

DOKTORI (Ph. D.) ÉRTEKEZÉS

FARKAS PÉTER

DEBRECEN

2021

DEBRECENI EGYETEM
ÁLLATTENYÉSZTÉSI TUDOMÁNYOK DOKTORI ISKOLA

Doktori Iskola vezető:

Dr. Komlósi István D.Sc.
egyetemi tanár, az MTA doktora

Témavezetők:

Dr. Kusza Szilvia Ph.D.
tudományos főmunkatárs

Dr. Majzinger István Ph.D.
egyetemi docens, címzetes egyetemi tanár

**A MEZEI NYÚL (*LEPUS EUROPAEUS*, P. 1778)
POPULÁCIÓDINAMIKÁJÁT MEGHATÁROZÓ ÉS AZ AZOKAT
BEFOLYÁSOLÓ EGYES PARAMÉTEREK VIZSGÁLATA**

Készítette:

Farkas Péter
doktorjelölt

Debrecen

2021

A MEZEI NYÚL (*LEPUS EUROPAEUS*, P. 1778) POPULÁCIÓDINAMIKÁJÁT
MEGHATÁROZÓ ÉS AZ AZOKAT BEFOLYÁSOLÓ EGYES PARAMÉTEREK VIZSGÁLATA

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

Írta: **Farkas Péter** okleveles kertészmérnök

Készült a Debreceni Egyetem Állattenyésztési Tudományok Doktori Iskola
(Szaporodásbiológia és genomika doktori programja) keretében

Témavezető(k):
Dr. Kusza Szilvia Ph.D.
Dr. Majzinger István Ph.D

A doktori szigorlati bizottság:

	név	fokozat
elnök:	Dr.Kovács András	D.S.c
tagok:	Dr. Katona Krisztián	Ph.D.
	Dr. Szendrei László	Ph.D.

A doktori szigorlat időpontja: 2019. 01.30.

Az értekezés bírálói:

név	fokozat	aláírás
.....		
.....		

A bírálóbizottság:

	név	fokozat	aláírás
elnök:			
tagok:			
			
titkár:			

Az értekezés védésének időpontja: 2021.

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS, TÉMAFELVETÉS.....	1
Célkitűzés.....	3
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	5
2.1. A vadállományok dinamikáját befolyásoló tényezők	6
2.2. A mezei nyúl állományok dinamikáját befolyásoló belső tényezők	7
2.2.1. A mezei nyúl szaporodásának sajátosságai és szaporodási teljesítménye.....	9
2.2.1.1. Ivarérés, termékenység, termékenyülés	10
2.2.1.2. Vemhesség és vemhfejlődés	11
2.2.1.3. Megszületett és felnevelt szaporulat, szaporulati veszteségek	11
2.2.2. A mezei nyúl mortalitását befolyásoló tényezők.....	12
2.2.2.1. Állománysűrűség	13
2.2.2.2. Betegségek és paraziták	15
2.3. A környezeti tényezők és antropogén hatások szerepe a mezei nyúl állományok dinamikájában	17
2.3.1. Predátorok hatása.....	17
2.3.2. Az élőhely hatása.....	20
2.3.3. Az időjárás hatása.....	22
2.3.4. Emberi hatások	23
2.4. A hasznosítás körülményeinek hatása a mezei nyúl állományok alakulására	25
3. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	27
3.1. A vizsgálati területek bemutatása.....	29
3.1.1. A túrkevei Kossuth Vadásztársaság	29
3.1.2. A békéscsabai Megyer Vadásztársaság	32
3.2. Egyedi és állományadatok gyűjtése	35
3.2.1. Létszámbecslés	36
3.2.2. Szaporodási adatok.....	37
3.2.3. Kondíció becslése vesezsír-index számítással és a testtömeg mérése.....	38
3.3. Laboratóriumi vizsgálatok	39

3.3.1. Belső női ivarszervek vizsgálata és a placentaheg-számlálás	39
3.3.2. Korbecslés száraz szemlencse tömegméréssel	40
3.4. Statisztikai értékelés	43
4. EREDMÉNYEK ÉS AZOK ÉRTÉKELÉSE.....	45
4.1. A vizsgált egyedi és állományjellemzők területeken belüli értékelése és évek közötti összehasonlítása	45
4.1.1. Túrkeve.....	45
4.1.1.1. Nőivarú példányok egyedi paramétereinek alakulása és évenkénti összehasonlítása	45
4.1.1.2. Hímivarú példányok egyedi paramétereinek alakulása és évenkénti összehasonlítása	47
4.1.1.3. Nő- és hímivarú példányok paramétereinek összehasonlítása.....	48
4.1.1.4. Állományjellemzők alakulása és évenkénti összehasonlítása	49
4.1.2. Békéscsaba	51
4.1.2.1. Nőivarú példányok egyedi paramétereinek alakulása és évenkénti összehasonlítása	51
4.1.2.2. Hímivarú példányok egyedi paramétereinek alakulása és évenkénti összehasonlítása	53
4.1.2.3. Nő- és hímivarú példányok paramétereinek összehasonlítása.....	54
4.1.2.4. Állományjellemzők alakulása és évenkénti összehasonlítása	55
4.2. A vizsgált egyedi paraméterek és állományjellemzők területek közötti összehasonlítása az egyes években	57
4.2.1. Egyedi paraméterek	57
4.2.1.1. Testtömeg.....	58
4.2.1.2. Vesezsír-index	60
4.2.1.3. Placentahegszám	62
4.2.2. Állományjellemzők	63
4.2.2.1. Koreloszlás.....	63
4.2.2.2. Ivararány és vemhesülési arány	66
4.3. A vizsgálatba vont két terület mezei nyúl állományainak demográfiai vizsgálata ..	67
4.3.1. Születés ideje	68

