt tárgyalt övezetek, az egyedek bőven választhatnak mindenféle táplálékbázis közt. Ezért nyilvánvalóan nem éri meg a kockázatot, hogy a messzebbre eső, ráadásul emberi veszélyeztetettség alatt álló zónákat látogassa. De mi a helyzet a sorból kilógó kan esetében? Mint említettem, a hegyvidéki egyedek egy közeli vadaskertből származnak. Egyetlen különbség a két egyed közt az, hogy míg a koca (AF1_11702) nem a vadaskertben született, és csak közel 6 hónapot töltött a kertben intenzív emberi nevelés alatt, addig a kan (AM1_11701) a vadaskertben született és ott nevelkedett 4 évig.

Elemelve minden részletet, ami az említett zónák látogatását vagy éppen kerülését magyarázná, és elvégezve a statisztikai próbákat megállapítható, hogy nincs szignifikáns kapcsolat a nappali pihenőhelyek távolsága és az említett zónák látogatása közt. Az egyedüli magyarázat a hegyvidéki kan urbanizációjára az a vadaskertben malackortól eltöltött, és valószínűleg

bevéssődött viselkedésminta. Ha az ugyanonnan származó, és ugyanott szabadon engedett kocához viszonyítjuk, azt láthatjuk, hogy bár ez a példány is vadaskertből származik, az ő esetében az ember „megnyugtató” közelségének előnyei nem rögzültek még az ott eltöltött fél év hatására, és inkább az emberi települések kerülése a meghatározó. Ha a síkvidéki egyedeket vizsgáljuk, azt látjuk, hogy a települések itt is viszonylag közel találhatóak, a kertek itt is bőséges táplálékbázist biztosítanak, rengeteg elhagyatott porta, kert, gyümölcsös, nádas található, az egyedek mégsem éltek ezek előnyeivel, sőt, határozottan kerültek a településeket és környékét. Jóllehet a minta nagysága miatt igen nagy elővigyázatossággal kell kezelni az itt elmondottakat, mégis legalább egy kérdéssel sikerült megszorítani az urbanizálódó vaddisznókról szóló hipotéziseket. A jövőben ésszerű lenne az urbanizálódott vaddisznók genetikai vizsgálata annak kiderítésére, hogy vad, vagy keresztezett egyedekről beszélhetünk.

4.4.6. A hajtóvadászat és más zavarás hatása az egyedek napi elmozdulására

A napi megtett távolságokat társítva a zavarás mértékével ésszerűnek tűnik, hogy alaphipotézisként hasonló eloszlást feltételezünk, ami nem függ a zavarás mértékétől. Statisztikailag, független mintás Kruskal-Wallis teszttel vizsgáltam a hipotézisem helyességét. Az eredmény az, hogy a pontok távolsága (elmozdulás) szignifikánsan eltér a különböző zavarások hatására mindenik egyednél. AM2_11701 (n=82; p<0,005;), SAF1_11699 (n=81; p<0,005;), SAM1_09777: (n=92; p<0,005). A fokozati (zavarási) változók egymáshoz viszonyított elmozdulási értékeit tanulmányozva, független mintás t-próbával, világosan látszik már az alapstatisztika táblázatból, hogy szignifikánsan eltérnek. AM2_11701: t= -8,782; p<0,005; df=25; SAF1_11699: t= -2,614; p<0,005; df=22, SAM1_09777: t= - 4,057; p<0,005; df=22. Itt a fakitermelés és a vaddisznóhajtás hatására történő elmozdulás a fontos, hiszen az egyes fokozatú, standard zavarás a leggyakoribb, azaz hogy állandóan jelen van.

Az egyes zavaró körülmények hatására történő elmozdulások hatására módosul gyakorlatilag minden egyed mozgásaktivitása. A hajtások napján és utána bizonyos ideig megnő a mozgásaktivitás, ami szoros összefüggésben van a zavarás mértékével. Az általánosan ismert, pihenőhelyek által meghatározott nappali mozgáskörzetbe minden egyed visszatért a hajtás után. A SAM1_09777-es számú egyed a hajtások ellenére sem mozdult ki a jól ismert élőhelyéről. A legkésőbb 5 napra rá tért vissza egy egyed a hajtás miatt elhagyott területére. Ezek az eredmények beszédesen érzékeltetik azt, hogy bizony a vadászati módok közül valószínű, hogy a

hajtóvadászat gyakorol a legnagyobb zavaró hatást vaddisznóállományainkra (Maillard & Fournier, 1995). Itt szükséges visszatérnünk az élőhely minőségére és a zavarási tényezők számára és intenzitására. Azt mondtam az előzőkben, hogy a kutatási terület megválasztásánál az ideális kondíciók voltak figyelembe véve, hiszen ehhez lehet majd viszonyítani egy kevésbé alkalmas, mondjuk hegyvidéki élőhelyet. Véleményem szerint ez a napi elmozdulás rendkívül kevés egynapos hajtóvadászat esetén. Magyarországon vadaskertben találtak ilyen elmozdulást (Horváth J. 2016). Keuling et al. (2010) viszonylag sok megjelölt egyed utólagos követésével a kanoknál 3,8, a kocáknál 1,6 km-es diszperziót talált, azaz ilyen távolságra jutottak el az egyedek mielőtt levadászták volna, és nem a hajtások hatásaként, hanem szabad diszperzió nyomán. Nos, egyre inkább meg vagyok győződve, hogy az élőhely minősége és a zavarás mértéke határozza meg az egyedek visszatérésének idejét az eredeti élőhelyre. És ami a legfontosabb, ezen a protokoll vadászterületen folyamatos, fogyasztáshoz igazodó, napi rendszerességgel (automata) történő etetés volt jellemző. Emellett viszonylag kevés, évente 5-6 alkalommal történt vadászat az adott erdőben. Meggyőződésem, hogy az egyedek ilyen gyors visszatérése a megszokott zónákba, vagy esetleg a helyben maradás, az előbb felsorolt tényezők hatása. Keuling et al. (2008) szerint ahol kevés zavarás történik, és évente 1-2 hajtóvadászat, ez nem változtatja érdemben az éves, vagy akár a havi mozgáskörzetet földrajzilag és kiterjedésében sem. Ugyanezt én is elmondhatom ezen az ideális vadászterületen. Véleményem szerint ez homlokegyenest másképp alakul a hegyvidéki vadászterületen, ahol több zavaró tényező nagyobb intenzitással fejt ki hatását, ráadásul általában minden hétvégén hajtóvadászat szerveződik és lehetetlen folyamatos kiegészítő takarmányozást folytatni a medve jelenléte miatt, amely minden etetőhely kifejezett látogatója. Szóval az ilyen élőhelyen prioritásként a lesvadászatot kell erőltetni, és azt is inkább a mezőgazdasági kultúrák mellett. Ha majd sikerül érdemben rendezni a medvekérdést, szó lehet hatékony vaddisznógazdálkodásról is a hegyi élőhelyeken, addig azonban, a vadásztársulatok alkonyának lehetünk tanúi.

4.5. Szaporodásbiológia

2014 naptári évben mindösszesen 167 kocától sikerült olyan minőségű szaporodásbiológiai mintát begyűjteni, amely kutatási célra felhasználható. Mivel a testtömegadatok felvétele nem állt módomban, azokat a mintákat dolgoztam fel, amelyek legalább a korbecslést lehetővé tették. Az adatok így is részben hiányosak. Nem állt rendelkezésemre 8 hegyvidéken elejtett példány

elejtési időpontja, és csak 141 olyan mintám volt, amelynél számítható a vesezsírindex. Az összesített adatokat a 33. táblázat tartalmazza.

34.táblázat – A szaporodásbiológiai minták összesített adatai

Szaporodásbiológiai adatok	Hegyvidék			Síkvidék		
	N	\bar{x}	SD	N	\bar{x}	SD
Kor	114	4,00	2,06	53	3,69	1,80
Vesezsír index	92	0,98	0,61	49	1,19	0,39
Sárgatest szám	98	8,55	2,13	43	7,53	1,55
Magzat szám	66	6,68	2,39	39	6,72	1,64

A vaddisznó szaporodásbiológiájának fontos befolyásoló tényezője a kocák kora és fizikai kondíciója. Az összesített adatok alapján a két élőhelyről származó minták korosztályi eloszlása között nincs szignifikáns különbség (ANOVA: $df = 166$; $F = 0,838$; $p = 0,3612$). A kondíció tekintetében azonban a vesezsírindexek átlagértékei $\alpha = 0,05$ szinten, szignifikáns mértékben nagyobbak a síkvidéki minták esetében (ANOVA: $df = 140$; $F = 5,243$; $p = 0,0235$).

Mivel a kocák kora, mint a reprodukciót leginkább befolyásoló tényező esetében a két élőhelyről származó minták átlagai nem térnek el szignifikánsan egymástól, így az összehasonlítások lehetségesek.

4.5.1. Vemhesülési arány

A vemhesülési arány (%) kiszámításánál a mintákban előforduló összes korosztály reprodukciós potenciálját figyelembe vettem, ugyanis mindeniknél fordult elő vemhesülés. Az október 1 – február 15 időszakból hegyvidékről 96, síkvidékről 44 mintám származott. Hegyvidékről 18, síkvidékről 9 minta begyűjtési ideje ismeretlen, vagy nem a hagyományos párzási időszakban lett begyűjtve. A hegyvidéki 96 mintából 84 esetében, míg a síkvidéki 44 mintából 39 esetében találtam sárgatestet. Ez hegyvidéken 87,5%-os, míg síkvidéken 88,6%-os vemhesülési aránynak felel meg. A vemhesülési arányban látszólag nem mutatkozik eltérés a két élőhely között. Ennek statisztikai ellenőrzésére nem paraméteres, rangokon alapuló Kruskal-Wallis tesztet végeztem. A teszt megerősítette a feltételezésemet, ugyanis $\alpha = 0,05$ szinten a próbastatisztika p-értéke 0,9870. Tehát a két vizsgálati terület vaddisznóállományának vemhesülési arányszáma azonos, 88% körüli. Amennyiben csak a januári minták alapján számítottam vemhesülési arányt, úgy hegyvidéken 22 mintából 2, síkvidéken 19 mintából 1 nem tartalmazott sárgatestet. Mind a 3 sárgatest nélküli, januári minta 1 év alatti emsemalactól származott. Síkvidéken az 1 év alatti

malacok 25%-a, hegyvidéken 50%-a vemhesült. Ha ezt a korosztályt figyelmen kívül hagynánk, és csak januári minták alapján állapítanánk meg vemhesülési arányt, ez az érték mindkét élőhelyen 100% lenne.

A 88% körüli vemhesülési arány az olyan európai vizsgálatok eredményeihez hasonló, amelyeket kiváló táplálékellátottságú években, 2 évnél idősebb korosztályú kockánál tapasztaltak (Sáez-Royuela 1987; Boitani et al. 1995; Moretti 1995; Massei et al. 1996; Fruziński és Łabudzki 2002; Gethöffer et al. 2007). Fonseca et al. (2004) által Portugáliában tapasztalt északi és déli területek állományainak vemhesülési aránya közötti eltérést Romániában nem mutattam ki. Ugyanakkor, nincs arra utaló adat, hogy a 2013 – 2014 évek rendkívüli táplálékabőséggel lettek volna jellemezhetők. Németországi vizsgálatok során, januári minták alapján, 2004-ben találtak a jelen kutatás eredményeihez hasonló vemhesülési arányt (90%), majd 2005 hasonló időszakában, a bőséges tölgy- és bükkmakktermés hatására, a vemhesülési arány 100% volt (Gethöffer et al. 2007). Az egész állományra és összes korosztályra vonatkoztatva a tapasztalt ~88% vemhesülési arányt elfogadhatónak tartom mindkét élőhelyen.

4.5.2. A reprodukciós potenciál, sárgatest szám

A sárgatestek számát korosztályi bontásban elemeztem oly módon, hogy figyelembe vettem az összes mintát, amelynél előfordult sárgatest, függetlenül a mintagyűjtés időpontjától. Összesen 141 minta esetében találtam sárgatestet. 98 minta származott a hegyvidéki területekről, míg 43 síkvidékről (34. táblázat).

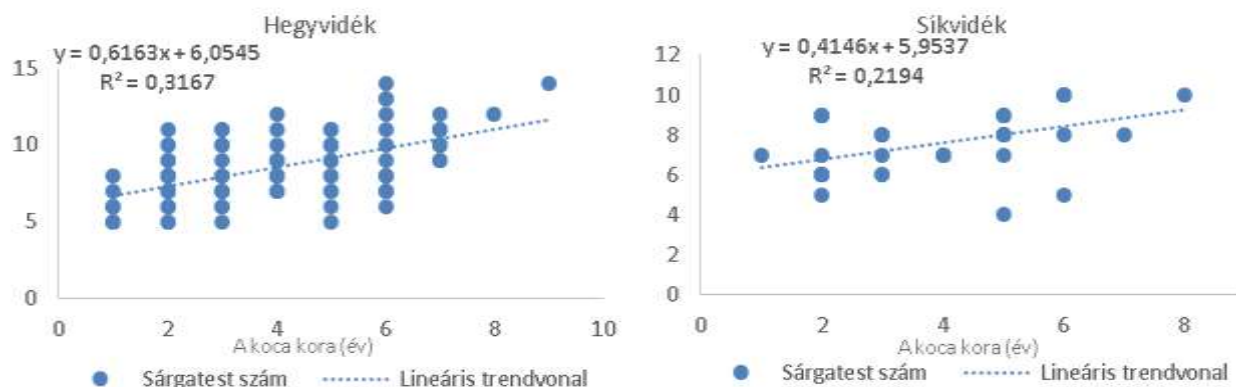
35. táblázat – A vaddisznó reprodukciós potenciálja a koca korának függvényében (N = mintaszám; n = sárgatestek átlagos száma)

Élőhely	M.E.	A koca kora (év)									Átlag
		0≤1	1≤2	2≤3	3≤4	4≤5	5≤6	6≤7	7≤8	8≤9	
Hegyvidék	N	8	20	14	14	16	14	10	1	1	
	n	6,0	7,7	8,2	8,6	8,7	9,5	10,3	12,0	13,0	8,56
Síkvidék	N	1	14	6	4	10	6	1	1	0	
	n	7,0	6,8	7,2	7,0	7,9	8,8	8,0	10,0	0	7,53

Az eredmények alapján, a hegyvidéki élőhelyen átlagosan nagyobb a sárgatestek száma 8,56 (n=98), mint a síkvidéken 7,53 (n=43). Továbbá élőhelytől függetlenül a sárgatestek száma folyamatosan növekszik a koca korának függvényében.