4.3.2. Túlélési mintázat.....	72
4.4. A vizsgált tulajdonságok kapcsolata	78
4.4.1. Korcsoport-testtömeg	79
4.4.2. Korcsoport-vezezsír-index.....	82
4.4.3. Korcsoport-vemhesülési arány	85
4.4.4. Korcsoport-placentahegszám	89
4.4.5. Placentahegszám-testtömeg-vezezsír-index kapcsolatának vizsgálata.....	96
4.5. A korosztályok hozzájárulása a populáció szaporodási teljesítményéhez	98
4.6. A próbavadászat és a teríték mintáinak összehasonlítása	103
5. KÖVETKEZTETÉSEK.....	106
6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	112
7. AZ EREDMÉNYEK GYAKORLATI HASZNOSÍTHATÓSÁGA.....	114
8. ÖSSZEFOGLALÁS.....	115
9. SUMMARY	117
10. IRODALOMJEGYZÉK	119
11. PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN.....	142
12. NYILATKOZATOK	144
13. MELLÉKLETEK.....	145
Rövidítések jegyzéke	145
Ábrák jegyzéke.....	145
Táblázatok jegyzéke.....	147
Mellékletek jegyzéke	150
Köszönetnyilvánítás	154

1. BEVEZETÉS, TÉMAFELVETÉS

A mezei nyúl (*Lepus europaeus*, P. 1778) ökológiai és vadgazdálkodási szempontból a hazai fauna fontos faja. Állományalakulása Európa-szerte évtizedek óta csökkenő tendenciát mutat. A csökkenés okait számos kutatás vizsgálta (FLUX és ANGERMAN, 1990; REYNOLDS és TAPPER, 1995; EDWARDS et al., 2000 stb.), azonban a folyamatot megállítani gyakorlatilag nem sikerült. A faj vadásztatása hazánkban emocionális és gazdasági alapon nagy jelentőségű a vadgazdálkodásban érintettek számára. A 2018/19-es vadászati idényben 11 076 példány került lőtt vadként, 24 946 példány élő vadként értékesítésre. A statisztikai adatok alapján további 41 904 terítékre hozott példány került belföldi felhasználásra (I1). Becsült állománya az elmúlt közel hat évtized alatt a korábbi több, mint 1 200 000 példányszámról (1960) 400 000 alattira zsugorodott hazánkban (CSÁNYI, 2016). Ezzel együtt a hasznosítás mértéke, az 1960-as bázisévet alapul véve, napjainkra az egy hatodára csökkent. A csökkenő tendencia tartós fennmaradása esetén egyes vélemények szerint (I2) 2030-ra felmerülhet a faj vadásztatásának a betiltása, ennél fogva a magyar vadgazdálkodás az egyik legjelentősebb apróvad fajtát veszítené el. Hazánkban a 2018/19-es vadászati idényben mezei nyulból 81 541 példányt hasznosítottak, amelynek 30,55%-a befogásból, 69,45%-a pedig lelövésből származott. A terítékre hozott mezei nyulak száma az elmúlt évtizedben egy-két példány volt vadászonként, szemben a hatvanas évek egy vadászra jutó 25-30 példányával (MAJZINGER és CSÁNYI, 2017). A becslési adatok alapján a legnagyobb példányszámú állományok hazánkban, Békés megyében (83 139 példány), Jász-Nagykun – Szolnok megyében (45 218 példány) és Bács-Kiskun megyében (39 366 példány) találhatók (CSÁNYI et al., 2019). Az említett megyéken kívül jelentősebb állományok élnek Csongrád-Csanád, Hajdú-Bihar és Szabolcs-Szatmár-Bereg megyékben. Ezekben a megyékben található a hazai nyúlállomány több, mint kétharmada. A faj egyedszámában megfigyelhető csökkenés ciklikus jellegű, így a trend nem észlelhető közvetlenül. Fő okai között az antropogén hatások (különösen a többszörös élőhelyvesztés, a környezetszennyezés, a kemikáliák túlzott használata, a szántóföldi növénytermesztési technológiák rohamos műszaki fejlődése), a klímaváltozás és az egyes potenciális predátor fajok (vörös róka (*Vulpes vulpes*, L.1758), aranysakál (*Canis aureus*, L. 1758), vaddisznó (*Sus scrofa*, L. 1758)) állományának növekedése, valamint a betegségek és paraziták állománycsökkentő hatása meghatározó jelentőséggel bírnak. Irodalmi adatok alapján a ciklikus egyedszám változás okai között a születés és a

szaporodóképes kor közötti túlélés variabilitása is szerepet játszhat (KOVÁCS, 1986 a). A drasztikus állománycsökkenést a gyakran előforduló vadgazdálkodási hibák jelentősen fokozhatják. Gyakori vadgazdálkodói hiba az állandó hasznosítási ráta alkalmazása, a becslés és hasznosítás között eltelt hosszú idő, az adott vadászterület többszöri hasznosítása és a magas sebzési arány. Az állománycsökkenést tovább fokozza a hivatásos, és főleg a sportvadászok létszámának jelentős emelkedése. A hazai mezei nyúl állományok jövőbeli hasznosításának kulcsfaktora az adott területhez és évhez kapcsolódó monitoring vizsgálatokra alapozott állománykezelés, valamint a szomszédos vadászterületek közötti összehangolt úgynevezett „tájégségi apróvad-gazdálkodás” alkalmazása. A gyakorlati vadgazdálkodás számára nagy segítség lehet a faj populációdinamikájának megismerése. A populációdinamika az élőlények egyedszám- és népességviszonyainak térbeni és időbeni változásával foglalkozik, amelyet alapvetően a szaporulat mértéke, a túlélés és a migráció határoz meg, és egyes tényezők (pl. az állomány korszerkezete, ivararánya, az egyedek testtömege, kondíciója) vélhetően évenként változó mértékben befolyásol (I3). A tágabb értelemben vett populációdinamika másik ága a demográfia, amely az ún. strukturált populációkkal foglalkozik. Strukturált populációról akkor beszélünk, ha a populáció egyedei a szaporodás szempontjából nem egységesek, hanem jól elkülöníthető osztályokba sorolhatók. A legfontosabb strukturáló tényező az egyedfejlődés jelensége, valamint (ezzel összefüggésben) a populáció életkori eloszlása (I3). A mezei nyúlal való gazdálkodás során a vadgazdálkodó a rendszeresen ismételt felmérésekkel (monitoring) sokat tehet a megalapozott állományhasznosítás érdekében. Ennek mértékét az adott területen élő mezei nyulak állománysűrűsége, a szaporodási mutatók, a hasznosítás előtti állományban az ivararány, és a populációk korösszetétele határozza meg. A fent említetteket summázva dolgozatomban a mezei nyúl állományok utóbbi évtizedekre jellemző csökkenését a faj populációdinamikáját meghatározó és az azokat befolyásoló egyes tényezők oldaláról vizsgálom.

CÉLKITŰZÉS

A fentebb említettek figyelembevételével, disszertációmban az alábbi célkitűzéseket követtem:

- Két alföldi vadászterületen, Túrkevéen és Békéscsabán, ahol a mezei nyúl még jelentős számban fordul elő – ugyanakkor e két terület jellege több szempontból eltérő – pontos, nagyszámú adatgyűjtésre alapozott, releváns egyedi és állományjellemző adatok összegyűjtése és értékelő összehasonlítása (különös tekintettel a faj szaporodási teljesítményére, mint a populációcsökkenés egyik lehetséges belső okára).
- A faj egyedi és állományjellemző paramétereinek összehasonlítása az adott évben a területek között és az adott területen az évek között.
- Az állományjellemző paraméterek és a hasznosítás összefüggéseinek kimutatása, a gyakorlati vadgazdálkodás számára is felhasználható összefüggés vizsgálatok elvégzése.

Az adatok elemzése során a következő kérdésekre kerestem a választ:

1. A vizsgált nyúlállományok a szaporodási teljesítményt befolyásoló jellemzőikben (koreloszlás, testtömeg, kondíció) eltérnek-e egymástól?
2. Az egyedi jellemzők (különösen a placentahegyszám, a kor és a kondíció) egy területen belül évenként, vagy egy évben területenként mutatnak nagyobb változékonyságot?
3. A placentahegyszám és egyedi jellemzők (korcsoport, testtömeg, vesezsír-index) között van-e ok-okozati összefüggés?
4. Befolyásolja-e az egyedek kondícióját az egyedek életkora?
5. Van-e különbség a vadászterületen lévő nyúlállományok korcsoportonkénti vemhesülési arányaiban?
6. A korcsoporton belül fiatalabbak-e a nem termékeny fiatal nőstények a termékeny fiatal nőstényeknél?

7. A korcsoporton belül idősebbek-e a nem termékeny idős nőstények a termékeny idős nőstényeknél?
8. A vadászatoktól függően több lesz-e a fiatal vagy az idős korosztályból a populációban?
9. Az állományokat alkotó korcsoportok azonos mértékben járulnak-e hozzá a populáció produktivitásához?
10. A vadászterület és a vadászati év milyen hatással van a megszületett szaporulat mennyiségére?
11. A vadászterületen lévő nyúlállományok korcsoportonkénti túlélési arányokban különböznek-e egymástól?
12. Az évek során különbözik-e jelentősen az évenkénti populációs szintű korösszetétel és a szaporodási teljesítmény a vadászatok miatt?

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

A mezei nyúl (*Lepus europaeus*, P. 1778) az emlősök osztályába (Mammalia), nyúlalakúak rendjébe (*Lagomorpha*) és a nyúlfélék családjába (*Leporidae*) tartozó faj. Alfajainak számát korábban harmincnek (CHAPMAN és FLUX, 1990) az újabb mitokondriális DNS (mtDNS) vizsgálatok alapján tizenötnek határozták meg (HOFFMANN és SMITH, 2005). Az egyik legelterjedtebb és legfontosabb apróvad faj Európában (COWAN, 2004). Elterjedési területe az északi félgömbön az északi szélesség 60. fokáig tart. Írországba, Skandináviába, Kelet-Kanadába, az Egyesült Államok északkeleti részére, valamint Dél-Amerikába a déli szélesség 28° és 45° között, továbbá Ausztráliába, Új-Zélandra és Barbadosra, a Rèunion, valamint a Falkland szigetekre betelepítették. A faj megtalálható Nyugat-Ázsiában és Közép-Ázsia egy részén is (1. ábra).