A két élőhely vaddisznóállományának reprodukciós potenciálját páros T-próbával is összehasonlítottam. A próbastatisztika értéke $\alpha = 0,05$ szinten $p = 0,0056$, tehát hegyvidéken a magasabb sárgatestszám szignifikáns mértékben tér el a síkvidéken tapasztalttól.

A sárgatestek számának növekedését a kor függvényében regresszió számítással teszteltem (17. ábra).



17. ábra – Sárgatestek száma a koca korának függvényében

Az eredmények megerősítik a feltételezésemet, ugyanis mindkét élőhelyen pozitív szignifikáns összefüggés van a koca kora és a sárgatestek száma között. A korrelációs értékek viszonylag kicsik ($r = 0,56$ hegyvidéken és $r = 0,47$ síkvidéken), de a próbastatisztika p-értékei erőteljesen szignifikánsak $\alpha = 0,05$ szinten: $p < 0,001$, illetve $p = 0,0015$.

A hegyvidéki élőhelyek minősége - elsősorban a 3. fejezetben részletesen bemutatott környezeti tényezők miatt - gyengébb. A sárgatestek jelenlétéből vagy hiányából származtatott vemhesülési arány ugyanazon élőhely állományában is ingadozhat az egyes években. A vemhesülési arány ingadozását a legtöbb esetben az elérhető táplálékforrások mennyiségével és minőségével magyarázták (Boitani et al. 1995; Gethöffer et al. 2007). Mivel a hegyvidéki élőhelyeken a sárgatestek száma szignifikáns mértékben nagyobb, mint síkvidéken, feltételezhetően a szaporodási időszakig a táplálékforrások nem szűkösebbek, és nem gyengébb minőségűek.

4.5.3. Az embrió (magzat) szám

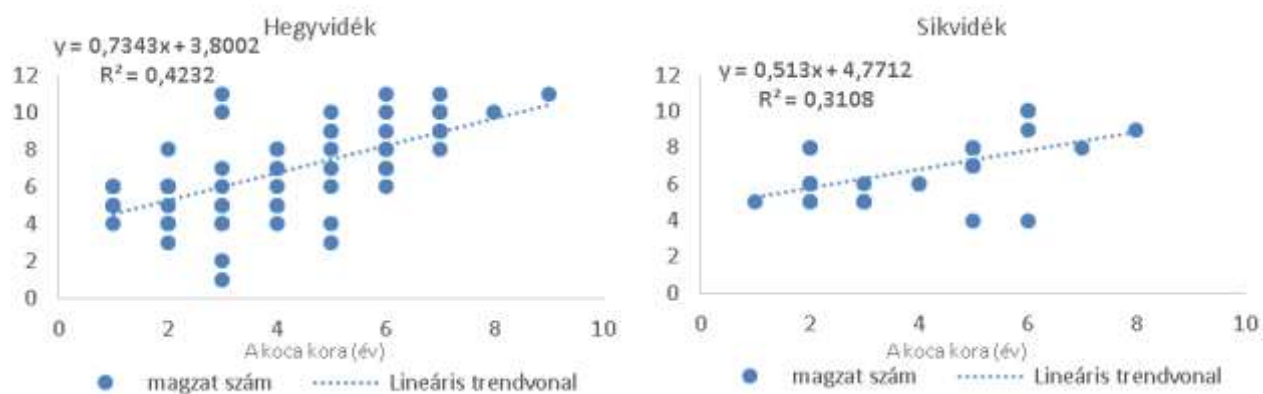
Az embriószám meghatározásánál is figyelembe vettem az összes mintát, amelynél magzatot találtam, függetlenül a mintagyűjtés időpontjától. Magzatot hegyvidéki minták esetében 66, síkvidéki mintákban 39 egyednél találtam (36. táblázat).

36. táblázat – A vaddisznóembriók száma a koca korának függvényében (N = mintaszám; n = magzatok átlagos száma)

Élőhely	M.E.	A koca kora (év)									Átlag
		0≤1	1≤2	2≤3	3≤4	4≤5	5≤6	6≤7	7≤8	8≤9	
Hegyvidék	N	8	14	10	8	8	8	8	1	1	
	n	5,2	5,4	5,5	6,25	7	8,2	9,5	10,0	11,0	6,69
Síkvidék	N	1	13	6	2	10	5	1	1	0	
	n	5,0	6,3	5,2	6,0	7,2	8,6	8,0	9,0	0	6,72

A két élőhelyen tapasztalt átlagos magzatszám nagyon hasonlóknak tűnik. Hegyvidéken 6,69 (n = 66), és síkvidéken 6,72 (n = 39). Az adatok statisztikai összehasonlítására T-próbát alkalmaztam. A T-próba próbastatisztika értéke $\alpha = 0,05$ szinten $p = 0,9335$. Tehát a két élőhelyen tapasztalt átlagos magzatszám között szignifikáns eltérés nincs.

A magzatok száma a koca korának függvényében a sárgatesteknél tapasztaltakhoz hasonlóképpen alakul (18. ábra). A regressziószámítás igazolta, hogy a pozitív trendek a koca kora és a magzatszám között statisztikailag is szignifikánsak. Hegyvidéki minták esetében a korrelációs együttható $r = 0,65$, míg síkvidéken $r = 0,56$. A próbastatisztika p-értékei mindkét élőhelyen $p < 0,001$. A sárgatestek számának alakulásához viszonyítva a kocánkénti átlagos magzatszám alakulása szorosabb összefüggésben van a koca korával, és a szignifikancia is erősebb.



18. ábra – A magzatok száma a koca korának függvényében

Európában a kocánkénti átlagos magzatszám 3,05 – 6,70 között változik (Aumaître et al. 1982; Boitani et al. 1995; Moretti 1995; Neet 1995; Fernández-Llario és Mateos-Quesada 1998; Fernández-Llario és Carranza 2000; Fonseca et al. 2001; Fruziński és Łabudzki 2002; Fonseca et al. 2004; Gethöffer et al. 2007; Merta et al. 2011; Orłowska et al. 2011; Rosell et al. 2012; Náhlik et al. 2013). A vizsgálati területeimen talált 6,69 és 6,72 a legnagyobb értékekhez hasonló (6,70),

melyeket Magyarországon találtak (Náhlík et al. 2013). Az alomszám növekedése a koca korának függvényében az európai kutatások mindenikénél általános érvényű. Ugyanakkor a kocánkénti átlagos malacszám nem csak a koca korával, hanem annak átlagos testtömegével is szorosan összefügg (Frauendorf et al. 2016). A mediterrán országokban kisebbek az átlagos testtömegek, az elterjedési terület észak-keleti részein nagyobbak (Sjarmidi és Gerard 1988). Sjarmidi és Gerard (1988) feldolgozása szerint a vaddisznó testtömege 35 és 230 kg között változik a földrajzi elterjedési területén belül. Ehhez képest Romániában nem ritka a 210 – 250 kg zsigerelt testtömegű vaddisznó sem (Cotta et al. 2008). Ez lehet többek közt a magyarázata az egész Európa területén egyik legmagasabb magzatszámnak.

4.5.4. Méhen belüli mortalitás

A sárgatestek és magzatok száma közötti különbség az embrionális mortalitások következménye. Méhen belüli mortalitást hegyvidéken minden korosztálynál tapasztaltam, síkvidéken a 7 éves korosztály volt csak kivétel. Ugyanakkor, a 7 éves korosztályból csak egy mintám volt, amelynél magzatot is találtam. A teljes mintaszámra vonatkoztatott embrionális mortalitás hegyvidéken 19,45% (n=66), míg síkvidéken 10,39% (n=39). Az átlagos embrionális mortalitás értékeket egytényezős varianciaanalízissel hasonlítottam össze. Az összehasonlítás eredményeként a két élőhelyen tapasztalt embrionális mortalitás átlagértéke közötti különbség szignifikáns $\alpha = 0,05$ szinten (ANOVA: df = 104; F = 6,5522; p = 0,0119). Tehát hegyvidéken a méhen belüli mortalitás szignifikáns mértékben nagyobb arányú, mint síkvidéken.

Mivel a vesezsírindexekből származtatott átlagos fizikai kondíció szignifikáns mértékben jobb síkvidéken, a hegyvidéken tapasztalt magasabb arányú méhen belüli mortalitást ezzel magyarázhatnánk. Ugyanakkor a kondíció növekedésével tapasztalható a mortalitások negatív tendenciája, azonban a lineáris regresszió a mortalitások varianciájának kevesebb, mint 4%-át magyarázza ($r = 0,197$).

A vesezsírindexből származtatott fizikai kondíció tehát egymagában nem elegendő az embrionális mortalitások magyarázatára. Az általános táplálékhiány azonban igen, ugyanis az embrionális mortalitás csökken bő makktermés esetén (Aumaître et al. 1984), függ a táplálékkínálattól, és populációnként különböző mértékű (Ditchkoff et al. 2012).

A vesezsírindex szintűgy, mint a sárgatestszám, vagy a magzatszám az elejtés időpontját tekintve csak pillanatnyi, nem visszamenőleges jellemző. A magzatszám és vesezsírindex egyaránt következmény, nem egymás okozói.

Nagyobb átlagos vesezsírindexekkel jellemezhető populációk esetében kisebb, alacsonyabb átlagos vesezsírindex érték esetén magasabb az embrionális mortalitások aránya. Az a kérdés azonban nyitott maradt, hogy mi okozza a hegyvidéki vaddisznóállomány fizikai kondíciójának a romlását, illetve, hogy ez intenzívebb kiegészítő takarmányozással megállítható-e.

A feldolgozott szakirodalom szerint Európában az embrionális mortalitás aránya 11,00 – 30,62% között alakul (Mauget 1972; Aumaître et al. 1982; Mauget 1982; Aumaître et al. 1984; Abaigar 1992; Gethöffer et al. 2007; Cellina 2008; Rosell et al. 2012; Náhlik et al. 2013). A síkvidéken tapasztalt 10,39% embrionális halandóság kisebb, mint a szakirodalomban közölt minimális érték. A hegyvidéki 19,45% a németországi maximumhoz és a luxemburgi átlaghoz hasonló (18,0%) (Gethöffer et al. 2007; Cellina 2008).

Nem elhanyagolható különbség a két élőhely között a vadgazdálkodás és vadászati hasznosítás módja sem. Síkvidéken az elfogyasztott mennyiséghez igazodó, egész évben fenntartott kiegészítő takarmányozás és területrészenként évente legfeljebb 3 hajtóvadászat jellemző. Ezzel lehet összefüggésben az európai szakirodalomhoz képest itt tapasztalt minimális embrionális mortalitási arány. A hegyvidéki területeken, ezzel szemben, a vadésziidényben minden hétvégén hajtóvadászat van, és a kiegészítő takarmányozás le van állítva a vadászati idény végével, ami a kutatási időszakban február 15 volt, újabban január 31. A magzati fejlődés időszakában fellépő táplálékhiány és a hajtóvadászatok által okozott stressz egyaránt, vagy együttesen lehet okozója a hegyvidéki kiemelkedően magas arányú embrionális mortalitási aránynak.

4.5.5. A születési szám

A születési szám vizsgálatánál a január 15 – február 15 időszakban elejtett kocák vehemmintáit elemeztem. A méhen belüli mortalitás következtében feltételeztem, hogy a vadászati idény által limitált mintagyűjtési időszak vége fele a magzatok átlagos száma csökken, és megközelíti a születési arányszámot. Ez a hipotézis a január 15 – február 15 időszakban gyűjtött minták alapján nem igazolódott be. Hegyvidéken az átlagos magzatszám 7,17 (n=34), míg síkvidéken 6,95 (n=21) volt. Ezek az értékek nagyobbak a teljes mintagyűjtési időszakra vonatkoztatott magzatszámánál (6,69, illetve 6,72). Erre az egyetlen elfogadható magyarázat az lehet, hogy a hagyományos bűgási időszakhoz képest korai, vagy megkésett vemhesülések esetében az átlagos magzatszám kisebb kell legyen. A számításokat elvégezve a feltételezésem egyértelműnek bizonyult. Számszerűen a január 15 – február 15 időszakon kívül gyűjtött minták esetében a kocánkénti átlagos magzatszám hegyvidéken 6,15 (n=32) és síkvidéken 6,44 (n=18). A

különböző időszakokban elejtett kocák átlagos magzatszámát statisztikailag is fontosnak tartottam összehasonlítani. A január 15 – február 15 időszakban és az említett időszakon kívül elejtett kocák átlagos magzatszáma között nem mutatkozott statisztikailag szignifikáns különbség sem hegyvidéken (ANOVA: $df = 65$; $F = 3,1094$; $p = 0,0826$), sem pedig síkvidéken (ANOVA: $df = 38$; $F = 0,9308$; $p = 0,3409$). Ennek értelmében, s mivel nem találtam egyetlen minta esetében sem elhalt magzatot, a teljes mintagyűjtési időszak átlagos magzatszámát elfogadtam a születési számmal egyenértékűnek.

A születési számról is megállapítható szintűgy, mint a magzatszám esetében, hogy az eddigi európai kutatási eredmények szerinti legnagyobb átlagértékek Romániában tapasztalhatók.

4.5.6. Születéskori ivararány

Az ivar megállapítása minden esetben makroszkopikus módszerrel történt. A módszer korlátja, hogy a 20 gramm tömeg alatti magzatok neme nem határozható meg teljes bizonyossággal. Legkevesebb 20 gramm tömegű embriót 73 kocánál találtam: hegyvidékről 46-nál, síkvidéken 27-nél. A magzati ivararány hegyvidéken 1:1,1 volt a kocák javára, síkvidéken 1:0,8 a kanok javára. Összehasonlítottam a kocánkénti hímivarú magzatok számából képezett adatsort a nőivarú magzatok számát tartalmazó adatsorral, páros t-próbával. Hegyvidéken a magzati ivararány nem különbözött szignifikáns módon az 1:1-től ($t = -0,8189$, $p = 0,2087$; $N = 46$), síkvidéken viszont igen ($t = 2,6553$, $p = 0,0072$; $N = 27$). Legtöbb eddigi vizsgálati eredmény szerint az 1:1-től lényegesen nem eltérő ivararány jellemző (Aumaître et al. 1984; Fernández-Llario et al. 1999; Náhlik et al. 2013). Vannak azonban példák szélsőségesen eltolódott ivararányra is (Merta et al. 2011; Orłowska et al. 2011).