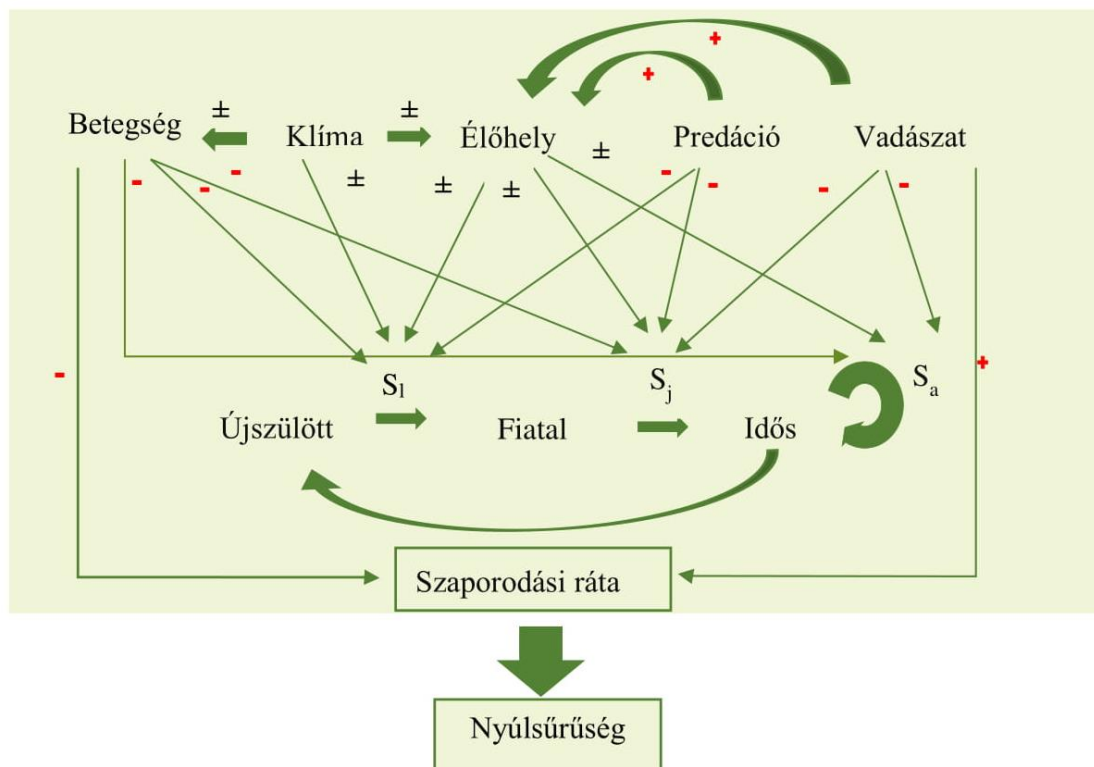


- A faj természetes elterjedési területe
- A fajt az ember mesterségesen telepítette be

1. ábra: A mezei nyúl földrajzi elterjedése (Forrás: (I4))

Jóllehet a mezei nyúl a Természetvédelmi Világszövetség (IUCN) adatbázisában egyelőre még nem szerepel a fenyegetett fajok listáján (SMITH és JOHNSTON, 2008), létszáma és terítéke Európa számos országában évtizedek óta csökken (MITCHEL-JONES et al., 1999). Németországban, Hessen tartományban a korábbi 200 000-es példányszáma alig négy évtized alatt 11 200 egyedre mérséklődött (BENSINGER et al., 2000). A faj Ausztriában a potenciálisan fenyegetett fajok között, Svájcban 1994-től, Németországban 1996-tól a fenyegetett fajok között említik (BOYE, 1996). Hazánkban az állományok csökkenő tendenciája az 1960-as évektől napjainkig tartó folyamat

(CSÁNYI et al., 2017). A mezei nyúlsűrűsége ható tényezőket CASWELL, 1989 cit. WINCENTZ (2009) nyomán a 2. ábrán mutatom be, ahol a felső sor a mezei nyúlsűrűsége ható külső tényezőket, a középső sor a faj életciklusát és az életszakaszok közötti túléléseket (S_i , S_j , S_a) ábrázolja. A szaporodási ráta az idős nőstényekre értendő, a nyilak az interakciók irányát, az előjelek az interakciók lehetséges hatását jelentik.



2. ábra: A mezei nyúl egyedsűrűségére ható tényezők elvi modellje

(Forrás: CASWELL, 1989 cit. WINCENTZ (2009) nyomán)

2.1. A vadállományok dinamikáját befolyásoló tényezők

A vadállományok dinamikáját alapvetően a születések, az elhullások, a bevándorlás és a kivándorlás határozza meg, e négy tényező egyenlege az állománymérleg. A születések és a bevándorlás növeli, az elhullás és a kivándorlás csökkenti az állomány nagyságát. Az állományok változásainak (populációdinamikának) fő jellemzői a szaporulat, a halálozás, a koreloszlás, az ivararány és az állománysűrűség. A populációdinamikát jellemző becslő statisztikák a születési ráta, a halálozási ráta és a

növekedési ráta (CSÁNYI, 2007). Tekintettel, hogy a mezei nyúl „lokalpatrióta” faj, így a migráció a feltételezések szerint jelentősen nem befolyásolja a populációdinamikát. A „szaporodási együtthatók” a populációdinamika szempontjából élőhelyenként és évenként változó jelentőséggel bírnak. A legfontosabb „szaporodási együtthatók”: a termékenységi arány, a megtermékenyülési arány, az embrió (magzat) arány, a születési arányszám, és a fertilitás. A termékenyülésre képes egyedeket a fogamzás tényétől függetlenül termékenynek kell tekinteni (FARAGÓ és NÁHLIK, 1997). A fentebb említett fogalmak magyarázata a következő: a termékenységi arány a nőivarú egyedekre jutó megszületett utódszám, a reprodukció sikerét méri. A megtermékenyülési arány vagy vemhesülési arány megmutatja az adott reprodukciós ciklusban ténylegesen termékeny nőstény egyedek számának és az összes potenciálisan termékeny nőstények számának arányát. Az embrió (magzat) arányszám, más néven primer natalitás megmutatja az adott reprodukciós ciklusban az egy ivarérett nőstényre jutó utódszámot (FARAGÓ és NÁHLIK, 1997). A születési arányszám (szekunder natalitás) az egy nőnemű egyedre eső nőivarú utódok száma (CAUGHLEY és SINCLAIR, 1994 cit. FARAGÓ és NÁHLIK 1997). Más megközelítésben az egy nőnemű egyedre eső összes utódszám (CHAPMAN, 1974 cit. FARAGÓ és NÁHLIK 1997). A fertilitás a populáció egésze által a teljes szaporodási idő alatt létrejött utódszám, más néven populációs teljesítmény (SZÉKY, 1977). A felnevelt szaporulat aránya (tercier natalitás) alatt az egy szaporodási ciklusban a vadászati idény kezdetéig vagy a következő szaporodási idény kezdetéig egy nőstény egyedre jutó felnevelt szaporulatot értjük (FARAGÓ és NÁHLIK, 1997).