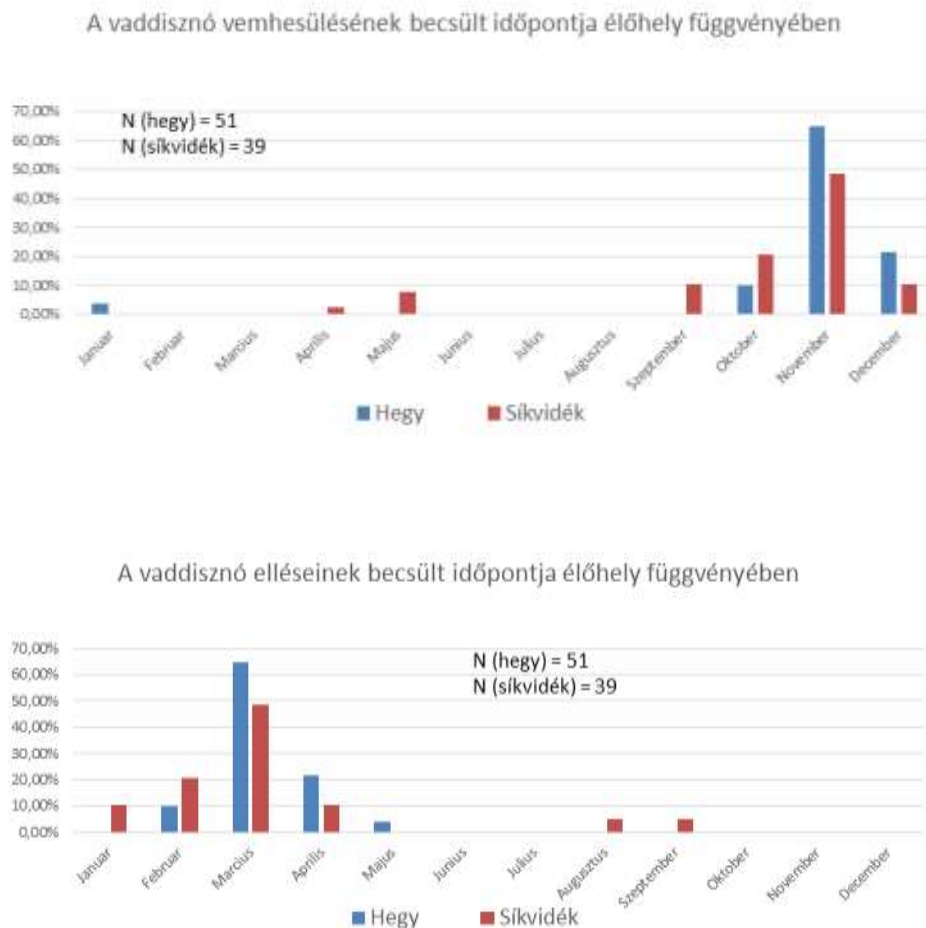
Kocák javára tolódott magzati ivararányt több európai kutatás során találtak (Boitani et al. 1995; Fruziński és Łabudzki 2002; Orłowska et al. 2011; Náhlik et al. 2013), de a hímnemű utódok túlsúlyára is akad példa (Servanty et al. 2007; Merta et al. 2011). Ugyanakkor, a születési ivararány ugyanazon a területen belül is évről évre változhat (Mauget 1980).

A magzatok átlagos tömege ivar szerint mindkét élőhelyen nagyobb volt a kanok esetében. A különbség hegyvidéken szignifikáns (ANOVA: $df = 321$, $F = 6,3886$, $p = 0,0119$; $N = 46$), síkvidéken viszont nem szignifikáns (ANOVA: $df = 181$, $F = 0,0116$, $p = 0,9141$; $N = 27$).

4.5.7. Fogamzások és ellések ideje

Azon minták esetében, amelyekben magzatot is találtam, a Vericad (1983) képlete segítségével kiszámítható a magzatok napban kifejezett kora, azok tömege alapján. A képlet is 120 napos

vemhességi idő alapján lett megállapítva, így az elejtés napján ismert korú magzatok segítségével, 120 nap vemhességi idő figyelembe vételével becsülhető a koca vemhesülésének és várható ellésének ideje (19. ábra).



19. ábra – A vaddisznó vemhesülésének és elléseinek becsült ideje élőhely függvényében

Az adatfeldolgozás alapján hegyvidéken egy csúcú, erőteljesen szinkronizált szaporodási időszak jellemző. A vemhesülések és ellések 64,71%-a novemberben, illetve márciusban történik. Október előtt nincs vemhesülés, és január hónappal befejeződik, mikor is csak 3,92% a vemhesülések aránya. Az összes vemhesülés és ellés 96,08%-a október – december, illetve február – április időszakban következik be. Síkvidéken a vemhesülések és ellések 10,26%-a már szeptemberben, illetve januárban megtörténik. A csúcú itt is november és március hónapokra esik, mikor a vemhesülések, illetve ellések 48,72%-a következik be. A szaporodási időszak szinkronizálása a síkvidéki területen is jellemző. Az összes vemhesülések és ellések 89,74%-a szeptember – december, illetve január – április időszakokban történik. Van egy 10,26% arányú

április – májusi vemhesülés, illetve augusztus – szeptemberi ellés. Ez az arány egybeesik a szeptemberi vemhesülések és januári ellések arányával. Megtörténhet, hogy a korán ellett kocák valamilyen oknál fogva ismét vemhesülnek, leginkább az alom elpusztulása esetén. A korán, januárban született malacok elhullásának nagy az esélye környezeti feltételek hatására. A második alomban azonban rendszerint alacsonyabb az utódok száma. A január 15 – február 15 közötti, és az ezen kívül időszakban a kocánkénti átlagos magzatszám nem tér el szignifikáns mértékben. Ugyanakkor a nyári vadkárelhárító vadászatok során elejtett kocák egy esetben sem vezettek malacot, egyedül voltak, és nyári szőrben kannak gondolta az elejtő. Az eredményeimre azt a magyarázatot tartom lehetségesnek, hogy a síkvidéki vaddisznóállomány kb. 10%-a az első almának valamely okból történő elvesztését teljes mértékben pótolja egy második ellési időszakkal. Persze meg kell jegyezni, hogy egy augusztus végén – szeptember elején született alomnak sem nagyok a túlélési esélyei.

A vaddisznó európai elterjedési területén az őszi bűgások és a tavaszi ellések jellemzőek (Moretti 1995; Fonseca et al. 2001; Fruziński és Łabudzki 2002; Fonseca et al. 2004; Gethöffer et al. 2007; Merta et al. 2011). Ugyanakkor, havi bontásban az ellések legmagasabb kimutatott részaránya 17 – 46% közötti, valamint azon hónapok száma, amelyekben előfordulnak ellések, 5 – 12 közötti (Boitani et al. 1995; Durio et al. 1995; Moretti 1995; Fernández-Llario és Carranza 2000; Fonseca et al. 2001; Merta et al. 2011; Orłowska et al. 2011). Tehát több élőhelyen tapasztalható az ellések havi eloszlásában egy csúcs, azonban inkább elhúzódozó, mint szinkronizált ellésekről beszélhetünk. A jelen kutatás esetében kapott márciusi ellések aránya, amely hegyvidéken 64,71%, illetve síkvidéken 48,72%, az európai szakirodalomban páratlan. Továbbá a hegyvidéken tapasztalt, mindösszesen négy hónap alatt lezajló összes ellés is példa nélküli. A szaporodási időszak nagyfokú szinkronizálását általában a kedvezőtlenebb környezeti feltételekkel magyarázzák, mely esetekben a magzati fejlődés és a születések az arra leginkább alkalmas időpontra időzítődnek (Fernández-Llario és Carranza 2000). A szaporodási időszak ilyen mértékű szinkronizálására jelen esetben is a környezeti feltételek szolgálhatnak magyarázatul. Jobb táplálkozási feltételek, esetenként kiegészítő takarmányozás eredményeként húzódnak el (Fernández-Llario és Mateos-Quesada 1998), vagy történhetnek korábbi időpontban (Pépin et al. 1987) az ellések. Mindkét tényező jelen van a kutatási terület síkvidéki részein. Ugyanakkor a hatások is, ugyanis a hegyvidéki élőhellyel ellentétben korábban (januártól) és hosszabb ideig (6 hónap) fordulnak elő ellések. A kedvezőbb táplálkozási feltételek

hatására az elhúzódo szaporodási időszaknak két csúcsa is lehet (Mauget 1980; Pépin et al. 1987; Cellina 2008). A síkvidéken augusztus – szeptember hónapokban előforduló 10,26% ellési arány esetében nem egyértelmű, hogy elpusztult alom pótlása, vagy kései, elhúzódo vemhesülések eredménye. Mivel a magzatszám nem tér el szignifikáns mértékben a január 15 – február 15 időszakban gyűjtött minták átlagos értékétől, inkább lehet szó elhúzódo vemhesülésről, mint második ellési időszakról. Ez sem lenne példátlan, ugyanis például Spanyolországban előfordul, hogy két év során három alom születik (Santos et al. 2006).

5. ÚJ ÉS ÚJSZERŰ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. A vadkárveszélyes zónák megállapítása az egyedek KHR90%-os mozgáskörzetének sűrűségi középpontjának kiszámításával, és a kultúrák minimum távolságának ehhez való viszonyításával kijelölhető és besorolható.
2. Az általam vizsgált romániai élőhelyeken a vaddisznó évszakos és éves mozgáskörzete is nagyobb, mint más európai országokban. Ugyanakkor, a MKP módszerrel számított legnagyobb éves mozgáskörzet síkvidéken adódott, s ez 4000 ha körüli. Az összes többi egyed esetében a maximális mozgáskörzet 2200 ha volt, így a hegyvidéki feltételezett nagyobb mozgáskörzetek nem igazolódtak be, s amennyiben a szarvasfélék esetében is bebizonyosodik a kisebb mozgáskörzet, a vadászterületek kiterjedésének csökkentése indokolt.
3. Vizsgálataim rávilágítottak arra, hogy ha az erdő melletti pufferzónákat vizsgáljuk mozgásaktivitás szempontjából, a legnagyobb aktivitás az erdőtől 100-250 méteres zónában figyelhető meg. Ha kifejezetten a mezőgazdasági kultúrák használatát nézzük ezekben a zónákban, akkor a válasz nem egyértelműen ugyanaz, hiszen a mezőgazdasági kínálattól függően változik a sávokban történő mozgásintenzitás.
4. A mezőgazdasági kultúrnövények preferenciája szempontjából elmondható, hogy nagyban függ az adott kultúra minimális távolságától a nappali pihenőhelyekhez viszonyítva. Kutatásom során nem tudtam egyértelmű preferenciát bebizonyítani egy adott kultúra iránt, szinte egyedenként változó, az erdőhöz legközelebb eső kultúrát preferálták, és szinte kizárólag még akkor is, ha kissé távolabb, más, elvileg jobban kedvelt kultúra rendelkezésre állt.
5. A vaddisznó habituálódása egy nyitott kérdés napjainkban. A városban vagy településeken élő vaddisznó valamiért ezt az életmódot kedveli. Bebizonyosodott, hogy 5 vaddisznóból csak az az egy egyed volt a lakott terület folyamatos vendége, amely vadaskertben és ember közelében született. Ezért a jövőben érdemes lenne a városban élő vaddisznók genetikai vizsgálata.
6. A vadászati módok tekintetében megerősítem, hogy a hajtóvadászatnak van a legnagyobb hatása a napi elmozdulásra. Ez jó élőhely és bőséges kiegészítő takarmányozás, valamint

max. minden hónapban 2 hajtással temperálható. Silányabb élőhelyen, több hajtással gyakorlatilag elzavarjuk a vaddisznót környékünkről.

7. A hónaponkénti mozgáskörzet kiterjedésének egyik meghatározó tényezője a mezőgazdasági kultúrnövények vegetációs ideje. Eszerint a KHR 90% által lefedett mozgáskörzetek nagyobbak a nyári-őszi szezonban, mint a téli-tavaszi hónapokban.
8. A környezet eltartó képessége alatti sűrűségű – éghajlat, ragadozók és vadászati hasznosítás együttes korlátozó hatása alatt álló – vaddisznópopulációk esetében, az egy kocára eső megtermékenyített petesejtek száma nagyobb lehet, mint az ilyen körülményekhez képest ideális élőhelyeken. Az ilyen populáció jelentősebb növekedési potenciállal rendelkezik.
9. Hegyvidéki élőhelyeken a rendkívüli reprodukciós potenciál nem jut érvényre a populációdinamikában, ugyanis az embrionális mortalitások, az Ibériai félszigetet leszámítva, Európában itt a legmagasabbak. Hegyvidéki vaddisznóállományok egy kocára eső megszületett malacszámának kulcsperiódusa a december – március. Ebben az időszakban a táplálékhiány és/vagy stressz hatására lecsökken a kocák általános fizikai kondíciója és 19,45%-os méhen belüli elhullás következik be.
10. Egész évben állandó, az elfogyasztott mennyiséghez igazodó kiegészítő takarmányozás, valamint egy vadászati idényben, területrészenként legtöbb 3 hajtóvadászati esetben, Románia déli alföldi élőhelyein tapasztalható a legkisebb arányú embrionális mortalitás, ami 10,39%. Hasznosított szabadterületi állományok esetében ennél kisebb arányú embrionális mortalitást sehol nem tapasztaltak.
11. A sárgatestszámról, magzatszámról és születési számról megállapítható, hogy az eddigi Európai kutatási eredmények szerinti legnagyobb átlagértékek Romániában tapasztalhatók. Ez valószínűleg azzal magyarázható, hogy a kocánkénti átlagos malacszám nem csak a koca korával, hanem annak átlagos testtömegével is szorosan összefügg, és Romániában a legnagyobbak a vaddisznó testméretei az Európai földrajzi elterjedési területén belül.
12. Európai viszonylatban, Romániában – élőhelytől függetlenül – a legerőteljesebben szinkronizáltak az ellések. Hegyvidéken az összes ellés 4 hónap alatt történik meg egy 64,71%-os márciusi csúccsal. Síkvidéken két periódus van: egy 4 hónapos, az ellések

89,74%-ával, és egy 2 hónapos 10,26%-al. Az első időszak március hónapjában az éves összes ellések 48,72%-a történik meg.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

A vaddisznó mozgáskörzetének és szaporodási jellemzőinek vizsgálatára különböző élőhelyeken GPS jeladóval jelöltem összesen 5 egyedet. A GPS nyakörveket addig hagytam működésben, míg a jelölt egyed terítékre nem lett hozva, vagy a küldött jel el nem vészett. A fogadott GPS koordináták térinformatikai feldolgozása lehetővé tette a helyváltoztatások mintázatának tanulmányozását, valamint betekintést engedett a jelölt egyedek élőhelyhasználatába. Egy – egy jelölt egyedtől 737 és 9065 közötti volt a fogadott pozíciók száma. Ez sokrétű adatfeldolgozást tett lehetővé. Az eredményeket az alábbiakban röviden összefoglalva mutatom be.