2.2. A mezei nyúl állományok dinamikáját befolyásoló belső tényezők

A szaporodási mutatók, a szaporodási teljesítmény, a mortalitási mutatók, az ivarárány, a koreloszlás és az állománysűrűség mint belső okok alapvetően határozzák meg az állományok populációdinamikáját. A szaporodási mutatók tanulmányozása embriószámlálással vagy a méhhegek száma alapján történhet. A nőstények placentája a fialást követően leválik a méh nyálkahártyájának felső rétegével együtt. A visszamaradó tapadási helyek (placentahegek) az adott szaporodási időszakban vetett szaporulat számával egyeznek meg (KOVÁCS és HELTAY, 1993). A méh placentahegeinek vizsgálata az adott szaporodási időszakban megszületett nyúlfiak számának és a szaporodásban részt vevő példányok arányának meghatározására szolgál, amelyekből szaporodási együttható számítható (KOVÁCS, 1986 a, KOVÁCS és HELTAY, 1993). A

szaporodásban részt vevő anyanyulak placentahegeinek átlagos száma évente 2-20 db (BENSINGER et al., 2000). Termékeny egyednek kell tekinteni minden olyan példányt, amelyben legalább 1 db placentaheg található a méhben az adott szaporodási időszakban (MAJZINGER, 2014). A primer és szekunder mortalitás nehezen tanulmányozható a természetben, helyette az állománysűrűség segítségével becsült állománynagyság alapján származtatott túlélési rátával számolunk. Az állomány ivararányának meghatározása az őszi-téli vadászatok és élőbefogások alkalmával az ivarszervek külső vizsgálatával történik. A kort a Stroh-jegy kitapintásával és laboratóriumi vizsgálattal becsülhetjük. A terítéken a korbecslést a mellső láb *radius distalis* végének epifízis porca, közismertebb nevén a Stroh-jegy alapján végezhetjük el (STROH, 1931). Ez a porcdudor a fiatal mezei nyulak 7-8 hónapos korában (BROEKHUIZEN és MAASKAMP, 1979), mások szerint a 8-9. hónapos korában tűnik el (KŐHALMY, 1994; 1999). Az emlősök szemlencséje az életkor előrehaladtával növekszik (LORD, 1959). A mezei nyúl szemlencséje az első két életévben nő a legerőteljesebben (SUCHENTRUNK et al., 1991). KOVÁCS és HELTAY (1993) a 280 mg-nál kisebb szárított szemlencsetömegű példányokat, 1 évnél fiatalabb egyednek írja le. BENSINGER (2000) a szárított szemlencsetömegek alapján becsült életkort tovább finomítja az alábbiak alapján: 270-300 mg 1-1,5 éves, 300-330 mg 1,5- 3 éves, 330-370 mg 3- 5 éves egyed. A nyúlfiókák esetében, ha a szárított szemlencsék tömege 89,3 mg alatti, akkor az 23-47 napos kornak felel meg (SUCHENTRUNK et al., 1991). A 110,4 mg-os szárított szemlencsetömegű egyedek, mintegy 38-58 napos korúak (STOTT ÉS HARRIS, 2006). STANKEVIČIŪTĖ et al. (2011) Litvániában a Stroh-jegy és a száraz szemlencsetömeg alapján becsült életkor eredményei között nem tapasztalt szignifikáns eltérést. KOVÁCS és ÖCSÉNYI (1980) a lefőzött állkapocs metszetét használja korbecsléshez az állkapocs periosztalis növekedési vonalai alapján. OHTAISHI et al. (1976) az alsó állkapocs középső és felső oldali részét metszi a növekedési vonalak számlálására. BRAY et al. (2002) fiatal nyulak esetében a koponya hossza és szélessége, illetve a talphossz és fülhossz alapján határozza meg az életkort.

A mezei nyúl állományok korösszetétele a hasznosítás szempontjából fontos. PINTUR et al. (2006) öt különböző területről (alföldi és hegyvidéki élőhelyek) származó mezei nyúl mintákat vizsgált. A szemlencse tömegek alapján a fiatalok aránya 50,4% volt az őszi állományokban. Német állományokban BENSINGER et al. (2000) a fiatalok arányát 41%-ban tapasztalta. A populáció csupán 3%- a érte meg a 4 éves kort, bár a mezei nyúl potenciális élettartama 10-15 év (FARAGÓ, 2012). Mitokondriális DNS vizsgálatok alapján a jelölt egyedek túlélési ideje elegendő ahhoz, hogy a példányok

legalább egy szaporodási ciklusban átadják a genomjukat (STAMATIS et al., 2007). Az életkor és a placentahegek száma között statisztikailag igazolható összefüggés tapasztalható (BENSINGER et al., 2000). HACKLÄNDER et al. (2011) óceáni (Belgium) és kontinentális klíma (Alsó-Ausztria) mezei nyúl populációit elemezték a kor-, testtömeg, testméret-, kondíció és a reprodukív teljesítményük alapján. A belga minták idős nőstényei, bár szignifikánsan kisebbek és gyengébb vesezsír-indexekkel rendelkeztek, mint a kontinentális területről származó egyedek, a reprodukciós teljesítményben ezek a különbségek nem mutatkoztak meg. A kondíció becslésére a testtömeg nem ad elegendő információt. A származtatott adatok, mint pl. a vesezsír-index (VZSI) pontosabban megadják az egyedek tényleges kondícióját. Ennek kiszámítására többféle módszer ismeretes:

$$VZSI1 = \frac{a \text{ vesék körüli zsír tömege}(g)}{két \text{ vese tömege } (g)}$$

CAUGHLEY (1977)

$$VZSI2 = \frac{a \text{ két vese tömege } (g) + a \text{ vesék körüli zsír tömege}(g)}{két \text{ vese tömege } (g)}$$

SUGÁR (1983)

$$VZSI3 = \frac{a \text{ bal vese és a bal vese körüli zsír tömege}(g)}{bal \text{ vese tömege } (g)}$$

SUGÁR (2000)

2.2.1. A mezei nyúl szaporodásának sajátosságai és szaporodási teljesítménye

A faj szaporodási ciklusa hazánkban február és október között van, amelyet főleg a fotoperiodizmus határoz meg (KOVÁCS és HELTAY, 1993). A bakok december és szeptember között aktívabbak szaporodás szempontjából. A nőstények számára az ivari aktivitás beindítását a növekvő nappalhossz következtében mérséklődő melatonin szint teszi lehetővé. A nőstények szaporodási ciklusa januártól-októberig tart. Az indukált peteleválás a párzás során következik be (KOVÁCS és HELTAY, 1993). Lengyelországban a faj szaporodási időszaka rövidebb, mint hazánkban; január és augusztus közé tehető (KOZDROWSKI et al., 2011). A mediterrán területeken a mezei nyúl gyakorlatilag az év bármely szakaszában vemhesülhet. Kréta-szigetén az októberben vizsgált nőstények 18%-ban, januárban pedig 45%-ban tartalmaztak vemhet