Havi bontásban, a befogás és szabadon bocsátás hónapjainak adatait figyelmen kívül hagyva, a legnagyobb MKP módszerrel számított mozgáskörzetek rendre: 1950 ha (11699SaF1), 625 ha (09777SaM1), 938 ha (11699AM1), 1536 ha (11701AM2) és 810 ha (11702AF1) (15. táblázat). Az évszakos adatok esetében is érvényesül a befogás és szabadon bocsátás időszakának hatása. A befogás által befolyásolt évszak adatait figyelmen kívül hagyva a legnagyobb kiterjedést tavasszal a síkvidéken jelölt koca süldő esetében (11699SaF1) találtam, és ez 3400 ha volt (16. táblázat). A teljes vizsgálati időszakok alapján számított éves mozgáskörzetek 1130 és 12000 ha között alakultak. Azonban a befogás hatására tett kóborlások az éves mozgáskörzeteket is megnövelték. A befogás és jelölés által befolyásolt hónapok adatait az adatfeldolgozásból kihagyva az éves mozgáskörzetek maximuma 4000 ha körüli annál az egyednél, amelynél az évszakos kiugró adatot is találtam (11699SaF1), a többi 4 jelölt egyed esetében pedig 1078 és 2195 ha között alakult (17. táblázat). A feldolgozott szakirodalom tükrében, Romániai élőhelyeken a vaddisznó MKP módszerrel számított napi, évszakos és éves mozgáskörzete is nagyobb, mint a más európai országokban.

Az MKP módszerrel és KHR90% módszerrel számított havi mozgáskörzetek között pozitív szignifikáns összefüggés van (21. táblázat). Az évszakos adatok esetében csak két példánynál tapasztaltam egyértelmű pozitív szignifikáns összefüggést a két módszerrel számított mozgáskörzet között. Mégis a KHR90% módszert tartom alkalmasabbnak a mozgáskörzet pontosabb meghatározására, mert az időszakos kóborlások rendkívüli mértékben megnövelik a MKP módszerrel számított területet, de a KHR90% módszer ezeket kiszűri.

A síkvidéken jelölt süldők esetében a téli nagy mozgáskörzetek nincsenek összefüggésben a hajtóvadászatok zavaró hatásával, ugyanis az átlag feletti mozgásaktivitás nem a nappali

periódusokra jellemző. A hegyvidéki koca esetében sem hozható egyértelműen összefüggésbe a januári nagyobb mozgáskörzet a vadászat zavaró hatásával. Az ideiglenes élőhelyváltás okait nem lehet meghatározni a hiányzó adatok miatt. A megszokott, egész év során használt területre való visszatérés azonban az éjszakai órákban történt.

A június - december időszakban nyomon követett kan – a jelölés és azt követő hónap adatain kívüli – legnagyobb mozgáskörzete november hónapra esett mindkét területszámítási módszerrel. A novemberi mozgáskörzet kiugró a megelőző és azt követő hónapok adataihoz képest, három élőhelytípus használata megközelítőleg hasonló arányú. A hónap során naponta átlagosan megtett utak az éves átlag alattiak, de a helyváltogatások nem kóborlás jellegűek, inkább egy bizonyos terület szisztematikus átkutatására utalnak, ami a bűgási időszakban az ivarzó kocák keresésével magyarázható.

Május hónapban a legtöbb napszak aktivitása átlag feletti. Ez a megtett utakban, és azzal összefüggésben, a mozgáskörzetekben is megmutatkozik. A viszonylag több mozgás leginkább erdős területeken történik, ebben a hónapban a mezőgazdasági területek preferenciája negatív. Ezek az összefüggések minden egyes jelölt példánynál érvényesek, amelyeket ebben a hónapban nyomon követtem, illetve az adatrögzítés nem ütközött nehézségbe. Fontos eredmény, hogy a májusi hónap átlagos feletti arányú aktivitása és kiemelkedő mozgáskörzete – a hegyvidéken jelölt, ivarérett koca kivételével – az összes jelölt példánynál érvényes.

Előzetes feltételezésemet, miszerint a tavasz végi – nyár eleji alacsony kiterjedésű mozgáskörzet az ellésekkel, illetve az utódgondozással függ össze, síkvidéken nem sikerült igazolni, ugyanis a mozgáskörzet alakulásának mintázata ivartól függetlenül azonos. Az áprilisi kis kiterjedésű mozgáskörzetnek más oka is lehet az utódgondozáson kívül. Hegyvidéken azonban a jelölt ivarérett koca májusi alacsony mozgáskörzete az áprilisi és júniusi területhasználathoz képest májusi ellésre, illetve malacnevelésre utal.

A nyári hónapok mozgáskörzetei – ugyancsak a hegyvidéken jelölt koca kivételével – éves viszonylatban a legkisebbek. Ez a táplálékforrások bőséges eloszlásával magyarázható. A kivételt képező koca esetében csak augusztus hónapból vannak adataim, s ebben a hónapban a mozgáskörzete a teljes nyomkövetési időszakban tapasztalt második legnagyobb. Ennek oka, előzetes feltételezéseimmel ellentétben, nem egyértelműen a legeltetési állattartás, hanem inkább a területen nagy számban előforduló nagytestű ragadozók zavaró hatása lehet.

A kutatás céljainál feltett kérdésekre a következő válaszokat találtam:

1. Mekkora az éven belüli szezonális mozgáskörzet egyedenként?

A teljes vizsgálati időszakban mért legkisebb mozgáskörzetek 29 és 753 ha közöttiek. A síkvidéken jelölt süldők esetében a legkisebb mozgáskörzet április hónapban adódott. Előzetesen azt feltételeztem, hogy a nőivarú egyedek tavaszi-nyári eleji kisebb mozgáskörzete az ellésekkel, illetve a malacneveléssel magyarázható. A mozgáskörzet kiterjedésének alakulási mintázata mindkét ivarnál azonos. Így az áprilisi alacsony területhasználat nem csak az utódgondozás következménye. Mindkét jelölt egyed esetében április hónap során a nappali aktivitás az éves átlag feletti, míg az éjszakai az alatti. Az éjszakai aktivitás csökkenésére, valamint a nappali aktivitás növekedésére nincs kielégítő magyarázatom. A legkisebb mozgáskörzetek értékelése rámutatott, hogy a nyári hónapokra a síkvidéken jelölt egyednél, valamint a hegyvidéki kannál alacsony mozgáskörzet jellemző. Az objektív értékelés meghatározott szabályai alapján ez a táplálékforrások bőségével magyarázható. Azon ivarérett egyedek esetében, amelyekről sikerült téli adatokat is begyűjteni (11702AF1 és 11701AM2), a nyomkövetési időszak minimális mozgáskörzetei december hónapban adódtak. Ezen példányoknál minden napszak aktivitása az éves átlag alatti. Valószínűsíthetően az energiaveszteségeket próbálják minimalizálni, s az éves mozgáskörzet egy olyan részére vonulnak vissza, amely viszonylagos nyugalmat biztosít, és ahol folyamatos a kiegészítő takarmányozás. Ezek a terület erdős részei.

2. Mekkora a vaddisznó különböző módszerekkel számított éves mozgáskörzete?

Amennyiben a jelölés hatására tett kezdeti kóborlásokat figyelmen kívül hagyjuk, a vaddisznó MKP módszerrel számított éves mozgáskörzete 1077,64 és 4012,80 ha között változott. A KHR90% mért éves mozgáskörzet 119,58 és 1445,89 ha között alakult. Ezek az értékek nagyobbak, mint a más európai kutatások során tapasztaltak, de nem indokolnak 10000 ha minimális vadászterület kiterjedést.

3. Mekkora a vaddisznó különböző módszerekkel számított havi mozgáskörzete?

A teljes nyomkövetési időszak alatt, a jelölések hónapjainak adatait leszámítva, a MKP módszerrel számított legnagyobb havi mozgáskörzetek 625 és 1950 ha között adódtak. A síkvidéken jelölt süldők esetében a maximális mozgáskörzetek január, március és december hónapokban adódtak. A téli nagy mozgáskörzetek azonban nincsenek összefüggésben a hajtóvadászatok zavaró hatásával, ugyanis az átlag feletti mozgásaktivitás nem a nappali periódusokra jellemző. Az ugyancsak síkvidéken jelölt kan (11701AM1) maximális mozgáskörzete november hónapra esett. Az ivarérett kan november hónapban egy, az októberi és

decemberi hónaphoz képest is lényegesen nagyobb területet rendszeresen bejár. Ez a bűgási időszakkal lehet összefüggésben. A hegyvidéken jelölt kan (11699AM1) maximális mozgáskörzete májusban volt. A viszonylag nagy mozgáskörzetet magyarázza, hogy az éjszakai aktivitás a teljes nyomkövetési időszakhoz képest átlagos, azonban az összes többi napszak aktivitása az éves átlaghoz képest magasabb arányú. A legtöbb napszak átlag feletti aktivitása a síkvidéken jelölt süldőkre is jellemző volt. A hegyvidéken jelölt koca (11702AF1) legnagyobb mozgáskörzetei január és augusztus hónapokban adódtak. Ez esetben sem hozható egyértelműen összefüggésbe a januári nagyobb mozgáskörzet a vadászat zavaró hatásával, ugyanis történt egy ideiglenes élőhelyváltás, de ennek okait nem lehet meghatározni a hiányzó adatok miatt. A megszokott, egész év során használt területre való visszatérés egyértelműen az éjszakai órákban történt.

4. Az erdők pufferzónájában mi jellemző az egyedek általános mozgásaktivására?

A tanulmányozott erdők kiterjedése 675,4 és 1017,2 ha között változott. Az erdő használata 87,6 és 32,9% között volt, az összes pozíciót véve alapul. Összességében elmondható, hogy minél kisebb kiterjedésű az erdő, az egyedek annál intenzívebben használták. Ezzel szemben az erdő körüli sávok használata nem változik, azaz minden egyedre érvényes a 100-250 méteres sávban tapasztalható intenzívebb mozgás. A 250 és 500 méter közti zónát jórészt csak az idősebb kanok használták nagyobb intenzitással. Nagy általánosságban elmondható, hogy a hipotézis, miszerint az erdőhöz közvetlen közel eső zónákban nagyobb a mozgásaktivitás, függetlenül az élőhelytől, nem bizonyult igaznak.

5. A mezőgazdasági kultúrákat milyen arányban használják az egyedek ezekben a zónákban? Milyen a kultúrák preferáltsága?

Külön választva a kifejezetten mezőgazdasági területeket, és elemezve azokat mozgásaktivitás szempontjából, a tanulmányozott pufferzónákban megállapítást nyert, hogy nem lehet egyértelműen kijelenteni, hogy az erdőhöz a legközelebb levő mezőgazdasági kultúrák a legveszélyeztetettebbek, ami a vadkárt illeti. Ez csak akkor érvényes, ha szűk választási lehetőség előtt áll az egyed, azaz kénytelen beérni egy-két típusú kultúrával. Ilyen esetben az adott kultúra használata igencsak megnő, kényszer-preferált takarmány lesz belőle, ami igen kellemetlenül érintheti a tulajdonost. Olyan esetben, amikor relatíve széles táplálékpaletta áll az egyed rendelkezésére közvetlenül az erdő mellett, közel a nappali pihenőhelyekhez, megoszlik a

kultúrák látogatottsága, érvénybe lép a szelektálás, a legjobban preferált takarmány javára. Mindent egybevetve, a vaddisznó opportunizmusát nézve, a fajjal intenzívebben populált zónákban elképzelhetetlennek tartom a hatékony mezőgazdaság művelését, megelőző intézkedések nélkül. Ez kifejezetten a faj ökológiájára alapozó, helyi viszonyokra tervezett villanypásztor telepítésével képzelhető el, mint közös teher a vadgazdálkodóval. Ez is csak abban az esetben egy stabil megoldás, ha megteremtjük a vadgazdálkodás számára a törvényes eszközt az állományszabályozásra. Itt arra gondolok, hogy a vaddisznó esetében főképp engedni kell, hogy a fenntartott populáció mérete legyen a vadgazdálkodó és a mezőgazdász megegyezésének tárgya.

6. Van-e kapcsolat, esetleg ok-okozati összefüggés az egyedek mezőgazdasági kultúrákban való tartózkodása és a nappali pihenőhelyek távolsága közt?

Az elvégzett tesztek alapján megállapítható, hogy a parcellák minimális távolsága a nappali pihenőhelyektől és az adott parcellákban történő mozgás intenzitás közt szoros kapcsolat van minden esetben. Ez a szorosság 2 esetben szignifikáns is, mégpedig a $p=0,001$ szinten. Tehát az eredmények ismeretében az alap hipotézis, miszerint a parcellák távolsága és az adott kultúrában történő mozgásintenzitás közt szoros kapcsolat van, beigazolódott. A kapcsolat iránya minden esetben negatív, ami arra enged következtetni, hogy minél közelebb van egy kultúra, annál intenzívebb mozgás figyelhető meg benne.

Az is nyilvánvalónak tűnik, hogy ezzel a metodológiával további kutatásokat végezve, esetleg más, mezőgazdasági kultúrát veszélyeztető faj esetén is meg lehet határozni egy zóna-térképet, amit a károk megtérítésénél figyelembe lehet/kell venni. Nyilván, ha csak e tényezőt vesszük figyelembe, és nem alkalmazzuk az előzőekben megfogalmazott javaslatokat, bármilyen intézkedés teljesen felesleges.

7. Van-e kapcsolat, esetleg ok-okozati összefüggés a mezőgazdasági parcellák mérete és az egyedek általi használat intenzitása közt?

Az elvégzett statisztikai tesztek arra utalnak, hogy a mezőgazdasági kultúrák mérete és a bennük tapasztalható mozgásaktivitás közt nincs semmiféle kapcsolat, tehát mindegy, hogy az a vadkárnak kitett mezőgazdasági kultúra milyen kiterjedésű. Ez persze a vaddisznó preferenciája szempontjából értendő. A vadkárok gazdasági megítélése szempontjából, ha visszautalok az

előző fejezetekre, ahol az erdő közvetlen közelében tapasztalható mozgásaktivitást vizsgálom, előtérbe kerül az a tény, hogy ha történetesen kevés a kínálat az adott sávban, azokban igen komoly károk keletkezhetnek, mert egyszerűen, a preferencia alapját az erdőtől való távolság fogja meghatározni, nem pedig az adott kultúra tapasztalati preferenciája. Másképp fogalmazva, egy távolabb eső kukoricatábla és egy közel fekvő napraforgó tábla közül az utóbbit fogja választani és intenzívebben fogyasztani. Ez ugyanakkor nem zárja ki a távolabban fekvő kukorica használatát sem.