(ANTONIOU et al., 2008). A szaporodási mutatók jellemző mérőszáma az embrió és a sárgatestszám. A sárgatestek számának meghatározásához azonban sokszor nem elég a külső megsejtlés, szükséges a petefészek metszése is (GÁL, 2006). Ez a módszer szaporodási időben végezhető. Az átlagos veheménységet az összes embriószám és a megvizsgált egyedek számának hányadosa adja. A mezei nyúl vemhességi ideje 41 nap, de a kettős vemhesség (szuperfötáció) jelensége miatt 38 naponta képes fialásra. Az esetenként előforduló álvemhesség miatt előfordul, hogy a két ellés között ténylegesen 54-59 nap telik el (FARAGÓ, 2012). Az átlagos veheményszámnak és a fialások számának a szorzata adja az egy nőstényre jutó átlagos megellett szaporulat nagyságát, a termékenységi rátát (KOVÁCS és HELTAY, 1985). A szaporodási mutatók vizsgálatára a reprodukciós időn kívüli, kvázi vadászati időben a placentahegyszámlálás nyújt lehetőséget (FARAGÓ és NÁHLIK, 1997). BRODOWSKI et al. (2001) a baknyulak heretömegének és szövettani vizsgálattal igazolható funkció változásainak szezonális alakulását vizsgálta. A herék növekedését decembertől tapasztalta. Aktív szaporodási időben az átlagos tömegük 10,66-12,03g, míg szaporodási időn kívül 2,06g volt. KOVÁCS (1986 b) az inaktív heretömeget 3,5-4g között írta le. A herék tömegét bármely baktériumos fertőzöttség is növeli. Hazánkban a hímek heréi szaporodási időben 10g felettiek, azon kívül 1g körüliek (SZÉKY és LENNER, 1973).

2.2.1.1 Ivarérés, termékenység, termékenyülés

A fiatal mezei nyulak legkorábban 6-7 hónapos korukban lesznek ivarérettek (BROEKHUIZEN és MAASKAMP, 1981). MACDONALD és BARETT (1993) szerint az ivarérés a nőstényeknél 7-8 hónapos, a bakoknál 6 hónapos korban következik be. LINCOLN és MACKINNON (1976) vizsgálataiban a május előtt világra jött baknyulak már 3 hónapos korban ivarérettek lehetnek, míg a nyári szaporulat ivarérése több hónapig késleltetett. GÁL et al. (2002) a herék spermatermelő funkcióját vizsgálta decemberben, a herenövekedési idő kezdetekor. Ekkor a tubulusok üregeiben $32,5 \pm 1,3$ spermiumot számlált. A mellékherékben tárolódott spermiumok mennyisége összefügg a herék aktivitásával (GÁL et al., 2002). A szaporodás kezdete hazánkban a téli napforduló körüli időpontra tehető. A párzást követő 12-14. órában történik az indukált peteleválás, amelyet vemhesség vagy álvemhesség követ (FARAGÓ, 2012). A nőstények terméketlensége egyes esetekben elérheti a 35-40%-ot (MÖLLER, 1980). A terméketlenség oka 80%-ban

a petevezető gyulladása, vagy a méh gyulladással-jellegű megbetegedése (KOVÁCS és HELTAY, 1993). A nem szaporodó nőtények méhében gyakran ciszta, gyulladás vagy méhfal elváltozás fordult elő, ugyanakkor akadtak olyan szaporodásban részt nem vevő egyedek, amelyek patológiai elváltozást nem mutattak (BENSINGER et al., 2000). MAJZINGER (2013) vizsgálataiban a nőtények 58-61% -a termékenységet mutatott.

2.2.1.2. Vemhesség és vehemfejlődés

A mezei nyúl vemhességi ideje 41 nap, azonban a nőtények 38 naponta képesek újra vemhesülni ez a jelenség a kettős vemhesség (szuperfötáció). A nyúlfélék közül a kettős vemhesség kizárólag a mezei nyúlra jellemző. Fogságban a szuperfötáció gyakrabban fordul elő, mint a természetben. FLUX (1967) a vizsgált nőtények 12,5%-ban tapasztalta a jelenséget természetből származó egyedeknél. A vemhesség 34-40. napjában gyakori az ismételt kopuláció ennek csúcsa a 37.-38. napra tehető (MARTINET, 1980). A humán koriális gonadotropin (hCG) hormonnal kezelt vemhes nőtényekben ovuláció váltható ki mesterséges körülmények között (MARTINET, 1980; KOZDROWSKI et al., 2011). HILDEBRANDT et al. (2009) szabadon élő mezei nyulaktól származó mélyhűtött spermával, sikerrel termékenyített tenyésztett mezei nyulakat. KOZDROWSKI és SIEMIENUCH (2009) a szaporodási időben és azon kívül mesterségesen, hormonkezeléssel próbált ovulációt előidézni. A szaporodási időben beadott gonadotropin felszabadító hormon (GnRH) injekció hatására a plazma progeszteron koncentrációja emelkedett az injekció beadása után, a szaporodási időn kívül beadott injekció nem okozott progeszteronszint emelkedést.

2.2.1.3. Megszületett és felnevelt szaporulat, szaporulati veszteségek

A tartamos vadgazdálkodás szempontjából alapvető fontosságú a rendszeres monitoring vizsgálatokon alapuló szaporodásbiológiai mutatók gyűjtése és értékelése a nőtények vemhesülési aránya, a termékeny nőtények termékenyülési aránya, valamint a felnevelt szaporulatra vonatkozó adatok ismerete (MAJZINGER, 2013). A mezei nyúl hazánkban február végétől szeptember végéig 3-4 alkalommal fial (FARAGÓ, 2012). Az átlagos alomszám földrajzi területenként és élőhelyenként is eltéréseket mutathat. Fialásonként és nőtényenként Magyarországon 1,5 (KOVÁCS és HELTAY, 1993) és 7,5 (FARKAS, 1983) között alakul. HELTAY és KOVÁCS (1978) korábbi

vizsgálataiban az átlagos alomszámot hazánkban 2,7-3,5-nek írja le anyánként. FRYLESTAM (1979) Svédországban 2,5-3,2; HANSEN (1992) Dániában 1,93-2,54 átlagos nyúlfiókát említ anyánként és fialásonként. A nyúlfiókák nyitott szemréssel és szőrösen jönnek a világra (FARAGÓ, 2012). Születéskor a nyúlfiókák testtömege 100-165 g. Három hónapos korukig napi átlagos tömeggyarapodásuk 16-27 g (BROEKHUIZEN és MAASKAMP, 1980). Az anya napi egy, esetleg két alkalommal gondozza kicsinyeit pár percben a késő esti órákban, amelyek a második héttől már zöld táplálékot is fogyasztanak (BROEKHUIZEN és MAASKAMP, 1980). A nyúlfiókák számára a kielégítő energiaellátás létfontosságú, amelynek hiánya akár 95%-os mortalitást is okozhat (ZÖRNER, 1996). POPESCU et al. (2011) a lipid bevitelt, valamint a zsírsavösszetevőket vizsgálta a mezei nyulak emésztőtraktusaiban. A gyomormintákban a nyerszsír mennyiséget átlagosan 46 mg/g⁻¹-nek, a maximális mennyiséget novemberben 54 mg/g⁻¹-nek mérte. Megállapították, hogy a laktáló nőtények a magas linolénsav-tartalmú növényeket részesítik előnyben (pl. *Glycine maxima*, *Papavers spp*, *Trifolium spp*, *Panicum miliaceum*, *Medicago sativa*).

A mezei nyúl a kifejlett testméreteket 5 hónapos korában éri el (BROEKHUIZEN és MAASKAMP, 1980). A kifejlett egyedek átlagos testhossza 48 és 70 cm között változik (MACDONALD és BARRETT, 1993). Testtömegük átlagosan 3,81 kg (KOVÁCS és HELTAY, 1985). PINTUR et al. (2006) északnyugat-horvátországi vizsgálataiban az átlagos testtömeg 3,41-3,81 kg között változott. A faj várható átlagos élettartama 1,04 és 12,5 év közé tehető (MACDONALD és BARRETT, 1993).

2.2.2. A mezei nyúl mortalitását befolyásoló belső tényezők

A természetben az elhullásra nehéz adatokat gyűjteni. A méhen belüli mortalitás a születésig bekövetkező mortalitás, vagyis a szekunder és a primer natalitás különbsége. A halálozási ráta a teljes éves ciklus alatt elpusztult egyedek és az év eleji egyedszám hányadosa. Célszerű korcsoportokra bontva megadni ezt az értéket (FARAGÓ és NÁHLIK, 1997), mert eltérő lehet a fiatal, a kifejlett és az idős korosztály mortalitási rátája. A fiatalok mortalitása akár a szomszédos vadászterületek között is jelentősen különbözhet (FARAGÓ, 2012). A törzsállomány egyedeinek elhullása tavasztól őszig általában kisebb mértékű, mint a fiataloké. A megszületett nyúlfiak mortalitása nagyobb mértékű, mint a méhen belüli elhullás. Azon állományokban, ahol kicsi az őszi felnevelt szaporulat aránya, a kifejlett nyulak elhullása is csekély (KOVÁCS és HELTAY, 1993).

2.2.2.1. Állománysűrűség

RIZZOTTO és FOCARDI (1997) számítógépes modellel vizsgálta a mezei nyúl populációk lehetséges alakulását különböző feltételek mellett. A modell képes volt szimulálni komplex adaptív viselkedési stratégiákat a példányok napi ritmusa, az egyedek közötti különbségek és a vörös róka predációs nyomás figyelembevételével. A faj populációinak állománysűrűsége országonként és az adott országon belül is nagy eltéréseket mutathat. PEGEL és SEITLER (2002) Németországban végzett állománybecslések során az őszi állománysűrűséget 2,6-87 példány/100 hektár között állapította meg (átlagosan 5-15 példány/100 ha). Szignifikáns eltéréseket tapasztaltak a 37 baden-württembergi mintaterület között. TAPPER és BARNES (1986) vizsgálataiban a faj egyedeinek számára szükséges élettér becsült nagysága 38 hektár volt. PIELOWSKI (1972) ettől jóval nagyobb, mintegy 330 hektáros otthonterületet említ. Magyarországon, a rádiótelemetriás módon jelölt egyedek otthonterülete jellemzően 14-39 ha között alakult (KOVÁCS és BÚZA, 1988; FARAGÓ, 2012). SMITH et al. (2004) vizsgálataiban ez a terület Nagy-Britanniában nyáron és ősszel 34 ha, tavasszal és télen valamivel nagyobb. Hazai rádiótelemetriás vizsgálatok alapján ez az élettér jóval nagyobb is lehet, ugyanis nem ritka a mezei nyulak 5-6 kilométeres téli elkóborlása az átmeneti forráshiány következtében (SZEMETHY, 2017). A mezei nyúl létszámbecslésére a szakirodalom az éjszakai reflektoros és a Pielowski-féle sávós módszert említi. A reflektoros állománybecslés szükséges és megbízható módszer az egyedsűrűség becslésére, ám a gyakorlatban sokszor az állomány túlbecsléséhez vezethet, ezért érdemes háromszori ismétlésben elvégezni (BÍRÓ és SZEMETHY, 2002). A becsléseket csapadékmentes és szélcsendes időben érdemes elvégezni. SOKOS et al. (2015) Görögországban a szélsébség és a megfigyelt nyulak létszáma között fordított arányosságot tapasztalt, míg a hold állása és a becsült létszám között nem mutatott ki összefüggést. A Pielowski-féle sávós állománybecslés nagyobb szervezést és több embert igénylő feladat, mely során adott hosszúságú tereptárggyal végződő mintegy 100m széles sávok kerülnek kijelölésre, amelyben 20 méterenként számlálók helyezkednek el és lassan haladva a végpont felé jegyzik a kiugró nyulakat. A módszer lehetőséget biztosít a mezei nyúl élőhelypreferenciájának felmérésére is (FARAGÓ, 1997).