8. Van-e ok-okozati összefüggés a mezőgazdasági kultúrák havi használata és a havi mozgáskörzet közt?

Vadgazdálkodók és mezőgazdászok egyaránt érdekeltek abban, hogy a vaddisznó havi mozgáskörzete hogyan viszonyul a mezőgazdasági termények kínálatához. Itt időszakos kínálatról tudunk beszélni, hiszen a mezőgazdasági parcellák csak bizonyos szezonban képeznek érdeklődési alapot a vaddisznónak. A kérdés megválaszolása érdekében vizsgáltam a kapcsolatot az erdő, mezőgazdasági terület és más élőhelyek használatának gyakoriságát a havi KHR90% viszonylatában. Eredményeim változatos képet mutatnak, nem létezik törvényszerű kapcsolat a mezőgazdasági kultúrák látogatása és a havi mozgáskörzet kiterjedése közt. Egyértelmű szignifikáns kapcsolatot $r=0,68$; $p<0,05$ és $r=0,61$; $p<0,05$ (sign.1 tailed) a két változó közt 2 esetben találtam. Itt nyilvánvalóan a mezőgazdasági kultúrák látogatásának érezhető hatása van a havi mozgáskörzet kiterjedésére. Más esetben a kapcsolat szoros, de nem szignifikáns, és inkább az erdő és a más élőhelyek látogatása a döntő a havi mozgáskörzet kiterjedésére nézve. Ez akkor látszik igazán, amikor a mezőgazdasági kultúrák érési idejében, azaz Júliustól Októberig vizsgálom a két változó kapcsolatát. Ebben a periódusban nem találtam szignifikáns kapcsolatot egyik esetben sem, tehát vélhetően eltúlozzuk a mezőgazdasági kultúrák mozgáskörzet-alakító, vagy befolyásoló hatását. Ez a felismerés rávilágít arra, hogy a vadászterület-méretek esetleges csökkentése nem befolyásolja érezhetően a vadkárok rendezését egy vadgazdálkodási egységen belül.

9. Miért habituálódnak a vaddisznók és mi lehet a háttérben

A tanulmányozott egyedek, eredetüket tekintve vad, emberhez nem szokott, és vadaskertben nevelkedett, részben ott is született egyedek. Elemezve a habituálódás iránti tendenciájukat,

megállapítottam, hogy egyedül a vadaskertben született, és itt 4 évig nevelkedett egyed költözött gyakorlatilag a legközelebbi településre, és ott is kellett elejteni. Ezzel ellentétben, bár a többi egyednek ugyanúgy rendelkezésére áll a település, messze elkerülték. Tehát azt gondolom, hogy habár a mintaszám kevés, de mégis legalább egy jövőbeli kutatási téma felmerült: a városban befogott egyedek genetikai vizsgálata.

10. A hajtóvadászatok hatása az egyedek napi elmozdulására

Megerősítem, hogy a vaddisznó napi elmozdulására a hajtóvadászatoknak van a legnagyobb hatása. De ez temperálható jó minőségű élőhely, kiegészítő takarmányozás és nem túl zsúfolt hajtásnapló együttes fennállása esetén. Hegyvidéki élőhelyeinken erre nincs esély, az előbbiektől hiánya miatt.

A **szaporodásbiológiai** vizsgálatok során egy naptári év során gyűjtöttem szaporodásbiológiai mintákat. Az azonos mintagyűjtési időszakok során az élőhelyek szerinti statisztikai összehasonlítások lehetségesek voltak. Továbbá a szaporodásbiológiai jellemzőket legnagyobb mértékben befolyásoló tényezők közül a kocák átlagos kora tekintetében sem volt szignifikáns eltérés a két élőhely között (ANOVA: $df = 166$; $F = 0,838$; $p = 0,3612$). Testtömeg adatokat nem állt módomban rögzíteni, csak a fizikai kondícióra utaló vese, és vese körüli zsírmennyiségeket. A vesezsírindexek átlagértékei $\alpha = 0,05$ szinten szignifikáns mértékben nagyobbak a síkvidéki minták esetében (ANOVA: $df = 140$; $F = 5,243$; $p = 0,0235$). Ez az eredmény arra utal, hogy a síkvidéki vaddisznóállomány fizikai kondíciója lényegesen jobb, mint a hegyvidéki társaiké. A jobb fizikai kondíció azonban nem eredményez nagyobb vemhesülési arányt. Mindkét élőhelyen a vemhesülés 88% körüli, és nincs szignifikáns eltérés az élőhelyek között. A rangokon alapuló Kruskal-Wallis teszt próbastatisztika értéke $p = 0,9870$. A sárgatestek esetében azonban az átlagos értékek hegyvidéken nagyobbak (8,56), mint síkvidéken (7,53). A különbség statisztikailag szignifikáns, ugyanis a T-próba próbastatisztika értéke $\alpha = 0,05$ szinten $p = 0,0056$. A kocák kora és a sárgatestek száma között mindkét élőhelyen pozitív szignifikáns összefüggés van (13. ábra). A korrelációs értékek viszonylag kicsik ($r = 0,56$ hegyvidéken és $r = 0,47$ síkvidéken), de a próbastatisztika p-értékei erőteljesen szignifikánsak $\alpha = 0,05$ szinten: $p < 0,001$, illetve $p = 0,0015$.

A kocák kora és a magzatszám között is pozitív szignifikáns összefüggést tapasztaltam mindkét élőhelyen (14. ábra). Hegyvidéki minták esetében a korrelációs együttható $r = 0,65$, míg síkvidéken $r = 0,56$. A próbastatisztika p-értékei mindkét élőhelyen $p < 0,001$.

A két élőhelyen tapasztalt átlagos magzatszám között azonban szignifikáns eltérés nincs. Hegyvidéken 6,69 ($n = 66$) és síkvidéken 6,72 ($n = 39$). A T-próba próbastatisztika értéke $\alpha = 0,05$ szinten $p = 0,9335$.

A két élőhelyen tapasztalt azonos átlagos magzatszámot, a sárgatestek számának szignifikáns eltérése dacára, a méhen belüli elhullások magyarázzák. Hegyvidéken a méhen belüli mortalitás 19,45% ($n=66$), míg síkvidéken 10,39% ($n=39$). Statisztikailag a két élőhelyen tapasztalt embrionális mortalitás átlagértéke közötti különbség szignifikáns $\alpha = 0,05$ szinten (ANOVA: $df = 104$; $F = 6,5522$; $p = 0,0119$). A két élőhelyen tapasztalt eltérő arányú embrionális mortalitást nem magyarázza a szignifikáns mértékben eltérő vesezsírindexekből származtatott fizikai kondíció. Hegyvidéken a vesezsírindexek az embrionális mortalitások varianciájának csak 3,9%-át magyarázzák ($r = 0,197$). Eredményeim alapján, alacsonyabb értékkel jellemezhető átlagos kondíció esetében nagyobb arányúak az embrionális mortalitások, de a gyengébb fizikai kondíció és a kisebb alomszám egyaránt következmény, pedig nem ok-okozati kapcsolat. Feltételezésem szerint a nagymértékű embrionális elhullások a hegyvidéken gazdálkodó vadászatra jogosultak gazdálkodási és vadászati hasznosítási módszereire vezethetők vissza.

Az egy kocára számított átlagos magzatszám az embrionális mortalitások következtében a két élőhely között kiegyenlítődik. Az egy kocára eső átlagos magzatszám hegyvidéken 6,69 ($n = 66$), míg síkvidéken 6,72 ($n = 39$). A vadászati idény vége és a szaporodási időszak csúcsa környékén – január 15 - február 15 időszakban – hegyvidéken az átlagos magzatszám 7,17 ($n=34$), míg síkvidéken 6,95 ($n=21$) volt. Ezek az értékek a teljes vizsgálati időszakok adataihoz képest nagyobbak, de a január 15 – február 15 időszakban, és az említett időszakon kívül elejtett kocák átlagos magzatszáma között nem mutatkozott statisztikailag szignifikáns különbség sem hegyvidéken (ANOVA: $df = 65$; $F = 3,1094$; $p = 0,0826$), sem pedig síkvidéken (ANOVA: $df = 38$; $F = 0,9308$; $p = 0,3409$). Síkvidéki minták esetében egyértelmű, hogy a kocánkénti átlagos magzatszám nem függ a mintagyűjtési időszaktól. Ez elhúzódó szaporodási időszakra utal. Hegyvidéken azonban a kocánkénti 1,02 magzat különbség a két mintagyűjtési időszakban, valamint a p – próbastatisztika közel szignifikáns különbséget mutató értéke ($p = 0,0826$) erőteljesen szinkronizált, egycsúcsú szaporodási időszakra utal.

A születési szám az egy kocára eső megszületett malacok átlagos számát kellene tükrözze. Ezért a születési szám meghatározására egycsúcsú, szinkronizált szaporodási időszak esetén a teljes mintagyűjtési időszak átlagos kocánkénti magzatszámát figyelembe kell venni. Amennyiben a vadászati idény végén elejtett kocák átlagos magzatszáma alapján kíséreljük megbecsülni a kocánként megszületendő malacszámot, a szaporulatot felülbecsüljük.

Elhúzódó szaporodási időszak esetében nincs szignifikáns eltérés a kocánkénti magzatszámban a mintagyűjtés időszakának függvényében. Ugyanakkor, január 15 – február 15 időszakban gyűjtött minták alapján elhúzódó szaporodási időszak esetén is némiképp magasabb az átlagos kocánkénti magzatszám. Következésképpen, a kocánként megszületett malacok számának pontos becsülésére célszerű élőhelytől függetlenül a teljes mintagyűjtési időszak átlagos magzatszámát figyelembe venni. Így a 2014-es naptári évben, a mintáim alapján, átlagosan kocánként hegyvidéken 6,69, míg síkvidéken 6,72 malac lehetett a realizált reprodukció.

A magzati ivararány hegyvidéken 1:1,1 volt a kocák javára, síkvidéken 1:0,8 a kanok javára. Az eredményeim arra utalnak, hogy a hegyvidéki vaddisznóállományok magas reprodukciós potenciállal rendelkeznek, és populáció szinten nem működnek limitáló önszabályozó mechanizmusok, ugyanis a születéskori ivararány a nőnemű egyedek javára van eltolódva. Ugyanakkor, a hegyvidéki állományok esetében a magzati ivararány nem tér el szignifikánsan az 1:1-től. A magas arányú embrionális mortalitások a magasabb vemhesülési aránnyal kompenzálódnak.

Síkvidéken viszont a magzati ivararány szignifikáns mértékben a kanok javára van eltolódva. Ez arra utal, hogy az állomány egyedszáma közel lehet az élőhely eltartó-képességéhez, és a populációk önszabályozó mechanizmusai életbe léphettek. Ennek ellentmondanak azonban a magasabb vesezsírindex értékek és a születéskori ivararány egyik évről a másikra történő változásai azonos területen belül.

Mindkét élőhelyen erőteljesen szinkronizált szaporodási időszak jellemző (15. ábra). Síkvidéken egy hónappal korábban (már januárban) elkezdődnek az ellések és tapasztalható a szaporodási időszak elhúzódása az ellések kb. 10%-ának egy második augusztus – szeptemberi előfordulásával. A nyári ellések esetében a kocánkénti átlagos magzatszám nem különbözik szignifikánsan a január 15 – február 15 időszakban gyűjtött mintáktól.

A szaporodási jellemzők vizsgálatának céljainál feltett kérdésekre a következő válaszok adhatók:

1. A síkvidéki élőhelyekről származó kocák vesezsírindexekből származtatott átlagos fizikai kondíciója szignifikáns mértékben jobb, mint a hegyvidéki kocák esetében (ANOVA: $df = 140$; $F = 5,243$; $p = 0,0235$).
2. A vemhesülési arányban nem mutatkozik eltérés a két élőhely között. Hegyvidéken 87,5%-os, míg síkvidéken 88,6%-os vemhesülési arányt tapasztaltam. A statisztikai próba p -értéke 0,9870. Tehát a két vizsgálati terület vaddisznóállományának vemhesülési arányszáma azonos, 88% körüli.
3. Hegyvidéki élőhelyen átlagosan nagyobb a sárgatestek száma 8,56 ($n=98$), mint a síkvidéken 7,53 ($n=43$). A próbastatisztika értéke $\alpha = 0,05$ szinten $p = 0,0056$, tehát hegyvidéken a magasabb sárgatestszám szignifikáns mértékben tér el a síkvidéken tapasztalttól. A magzatok száma hegyvidéken 6,69 ($n = 66$) és síkvidéken 6,72 ($n = 39$). A T-próba próbastatisztika értéke $\alpha = 0,05$ szinten $p = 0,9335$. Tehát a két élőhelyen tapasztalt átlagos magzatszám között szignifikáns eltérés nincs.
4. Mindkét élőhelyen pozitív szignifikáns összefüggés van a koca kora és a sárgatestek száma között. A korrelációs értékek viszonylag kicsik ($r = 0,56$ hegyvidéken és $r = 0,47$ síkvidéken), de a próbastatisztika p -értékei erőteljesen szignifikánsak $\alpha = 0,05$ szinten $p < 0,001$, illetve $p = 0,0015$. A magzatok száma a koca korának függvényében a sárgatesteknél tapasztaltakhoz hasonlóképpen alakult. Hegyvidéki minták esetében a korrelációs együttható $r = 0,65$, míg síkvidéken $r = 0,56$. A próbastatisztika p -értékei mindkét élőhelyen $p < 0,001$.
5. A teljes mintaszámra vonatkoztatott embrionális mortalitás hegyvidéken 19,45% ($n=66$), míg síkvidéken 10,39% ($n=39$). Az összehasonlítás eredményeként a két élőhelyen tapasztalt embrionális mortalitás átlagértéke közötti különbség szignifikáns $\alpha = 0,05$ szinten (ANOVA: $df = 104$; $F = 6,5522$; $p = 0,0119$). Tehát hegyvidéken a méhen belüli mortalitás szignifikáns mértékben nagyobb arányú, mint síkvidéken.
6. Mivel a január 15 – február 15 időszakban, és az említett időszakon kívül elejtett kocák átlagos magzatszáma között nem mutatkozott statisztikailag szignifikáns különbség sem hegyvidéken (ANOVA: $df = 65$; $F = 3,1094$; $p = 0,0826$), sem pedig síkvidéken (ANOVA: $df = 38$; $F = 0,9308$; $p = 0,3409$), a teljes vizsgálati periódusra számított kocánkénti átlagos magzatszámot a kocára eső megszületett malacok számával

egyenértékűnek fogadtam el. Így az egy kocára eső megszületett malacok száma hegyvidéken 6,69 ($n = 66$) és síkvidéken 6,72 ($n = 39$).

7. ABSTRACT

I studied home ranges, movements, habitat use and reproductive performances of wild boar in two different areas regarding habitat quality, agricultural lands, climate, and predators. The first habitat was a typically high-hilly area with an average of 600 m altitude above sea level (ASL), located in Eastern Carpathian Mountains, covered in 40% by forests and abundant in protected large carnivore species. The other habitat was situated in the Southern part of Romania, in the river-flats of the Olt River. The forest cover was about 21% and the agricultural arable land above 50%. The top predator of the studied area was the golden jackal (*Canis aureus*).

For studying the spatial ecology, I trapped, and after chemical immobilization, I fitted with GPS collars 5 wild boars. Two individuals were collared on the high-hilly area, 3 in flatlands. All the collared individuals were relocated at 10 to 15 km distance from the trapping zone. I have received 737 to 9065 GPS locations in a period of 37 to 380 days. Data reception was influenced mainly by GSM coverage. In order to establish vulnerable buffer zones regarding crop damages I studied the use of agricultural areas in five buffer zones near forests where I found main resting places for the boars. The minimal distance of each agricultural area was also determined. In addition I calculated the mean dimension of each agricultural area, in order to find relation between their dimension and the intensity of use.

For the study of reproductive parameters, I collected reproductive tracts (uterus and ovaries) the mandibula or premolar teeth for ageing and one of the kidneys and the kidney fat to study the body condition of 167 female wild boars shot during hunts. 114 samples were collected in Carpathians while 53 in the southern study area.

I found that the seasonal, and yearly home ranges are bigger than in previous European study results. I found the biggest yearly home range in flatland area (4000 ha with MCP method), which is inconsistent with the hypothesis of bigger home ranges in mountainous areas. Related to habitat use, my results show that the wild boar avoid the artificial areas, water bodies and agricultural areas. Habitat use is strongly connected to forests and in some cases, is liable to urbanization. If we focus on agricultural land use close to forest zones we can state that the most intense activity takes place in a 100-250m buffer zone near the forest but this activity is in strong relation with minimum distance of the agricultural area and there is no relation between activity and mean dimension of the agricultural area. The serious problem of habituation was studied and

stated than the phenomenon seems to be shown only by one exemplar which was captured from an enclosed game reserve and released on mentioned habitat. The monthly activity in agricultural areas make the KHR of each individual bigger in summer and autumn period than in winter and spring. Between these variables I found a strong statistical relation. I studied also the dispersion of exemplars during the drive hunting season, particularly in relation with other disturbing agents. I found that the relation between daily dispersion of individuals and drive hunting is a strong significant relation.

The study of reproductive parameters show highly synchronized reproduction periods at population level in mountainous areas and the same synchrony of farrowing in lowlands with a second period of births at 10% of sows in August to September. There are no habitat related differences between the prevalence of pregnancies and the numbers of fetuses, but the numbers of corpora lutea were significantly higher in mountain habitats than in lowlands. These results show a higher reproductive performance of the populations living in higher altitudinal zones, but at the same time the embryonic mortalities are also higher in these habitats. The reproductive output of wild boar in studied areas is about 6.70 piglets per sow (6.69, n=66 in Carpathians; 6.72, n=39 in lowlands).

8. IRODALOMJEGYZÉK

- Abaigar T. (1992) Paramètres de la reproduction chez le sanglier (*Sus scrofa*) dans le sud-est de la péninsule ibérique. *Mammalia* 56:245–250. doi: 10.1515/mamm-1992-0208
- Ahmad E., Brooks JE., Hussain I. & Khan MH. (1995) Reproduction in Eurasian wild boar in central Punjab, Pakistan. *Acta Theriol (Warsz)* 40:163–173.
- Aitken R.J. (1975) Cementum layers and tooth wear as criteria for ageing roe deer (*Capreolus capreolus*). *J Zool* 175:15–28. doi: 10.1111/j.1469-7998.1975.tb01387.x
- Andrzejewski R. & Jeziński W. (1978) Management of a Wild Boar Population and its Effects on Commercial Land. *Acta Theriol (Warsz)* 23:309–339. doi: 10.4098/AT.arch.78-23
- Aumaître A., Morvan C., Quere J.P., et al (1982) Productivité potentielle et reproduction hivernale chez la laie (*Sus scrofa scrofa*) en milieu sauvage. *Journées Rech. Porc. en Fr.* 14:109–124.
- Aumaître A., Quere J.P. & Peiniau J. (1984) Influence du milieu sur reproduction hivernale et la prolificité de la laie. In: Spitz F, Pépin D (eds) *Symposium International sur le Sanglier. Les Colloques de l'INRA, Toulouse, France*, pp 71–78
- Baber D.W. & Coblenz B.E. (1986) Density, home range, habitat use, and reproduction in feral pigs on Santa Catalina Island. *J Mammal* 67:512–525. doi: 10.2307/1381283
- Barasona J.A., Ramón López-Olvera J., Beltrán-Beck B., et al (2013) Trap-effectiveness and response to tiletamine-zolazepam and medetomidine anaesthesia in Eurasian wild boar captured with cage and corral traps. *BMC Vet Res* 9:1. doi: 10.1186/1746-6148-9-107
- Barnier F., Valeix M., Duncan P., et al (2014) Diet quality in a wild grazer declines under the threat of an ambush predator. *Proc R Soc B Biol Sci* 5. doi: 10.1098/rspb.2014.0446
- Baubet E., Brandt S. & Touzeau C. (1998) Effet de la chasse sur les stratégies d'occupation de l'espace des sangliers (*Sus scrofa*). *Analyses préliminaires. Gibier Faune Sauvage* 15:655–658.
- Baubet E., Brandt S., Vassant J. & Gendner J. (2004) Can wild boar be surveyed using GPS? *Mem Natl Inst Polar Res* 188–195.
- Berde L.G., Sin T., Gazzola A., et al (2016) *Biologia, ecologia și etologia lupului. Agenția pentru Protecția Mediului Covasna, Sfântu Gheorghe*
- Bieber C. & Ruf T. (2005) Population dynamics in wild boar (*Sus scrofa*): ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *J Appl Ecol* 42:1203–1213. doi: 10.1111/j.1365-2664.2005.01094.x
- Bleier N., Lehoczki R., Újváry D., et al (2012) Relationships between wild ungulates density and crop damage in Hungary. *Acta Theriol (Warsz)* 57:351–359. doi: 10.1007/s13364-012-0082-0
- Bodnárné Skobrák E. (2012) A vadaskerti tartás hatása a vaddisznó testösszetételére. *Debreceni Egyetem*
- Boitani L., Mattei L., Morini P. & Zagarese B. (1992) Experimental release of captivity reared wild boar (*Sus scrofa*). In: *Ongulés/Ungulates 91. Proceedings of the International Symposium, Toulouse*. pp 413–417
- Boitani L., Mattei L., Nonis D. & Corsi F. (1994) Spatial and Activity Patterns of Wild Boars in Tuscany, Italy. *J Mammal* 75:600–612. doi: 10.2307/1382507

- Boitani L., Trapanese P. & Mattei L. (1995) Demographic patterns of a wild boar (*Sus scrofa* L.) population in Tuscany, Italy. *IBEX J Mt Ecol* 197–201.
- Briedermann L. (1971) Zur reproduktion des Schwarzwildes in der Deutschen Demokratischen Republik. *Tag-Ber Akad Landwirtsch-Wiss Berlin* 113:169–186.
- Briedermann L. (1990) *Schwarzwild*, 2nd edn. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, Germany
- Cahill S., Llimona F., Cabañeros L. & Calomardo F. (2012) Characteristics of wild boar (*Sus scrofa*) habituation to urban areas in the Collserola Natural Park (Barcelona) and comparison with other locations. *Anim Biodivers Conserv* 35:221–233.
- Calenge C., Maillard D., Fournier P. & Fouque C. (2004) Efficiency of spreading maize in the garrigues to reduce wild boar (*Sus scrofa*) damage to Mediterranean vineyards. *Eur J Wildl Res.* doi: 10.1007/s10344-004-0047-y
- Calenge C., Maillard D., Vassant J. & Brandt S. (2002) Summer and hunting season home ranges of wild boar (*Sus scrofa*) in two habitats in France. *Game Wildl Sci* 19:281–301.
- Caley P. (1997) Wildlife Movements, Activity Patterns and Habitat Use of Feral Pigs (*Sus scrofa*) in a Tropical Habitat. *Wildl Res* 24:77–87. doi: 10.1071/WR94075
- Capua I., Fico R., Banks M., et al (1997) Isolation and characterisation of an Aujeszky 's disease virus naturally infecting a wild boar (*Sus scrofa*). *Vet Microbiol* 55:141–146. doi: 10.1016/S0378-1135(96)01304-1
- Caughley G. & Sinclair A.R.E. (1994) *Wildlife ecology and management*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK
- Cellina S. (2008) Effects of supplemental feeding on the body condition and reproductive state of wild boar *Sus scrofa* in Luxembourg. *Diss Univ of Sussex* 141. doi: 10.13140/2.1.5077.6642
- Chapman D.I. (1974) Reproductive Physiology in Relation to Deer Management. *Mamm Rev* 4:61–74. doi: 10.1111/j.1365-2907.1974.tb00348.x
- Chardonnet P., des Clers B., Fischer J., et al (2002) The value of wildlife. *Rev Sci Tech* 21:15–51.
- Christianson D. & Creel S. (2010) A nutritionally mediated risk effect of wolves on elk. *Ecology* 91:1184–1191. doi: 10.1890/09-0221.1
- Cockburn A., Lee A.K. & Martin R.W. (1983) Macroegeographic Variation in Litter Size in *Antechinus* (Marsupialia: Dasyuridae). *Evolution* (N Y) 37:86–95. doi: 10.2307/2408177
- Conaway C.H., Sadler K.C. & Hazelwood D.H. (1974) Geographic variation in litter size and onset of breeding in cottontails. *J Wildl Manage* 38:473–481. doi: 10.2307/3800878
- Cotta V. & Bodea M. (1969) *Vînatul României* [România Vadvilága]. Editura Agrosilvica, Bucuresti
- Cotta V., Bodea M. & Micu I. (2008) *Vînatul și vânătoarea în România: tehnica ocrotirii și recoltării vînatului* [Vad és vadászat Romániában: a vad védelmének és hasznosításának gyakorlata]. Ceres, Bucuresti
- Cousse S., Spitz F., Hewison M. & Janeau G. (1994) Use of space by juveniles in relation to their postnatal range, mother, and siblings - an example in the wild boar, *Sus scrofa* L. *Can J Zool* 72:1691–1694. doi: Doi 10.1139/Z94-227
- Creel S., Christianson D., Liley S. & Winnie J.A.J. (2007) Predation risk affects reproductive physiology and demography of elk. *Science* (80-) 315:960. doi:

10.1126/science.1135918

- Creel S., Winnie J.A. & Christianson D. (2013) Underestimating the frequency, strength and cost of antipredator responses with data from GPS collars: an example with wolves and elk. *Ecol Evol* 3:5189–5200. doi: 10.1002/ece3.896
- Creel S., Winnie J.A.J., Maxwell B., et al (2005) Elk alter habitat selection as an antipredator response to wolves. *Ecology* 86:3387–3397. doi: 10.1890/05-0032
- Csányi S. (2007) *Vadbiológia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Cumming G.S., Gaidet N. & Ndlovu M. (2012) Towards a unification of movement ecology and biogeography: Conceptual framework and a case study on Afrotropical ducks. *J Biogeogr* 39:1401–1411. doi: 10.1111/j.1365-2699.2012.02711.x
- Cutler R.S., Molitor T.W., Leman A.D. & Sauber T.E. (1982) Effect of porcine parvovirus serostatus on the reproductive performance of mated gilts in an infected herd. *Am J Vet Res* 43:935–7.
- Dardaillon M. (1986) Seasonal variations in habitat selection and spatial distribution of wild boar (*Sus Scrofa*) in the Camargue, Southern France. *Behav Processes* 13:251–268. doi: 10.1016/0376-6357(86)90088-4
- Dascălu M. (2016) Observatorul Astronomic „Amiral Vasile Urseanu”. In: <http://www.astro-urseanu.ro/>. Accessed 11 Nov 2016
- Dehn M.M., Ecology S.B. & Dehn M.M. (1990) Vigilance for Predators : Detection and Dilution Effects. *Behav Ecol Sociobiol* 26:337–342. doi: 10.1007/BF00171099
- Dexter N. (1996) The effect of an intensive shooting exercise from a helicopter on the behaviour of surviving feral pigs. *Wildl Res* 23:435–441. doi: 10.1071/WR9960435
- Dinter U. (1991) *Das Raum-Zeitverhalten von Schwarzwild im Grunewald in den Sommermonaten unter besonderer Berücksichtigung menschlicher Störungen*. Ludwig-Maximilian-Universität München
- Ditchkoff S.S., Jolley D.B., Sparklin B.D., et al (2012) Reproduction in a population of wild pigs (*Sus scrofa*) subjected to lethal control. *J Wildl Manage* 76:1235–1240. doi: 10.1002/jwmg.356
- Douaud J.F. (1983) Utilisation de l’espace et du temps et ses facteurs de modulation chez le sanglier, *Sus scrofa*, en milieu forestier ouvert (Massif des Dhuits, Haute-Marne).
- Durio P., Gallo Orsi U., Macchi E. & Perrone A. (1995) Structure and monthly birth distribution of a wild boar population living in mountainous environment. *IBEX J Mt Ecol* 3:202–203.
- Dzięciołowski R., Clarke C. & Frampton C. (1992) Reproductive characteristics of feral pigs in New Zealand. *Acta Theriol (Warsz)* 37:259–270.
- Faragó S. (1997) *Vadászati állattan és etológia*. Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdamérnöki Szak, Sopron
- Faragó S. (1999) *Gerinces állatrendszertan*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, Hungary
- Faragó S. & Náhlik A. (1997) *A vadállomány szabályozása*, 2nd edn. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Fernández-Llario P. (1996) *Ecología del jabalí en Doñana: parámetros reproductivos e impacto ambiental*. University of Extremadura, Cáceres
- Fernández-Llario P. (2005) The sexual function of wallowing in male wild boar (*Sus scrofa*). *J Ethol* 23:9–14. doi: 10.1007/s10164-004-0121-7

- Fernández-Llario P. & Carranza J. (2000) Reproductive performance of the wild boar in a Mediterranean ecosystem under drought conditions. *Ethol Ecol Evol* 12:335–343. doi: 10.1080/08927014.2000.9522791
- Fernández-Llario P, Carranza J & Mateos-Quesada P (1999) Sex allocation in a polygynous mammal with large litters: the wild boar. *Anim Behav* 58:1079–1084. doi: 10.1006/anbe.1999.1234
- Fernández-Llario P. & Mateos-Quesada P. (1998) Body size and reproductive parameters in the wild boar *Sus scrofa*. *Acta Theriol (Warsz)* 43:439–444. doi: 10.4098/AT.arch.98-54
- Fischer C., Gourdin H. & Obermann M. (2004) Spatial behaviour of the wild boar in Geneva, Switzerland: testing the methods and first results. *Galemys* 16:149–155.
- Fleming T.H. & Rauscher R.J.(1978) On the Evolution of Litter Size in *Peromyscus leucopus*. *Evolution (N Y)* 32:45–55. doi: 10.2307/2407409
- Focardi S., Capizzi D. & Monetti D. (2000) Competition for acorns among wild boar (*Sus scrofa*) and small mammals in a Mediterranean woodland. *J Zool* 250:329–334. doi: 10.1017/S095283690000306X
- Fonseca C. (2008) Winter habitat selection by wild boar (*Sus scrofa*) in southeastern Poland. *Eur J Wildl Res* 54:361–366. doi: 10.1007/s10344-007-0144-9
- Fonseca C., Santos P., Monzón A., et al (2004) Reproduction in the wild boar (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) Populations of Portugal. *Galemys* 16:53–65.
- Fonseca C., Sousa J., Vingada J., et al (2001) Monthly birth distribution of the wild boar (*Sus scrofa* L.) in Central Portugal. *Galemys* 13:199–204.
- Fournier P., Fournier-Chambrillon C., Maillard D. & Klein F. (1995) Zoletil (R) immobilization of wild boar (*Sus scrofa* L.). *IBEX J Mt Ecol* 3:134–136.
- Frauendorf M., Gethöffer F., Siebert U. & Keuling O. (2016) The influence of environmental and physiological factors on the litter size of wild boar (*Sus scrofa*) in an agriculture dominated area in Germany. *Sci Total Environ* 541:877–882. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.128
- Fruziński B. & Łabudzki L. (2002) Management of wild boar in Poland. *Z Jagdwiss* 48:201–207. doi: 10.1007/BF02192409
- Gaillard J.M., Brandt S. & Jullien J.M. (1993) Body weight effect on reproduction of young wild boar (*Sus scrofa*) females: a comparative analysis. *Folia Zool* 42:204–212.
- Galhano-Alves J. (2004) Man and wild boar: a study in Montesinho Natural Park, Portugal. *Galemys* 16:223–230.
- Geisser H. & Reyer H. (2005) The influence of food and temperature on population density of wild boar *Sus scrofa* in the Thurgau (Switzerland). *J Zool* 267:89–96. doi: 10.1017/S095283690500734X
- Geisser H. & Reyer H. (2004) Efficacy of Hunting, Feeding, and Fencing To Reduce Crop Damage By Wild Boars. *J Wildl Manage* 68:939–946. doi: 10.2193/0022-541X(2004)068[0939:EOHFAF]2.0.CO;2
- Genov P. (1981) Significance of natural biocenoses and agrocenoses as the source of food for wild boar (*Sus scrofa* L.).
- Gerard J.F. & Campan R. (1988) Variabilité éco-ethologique chez la sanglier européen: comparasion de travaux francais. *Cah D'ethologie Appl* 8:63–130.
- Gerard J.F., Cargnelutti B., Spitz F., et al (1991) Habitat Use of Wild Boar in a French

- Agroecosystem From Late Winter To Early Summer. *Acta Theriol (Warsz)* 36:119–129.
- Gethöffer F., Sodeikat G. & Pohlmeier K. (2007) Reproductive parameters of wild boar (*Sus scrofa*) in three different parts of Germany. *Eur J Wildl Res* 53:287–297. doi: 10.1007/s10344-007-0097-z
 - Gómez J.M., García D. & Zamora R. (2003) Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *For Ecol Manage* 180:125–134. doi: 10.1016/S0378-1127(02)00608-4
 - Gortázar C., Ferroglio E., Höfle U. et al (2007) Diseases shared between wildlife and livestock: A European perspective. *Eur J Wildl Res* 53:241–256. doi: 10.1007/s10344-007-0098-y
 - Gottschlich H.J. (1975) Beitrag zur Vermehrung und Entwicklung eines Schwarzwildbestandes. *Beitr Jagd-u Wildforsch* 9:204–207.
 - Harris M.J., Bergeron R. & Gonyou H.W. (2000) Farrowing and savaging in farmed wild boar. In: *Advances in Pork Production*. p 43
 - Herrero J., García-Serrano A., Couto S. et al (2006) Diet of wild boar *Sus scrofa* (L). and crop damage in an intensive agroecosystem. *Eur J Wildl Res* 52:245–250. doi: 10.1007/s10344-006-0045-3
 - Howe T.D., Singer F.J. & Ackerman B.B. (1981) Forage Relationships of European Wild Boar Invading Northern Hardwood Forest. *J Wildl Manage* 45:748–754.
 - Horváth János, Vaddisznó (*Sus scrofa*) élőhely használatának vizsgálata GPS telemetria segítségével vaddisznóskertben, Szakdolgozat(2016) Soproni egyetem, Erdőmérnöki kar, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet
 - Hunter & Skinner (1998) Vigilance Behaviour in African Ungulates: The Role of Predation Pressure. *Behaviour* 135:195–211. doi: 10.1163/156853998793066320
 - Ivlev V.S. (1961) *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press, New Haven, Connecticut
 - Jacobs J. (1974) Quantitative measurement of food selection. *Oecologia* 14:413–417. doi: 10.1007/BF00384581
 - Janeau G. & Spitz F. (1984) L'espace chez le sanglier (*Sus scrofa scrofa* L.): occupation et mode d'utilisation. *Gibier faune Sauvag* 1:73–89.
 - Jarolimek J., Vanek J., Jezek M., et al (2014) The telemetric tracking of wild boar as a tool for field crops damage limitation. *Plant Soil Environ* 60:418–425.
 - Jánoska F., Varjú J., Takács T. & Gál J., Reproductive parameters of captive and free ranging wild boar (*Sus scrofa*) populations in Hungary, XXXth IUGB Congress and Perdix XIII, 5th-9th September 2011.
 - Jędrzejewska B., Jędrzejewski W., Bunevich A.N., et al (1997) Factors shaping population densities and increase rates of ungulates in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus) in the 19th and 20th centuries. *Acta Theriol (Warsz)* 42:399–451. doi: 10.4098/AT.arch.97-39
 - Ježek M., Štípek K., Kušta T., et al (2011) Reproductive and morphometric characteristics of wild boar (*Sus scrofa*) in the Czech Republic. *J For Sci* 57:285–292.
 - Keuling O., Stier N. & Roth M. (2008a) Annual and seasonal space use of different age classes of female wild boar *Sus scrofa* L. *Eur J Wildl Res* 54:403–412. doi: 10.1007/s10344-007-0157-4
 - Keuling O., Stier N. & Roth M. (2008b) How does hunting influence activity and spatial usage in wild boar *Sus scrofa* (L).? *Eur J Wildl Res* 54:729–737. doi: 10.1007/s10344-

008-0204-9

- KKVM (2014) Környezetvédelmi és Klímaváltozások Minisztériuma. http://www.mmediu.ro/app/webroot/uploads/files/2014-11-13_MMSC_a_adus_la_zi_plățile_despăgubirilor_pentru_pagubele_produce_de_speciile_protejate.pdf. Accessed 21 Sep 2016
- Kőhalmy T. (1999) Korbecslések szarvastól a siketfajdig. Nimród Alapítvány, Nimród Vadászújság, Dénes Natur Műhely, Budapest
- Kramer-Schadt S., Fernandez N. & Thulke H-H. (2007) Potential ecological and epidemiological factors affecting the persistence of classical swine fever in wild boar *Sus scrofa* populations. *Mamm Rev* 37:1–20. doi: 10.1111/j.1365-2907.2007.00097.x
- Kurz J.C. & Marchinton L.R. (1972) Radiotelemetry studies of feral hogs in South Carolina. *J Wildl Manage* 36:1240–1248. doi: 10.2307/3799254
- KVEM (2016) Környezetvédelmi, Vízügyi és Erdészeti Minisztérium. <http://www.mmediu.ro/categorie/vanatoare>. Accessed 21 Sep 2016
- Laundré J.W., Hernández L. & Altendorf K.B. (2001) Wolves, elk, and bison: reestablishing the “landscape of fear” in Yellowstone National Park, U.S.A. *Can J Zool* 79:1401–1409. doi: 10.1139/z01-094
- Lechowicz M.J. (1982) The sampling characteristics of electivity indices. *Oecologia* 52:22–30. doi: 10.1007/BF00349007
- Lemel J., Truvé J. & Söderberg B. (2003) Variation in ranging and activity behavior of European wild boar *Sus scrofa* in Sweden. *Wildlife Biol* 9:29–36.
- Lima S.L. (1998) Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *Bioscience* 48:25–34. doi: 10.2307/1313225
- MacArthur R.H. (1972) *Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species*.
- MADR (2015) *Strategia pentru dezvoltarea sectorului agroalimentar pe termen mediu și lung orizont 2020 - 2030 [Az agrár-élelmiszeripari ágazat közép- és hosszútávú fejlesztési stratégiája 2020 - 2030]*. Bucuresti
- Maillard D. & Fournier P. (1995) Effects of shooting with hounds on size of resting range of wild boar (*Sus scrofa* L.) groups in mediterranean habitat. *IBEX J Mt Ecol* 3:102–107.
- Massei G. & Genov P. (1995) Preliminary analysis of factors influencing habitat-use by the wild boar. *IBEX J Mt Ecol* 3:168–170.
- Massei G., Genov P. V. & Staines B.W. (1996) Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriol (Warsz)* 41:307–320. doi: 10.4098/AT.arch.96-29
- Massei G., Genov P.V., Staines B.W. & Gorman M.L. (1997) Factors influencing home range and activity of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal area. *J Zool* 242:411–423. doi: 10.1111/j.1469-7998.1997.tb03845.x
- Massei G., Kindberg J., Licoppe A., et al (2015) Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe: wild boar and hunter trends in Europe. *Pest Manag Sci* 71:492–500. doi: 10.1002/ps.3965
- Mattioli L., Apollonio M., Lovari C., et al (1995) Wild boar as the main prey species of wolf in an area of northern Apennines (Italy). *IBEX J Mt Ecol* 3:212.
- Maugé R. (1972) Observations sur la reproduction du sanglier (*Sus scrofa* L.) à l'état squvage. *Ann Biol Anim Biochim Biophys* 12:195–202.
- Maugé R. (1982) Seasonality of reproduction in the wild boar.

- Mauget R. (1980) Régulations écologiques, comportementales et physiologiques (fonction de reproduction): de l'adaptation du sanglier, *Sus scrofa* L., au milieu. Université de Tours
- Mauget R. & Pepin D. (1991) Energy intake, growth and timing of puberty in the European Wild boar *Sus scrofa* L. In: Bobek B, Perzanowski K, Regelin WL (eds) Global trends in wildlife management: transactions, 18th IUGB Congress, Jagiellonian University, Kraków, Poland, August 1987. Świat Press, Krakow, pp 205–209
- McIlroy J.C. (1989) Aspects of the ecology of feral pigs (*Sus scrofa*) in the Murchison area, New Zealand. *N Z J Ecol* 12:11–22.
- Melis C., Szafranska P.A., Jedrzejewska B. & Barton K. (2006) Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *J Biogeogr* 33:803–811. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01434.x
- Mengeling W.L., Paul P.S. & Brown T.T. (1980) Transplacental infection and embryonic death following maternal exposure to porcine parvovirus near the time of conception. *Arch Virol* 65:55–62. doi: 10.1007/BF01340540
- Merta D., Albrycht M., Frackowiak W., et al (2011) Reproductive parameters, birth date-effect and body condition of wild boars (*Sus scrofa*) inhabiting forest and forest-farmland environments in Poland. In: Jacob J, Esther A (eds) 8th European Vertebrate Pest Management Conference. Julius Kühn-Institut, Federal Research Centre for cultivated plants (JKI), Berlin, Germany, pp 233–234
- Meynhardt H. (1986) Vaddisznóriport - Életem a vaddisznók között. Gondolat, Budapest
- Middleton A.D., Kauffman M.J., Mcwhirter D.E., et al (2013) Linking anti-predator behaviour to prey demography reveals limited risk effects of an actively hunting large carnivore. *Ecol Lett* 16:1023–1030. doi: 10.1111/ele.12133
- Milena Stillfried, Pierre Gras, Matthias Busch, Konstantin Boemer, Stephanie Kramer-Schadt & Sylvia Ortmann, Wild inside: Urban wild boar select natural, not anthropogenic food resources, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175127> April 12, 2017
- Mohr C.O. (1947) Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. *Am Midl Nat* 37:223–249. doi: 10.2307/2421652
- Morelle K., Lehaire F. & Lejeune P. (2014) Is wild boar heading towards movement ecology? A review of trends and gaps. *Wildlife Biol* 20:196–205. doi: 10.2981/wlb.00017
- Moretti M. (1995) Biometric data and growth rates of a mountain population of wild boar (*Sus scrofa* L.), Ticino, Switzerland. *IBEX (Journal Mt Ecol)* 3:56–59.
- Müller T., Klupp B., Zellmer R., et al (1998a) Characterisation of pseudorabies virus isolated from wild boar (*Sus scrofa*). *Vet Rec* 143:337–340. doi: 10.1136/vr.143.12.337
- Müller T., Teuffert J., Ziedler K., et al (1998b) Pseudorabies in the European Wild Boar From Eastern Germany. *J Wildl Dis* 34:251–258. doi: 10.7589/0090-3558-34.2.251
- Náhlik A., Sándor G. & Tari T. (2013) A vaddisznó (*Sus scrofa*) szaporulatának alakulása egy szabadterületi populációban. *Erdészettudományi Közlemények* 7:261–269.
- Neet C.R. (1995) Population dynamics and management of *Sus scrofa* in western Switzerland: A statistical modelling approach. *Ibex J M E* 3:188–191.
- Orłowska L., Rembacz W. & Florek C. (2011) Carcass weight, condition and reproduction of wild boars harvested in north-western Poland. In: Jacob J, Esther A (eds) 8th European Vertebrate Pest Management Conference. Julius Kühn-Institut, Federal Research Centre for cultivated plants (JKI), Berlin, Germany, pp 230–232
- Páll E. (1982) A vaddisznó és vadászata. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest

- Pease C.M., Lande R. & Bull J.J. (1989) A Model of Population Growth , Dispersal and Evolution in a Changing Environment Published by: Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1938100>. Ecol Soc Am 70:1657–1664. doi: 10.2307/1938100
- Pépin D., Spitz F., Janeau G. & Valet G. (1987) Dynamics of reproduction and development of weight in the wild boar (*Sus scrofa*) in South-west France. Zeitschrift für Säugetierkd 52:21–30.
- Périquet S., Valeix M., Loveridge A.J., et al (2010) Individual vigilance of African herbivores while drinking: the role of immediate predation risk and context. Anim Behav 79:665–671. doi: 10.1016/j.anbehav.2009.12.016
- Podgórski T., Baś G., Jędrzejewska B., et al (2013) Spatiotemporal behavioral plasticity of wild boar (*Sus scrofa*) under contrasting conditions of human pressure: primeval forest and metropolitan area. J Mammal 94:109–119. doi: 10.1644/12-MAMM-A-038.1
- Preisser E.L., Bolnick D.I. & Bernard M.E. (2005) Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator-prey interactions. Ecology 86:501–509. doi: 10.1890/04-0719
- Preisser E.L., Orrock J.L. & Schmitz O.J.(2007) Predator hunting mode and habitat domain alter nonconsumptive effects in predator-prey interactions. Ecology 88:2744–2751. doi: 10.1890/07-0260.1
- Rosell C. (1998) Biologia i ecologia del senglar (*Sus scrofa* L. 1758) a dues poblacions del nord-est ibèric. Aplicació a la gestió. Universitat de Barcelona
- Rosell C., Navas F. & Romero S. (2012) Reproduction of wild boar in a cropland and coastal wetland area: implications for management. Anim Biodivers Conserv 35:209–217.
- Russo L., Massei G. & Genov P.V. (1997) Daily home range and activity of wild boar in a Mediterranean area free from hunting. Ethol Ecol Evol 9:287–294. doi: 10.1080/08927014.1997.9522888
- Sáez-Royuela C. (1987) Biología y ecología del jabalí. Complutense University, Madrid
- Saïd S., Tolon V., Brandt S. & Baubet E. (2012) Sex effect on habitat selection in response to hunting disturbance: the study of wild boar. Eur J Wildl Res 58:107–115. doi: 10.1007/s10344-011-0548-4
- Sánchez-Vizcaïno J.M., Mur L. & Martínez-López B. (2013) African swine fever (ASF): Five years around Europe. Vet Microbiol 165:45–50. doi: 10.1016/j.vetmic.2012.11.030
- Santos P., Fernández-Llario P., Fonseca C., et al (2006) Habitat and reproductive phenology of wild boar (*Sus scrofa*) in the western Iberian Peninsula. Eur J Wildl Res 52:207–212. doi: 10.1007/s10344-005-0025-z
- Santos P., Mexia-de-Almeida L. & Petrucci-Fonseca F. (2004) Habitat selection by wild boar *Sus scrofa* L. in Alentejo, Portugal. Galemys 16:167–184.
- Saunders G. & Kay B. (1996) Movements and home ranges of feral pigs (*Sus scrofa*) in Kosciusko National Park, New South Wales. Wildl Res 23:711–719. doi: <http://dx.doi.org/10.1071/WR9960711>
- Saunders G. & Kay B. (1991) Movements of Feral Pigs (*Sus scrofa*) at Sunny Corner, New South Wales. Wildl Res 18:49–61. doi: 10.1071/WR9910049
- Schlageter A. (2015) Preventing wild boar *Sus scrofa* damage – considerations for wild boar management in highly fragmented agroecosystems. University of Basel
- Schley L., Dufrêne M, Krier A & Frantz AC (2008) Patterns of crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) in Luxembourg over a 10-year period. Eur J Wildl Res 54:589–599. doi:

10.1007/s10344-008-0183-x

- Schley L. & Roper T.J. (2003) Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mamm Rev* 33:43–56. doi: 10.1046/j.1365-2907.2003.00010.x
- Schmitz O.J., Krivan V. & Ovidia O. (2004) Trophic cascades: The primacy of trait-mediated indirect interactions. *Ecol Lett* 7:153–163. doi: 10.1111/j.1461-0248.2003.00560.x
- Schön T. (2013) The cost of having wild boar : Damage to agriculture in South-Southeast Sweden Kostnad av att ha vildsvin : Skada på jordbruk i Syd- sydöstsverige. Swedish University of Agricultural Sciences
- Servanty S., Gaillard J-M., Allaine D., et al (2007) Litter size and fetal sex ratio adjustment in a highly polytocous species: the wild boar. *Behav Ecol* 18:427–432. doi: 10.1093/beheco/arl099
- Singer F.J., Otto D.K., Tipton A.R. & Hable C.P. (1981) Home ranges, movements, and habitat use of european wild boar in Tennessee. *J Wildl Manage* 45:343–353. doi: 10.2307/3807917
- Sjarmidi A. & Gerard J.F. (1988) Autour de la systématique et la distribution des suidés. *Monit Zool Ital - Ital J Zool* 22:415–448. doi: 10.1080/00269786.1988.10736569
- Sodeikat G. & Pohlmeier K. (2002) Temporary home range modifications of wild boar family groups (*Sus scrofa* L.) caused by drive hunts in Lower Saxony (Germany). *Z Jagdwiss* 48:161–166. doi: 10.1007/BF02192404
- Spitz F. (1992) General model of the spatial and social organization of the wild boars (*Sus scrofa* L.). In: Spitz F, Janeau G, Gonzales G, Aulagnier S (eds) *Proceedings of the International Symposium „Ongulés / Ungulates 91”*. Toulouse – France, pp 385–389
- Spitz F., Janeau G. (1995) Daily selection of habitat in wild boar (*Sus scrofa*). *J Zool, L* 237:423–434. doi: 10.1111/j.1469-7998.1995.tb02772.x
- Spitz F. & Lek S. (1999) Environmental impact prediction using neural network modelling. An example in wildlife damage. *J Appl Ecol* 36:317–326. doi: 10.1046/j.1365-2664.1999.00400.x
- Tari T., Sándor Gy., Heffenträger G. & Náhlik A., Interdiszciplináris Táj kutatás A Xxi. Században A Vii. Magyar Tájökológiai Konferencia Tanulmányai Szeged, 2017. 05. 25-27.
- Tari T., Sándor Gy., Heffenträger G. & Náhlik A., Wild boar habituation to urban areas in Hungary, in the light of web presence. 5th International Hunting and Game Management Symposium 10-12,11.2016. Debrecen, Hungary
- Thurfjell H., Ball J.P., Åhlén P-A., et al (2009) Habitat use and spatial patterns of wild boar (*Sus scrofa* L.): agricultural fields and edges. *Eur J Wildl Res* 55:517–523. doi: 10.1007/s10344-009-0268-1
- Tolon V., Martin J., Dray S., et al (2012) Predator-prey spatial game as a tool to understand the effects of protected areas on harvester-wildlife interactions. *Ecol Appl* 22:648–657. doi: 10.1890/11-0422.1
- Uzal A. & Nores C. (2004) Endogenous and exogenous constraints in the population changes of wild boar (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758). *Galemys* 16:83–98.
- Valeix M., Fritz H., Loveridge A.J., et al (2009a) Does the risk of encountering lions influence African herbivore behaviour at waterholes? *Behav Ecol Sociobiol* 63:1483–1494. doi: 10.1007/s00265-009-0760-3

- Valeix M., Loveridge A.J., Chamaillé-Jammes S., et al (2009b) Behavioral adjustments of African herbivores to predation risk by lions: Spatiotemporal variations influence habitat use. *Ecology* 90:23–30. doi: 10.1890/08-0606.1
- Vericad J.R. (1983) Estimación de la edad fetal y períodos de concepción y parto del jabalí (*Sus scrofa*) en los Pirineos occidentales. In: *Actas del XV Congreso Int. Fauna Cinegética y silvestre*. Trujillo, 1981, pp 811 – 820
- Worton B.J. (1989) Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. *Ecol Soc Am* 70:164–168. doi: 10.2307/1938423
- Zanette L.Y., White A.F., Allen M.C. & Clinchy M (2011) Perceived predation risk reduces the number of offspring songbirds produce per year. *Science* (80-) 334:1398–1401. doi: 10.1126/science.1210908

9. MELLÉKLETEK

9.1. Táblázatok jegyzéke

1.táblázat –Az egy kocára eső átlagos malacsám alakulása a hivatkozott nemzetközi szakirodalom alapján.....	20
2.táblázat –Az ellések havi előfordulási gyakorisága a nemzetközi szakirodalom alapján.....	23
3.táblázat – A vaddisznó populációk korszerkezete különböző európai élőhelyeken.....	24
4.táblázat – A Pro Silva Vadászegyesület által kezelt vadászterületek földhasználati mód szerinti megoszlása (ha és %).....	26
5.táblázat – A hegyvidéki kutatási terület átlagos hőmérsékleti adatai (oC).....	26
6.táblázat – A hegyvidéki kutatási terület átlagos csapadék adatai (mm).....	27
7.táblázat – A Pro Silva vadásztársulat által kezelt vadállomány és ezek terítékeinek adatai (példány).....	28
8.táblázat – A Turris Sport- Vadász és Horgász Egyesület által kezelt vadászterületek földhasználati mód szerinti megoszlása (ha és %).....	29
9.táblázat – A síkvidéki kutatási terület átlagos hőmérséklet adatai (oC).....	30
10. táblázat – A síkvidéki vizsgálati terület átlagos csapadék adatai (mm)	30
11.táblázat – A Turris Sport- Vadász és Halász Társulat által kezelt vadászterületek vadállománya és terítése (példány).....	31
12.táblázat – A GPS jeladóval ellátott vaddisznók, illetve a kutatási időszakok adatai.....	35
13.táblázat – A szaporodásbiológiai minták száma kutatási területenként és évenként.....	35
14.táblázat – A vaddisznó havi mozgáskörzete MKP módszerrel (ha).....	45
15.táblázat – A vaddisznó évszakos mozgáskörzete MKP módszerrel.....	46
16.táblázat – A vaddisznó éves mozgáskörzete MKP módszerrel (ha).....	50
17.táblázat - A vaddisznó havi mozgáskörzete KHR90% módszerrel (ha).....	53
18.táblázat – A vaddisznó évszakos mozgáskörzete KHR90% módszerrel (ha).....	55
19.táblázat – A vaddisznó éves mozgáskörzete KHR90% módszerrel (ha).....	60
20.táblázat – A jelölt vaddisznók számára rendelkezésre álló élőhely kínálat.....	62
21.táblázat – A jelölt vaddisznók élőhely használata.....	63
22.táblázat – A vaddisznó élőhely preferenciája Ivlev-indexel (Iv) és Jacobs-indexel (D).....	64
23.táblázat - A vaddisznó sávos élőhely használata.....	68
24.táblázat – A a mezőgazdasági kínálat helyzete a tanulmányozott sávokban.....	70
25.táblázat - A mezőgazdasági kultúrák használata a tanulmányozott sávokban.....	72
26.táblázat - SAF1_11699 – Kínálat, kereslet és Ivlev index.....	73
27.táblázat - SAM1_09777 – Kínálat, kereslet és Ivlev index.....	73
28.táblázat - AM2_11701 – Kínálat, kereslet és Ivlev index.....	74
29.táblázat - AM1_11699 – Kínálat, kereslet és Ivlev index.....	75
30.táblázat - sávos mozgás intenzitás és a mezőgazdasági kultúrákban levő mozgás intenzitás korrelációja.....	78
31.táblázat - alap adatok AM2_11701 és SAF1_11699. A kultúrák minimum távolsága, pontok gyakorisága, parcellák átlagos mérete.....	79
32.táblázat - alap adatok AM1_11699 és SAM1_09777. A kultúrák minimum távolsága, pontok gyakorisága, parcellák átlag mérete.....	79
33.táblázat – a tanulmányozott egyedek habituálódási tendenciája.....	84

34.táblázat – a szaporodásbiológiai minták összesített adatai.....	85
35.táblázat – A vaddisznó reprodukciós potenciálja a koca korának függvényében (N = mintaszám; n = sárgatestek átlagos száma).....	87
36.táblázat – A vaddisznó embriók száma a koca korának függvényében (N = mintaszám; n = magzatok átlagos száma).....	88

9.2. Ábrák jegyzéke

1.ábra – A kutatási területek elhelyezkedése.....	26
2.ábra – A vaddisznóállomány alakulása Kovászna megyében 2005 – 2016 időszakban	32
3.ábra –A vadd.állomány alakulása Teleorman megyében 2005 – 2016 idsz.....	33
4.ábra – A 11702AF1 azonosítójú ivarérett koca havi és évszakos mozgáskörzete MKP módszerrel.....	52
5.ábra – A 11699SaF1 azonosítójú koca süldő havi és évszakos mozgáskörzete MKP módszerrel.....	53
6.ábra – A 11699_AM1 azonosítójú ivarérett kan éves mozgáskörzete KHR90% módszerrel.....	59
7.ábra - A 11702_AF1 azonosítójú ivarérett koca éves mozgáskörzete KHR90% módszerrel	61
8.ábra - A 09777_SaM1 azonosítójú kan süldő éves mozgáskörzete KHR90% módszerrel	61
9.ábra - A 11699_SaF1 azonosítójú koca süldő éves mozgáskörzete KHR90% módszerrel	62
10.ábra - A 11701_AM2 azonosítójú ivarérett kan éves mozgáskörzete KHR90% módszerrel.....	63
11.ábra – A vaddisznó napkelti és napnyugtai aktivitása.....	64
12.ábra - a tanulmányozott egyedek sávos élőhely használata.....	72
13.ábra - SAF1_11699 Mezőgazdasági kultúrák preferenciája a tanulmányozott sávokban.....	77
14.ábra - SAM1_09777 Mezőgazdasági kultúrák preferenciája a tanulmányozott sávokban.....	78
15.ábra – AM2_11701 Mezőgazdasági kultúrák preferenciája a tanulmányozott sávokban.....	79
16.ábra - AM1_11699 Mezőgazdasági kultúrák preferenciája a tanulmányozott sávokban.....	79
17.ábra – Sárgatestek száma a koca korának függvényében.....	89
18.ábra – A magzatok száma a koca korának függvényében.....	91
19.ábra – A vaddisznó vemhesülésének és elléseinek becsült ideje élőhely függvényében.....	95