Az állományok megfigyelésében és becslésében nagy előrelépés lehet a hőkamerákkal történő nyúlszámlálás elterjedése (MAHLERT, 2014), amely költséges módszer, ugyanakkor nagyon pontos adatokkal szolgálhat a vadgazdálkodó számára.

A faj a legnagyobb sűrűségben a mozaikos, változatos szerkezetű és növényfaj összetételű gyomnövényekben gazdag mezőgazdasági területeken fordul elő. PINTUR et al. (2006) északnyugat-horvátországi vizsgálataiban a tavaszi állománysűrűséget 13-20,3 példány/100 hektárban becsülte. PANEK (2009) Lengyelországban a tavaszi mezei nyúl állománysűrűséget mezőgazdasági területen 5-10 példány/100 hektárnál alacsonynak, 11-28 példány/100 hektárnál jónak írja le. Németországban, Baden-Württemberg tartományban egy jó „mezei nyulas” évben 2007-ben PEGEL (2008) 89 tavaszi mintaterületen az állománysűrűséget átlagosan 16 példány/100 hektárban, az őszi 101 mintaterület adatai alapján 20 példány/100 hektárban adta meg. KAMIENIARZ et al. (2013) németországi és lengyelországi élőhelyeken az őszi állománysűrűséget 4,1-48,4 példány/100 hektár, míg a tavaszt 5,5–42,2 példány/100 hektár között említi. A mintaterületek között szignifikáns eltérést talált az állománysűrűségekben, ugyanakkor az évszakok közötti nyúlsűrűség adatokban nem volt statisztikailag eltérés. Egy esetben az állománysűrűség pozitívan korrelált a kapásnövények által borított terület nagyságával, két területen a táblaszegélyek hosszával. Két területen szintén pozitív összefüggést tapasztalt a fátlan természetes vegetáció borította műveletlen területek méretével és a nyúlsűrűséggel. Érdekes, hogy két esetben az állománysűrűség és a gyepterületek mérete között negatív korrelációt mutatott ki ugyanezen tanulmány. A rádióadóval felszerelt fiatal mezei nyulak inkább a kisebb állománysűrűségű, rendszeresen vadászott területeket részesítették előnyben diszperziójuk során, mintsem a nagyobb állománysűrűségű, vadászattal nem érintett területeket (AVRIL et al., 2011). KELEMEN et al. (2005) leírja, hogy ha a tavaszi állománysűrűség nem éri el hektáronként a 0,2 példányt, az őszi állományban pedig a 0,4 példányt a teljes vadászterületre számítva, akkor a decemberi vadászatot korlátozni kellene a törzsállomány védelme érdekében. TIRJÁK (2017) Békés megyében a Túzokvédelmi mintaterületen végzett kutatásában a legnagyobb állománysűrűséget 2008 őszén a belső (izolált) területen tapasztalta 376 pld/100 ha értékben. A külső mintaterületeken a vörös rókák általi predáció statisztikailag egyértelműen kimutatható kiemelkedő jelentőséggel bírt. BANKS (2000) kísérletében a nyúlsűrűség drasztikus csökkenése a vörös rókák nyúlpredációjának minimalizálását eredményezi. REYNOLDS et al. (2010) szerint ragadozó gyérítés nélkül optimális élőhelyi feltételek mellett a faj nem képes az élettér teljes kitöltésére. PANEK (1999) lengyelországi kutatásaiban a nagy rétek és erdőségek nyúlsűrűsége gyakorolt negatív korrelációját mutatta ki. Vizsgálatukban az őszi állománysűrűséget 8-28 egyed/km² értéknek tapasztalta, a terítéken a hasznosított

mennyiség 0,07-5,18 egyed/km² volt. SLIWINSKI et al. (2019) Németországban a kukorica vetésterülete és az egyedsűrűség között negatív, az őszi kalászos, a repce és a mezei virágokból álló szegélyek, valamint egyedsűrűség között pozitív hatást írt le. CANOVA et al. (2020) Olaszországban a mezei nyúlsűrűsége legnagyobb hatással lévő faktorként a terület őrizetét, a védett határterület hosszát, a terület diverzitását és az adott év (véltetően időjárás) hatását említi. Vizsgálataiban a tavaszi állománysűrűség 2,8-47,0 példány/100ha, az őszi állománysűrűség 5,0-68,4 példány/100ha között alakult.

2.2.2.2. Betegségek, paraziták

Az állományok csökkenésének egyik lehetséges oka a faj egészségügyi helyzete, amelyet a Kisalföldön az elmúlt évtizedben behatóan GÁL vizsgált (2006). A mezei nyúl vírusos patogén eredetű mortalitásának okai közül a faj vérzéses májdisztrófiája (EBHS) kiemelkedő jelentőségű (MOCSÁRI, 1993; SUGÁR, 2000). Az állományokba esetlegesen bekerülő obligát patogén kórokozók (pl. az említett EBHS kórokozója) jelentős állományszabályzó hatással bírhatnak (GÁL, 2005). A kórokozó 1980 óta egész Európában elterjedt (ESKENS et al., 2000). A faj legjelentősebb mortalitást okozó baktériumos betegségei a pseudotuberculosis, a pastuerellosis, a staphylococcosis a brucellózis és a tularémia (KERSCHAGL, 1965). A mezei nyúl tularémiás betegségét Anatóliában már az i.e. II. évezredben hettita pestisként említik, mint zoonózist, amelyet biológiai fegyverként alkalmaztak (TREVISINATO, 2007). A betegséget a *Francisella tularensis* var. *palearctica* baktériumfaj okozza, amely kullancs-, szúnyog-, és bolhacsípéssel terjed (VARGA et al., 1999). A betegség kórokozója a baknyulak heréiben gyulladásos gócot képez (GÁL et al., 2003). Csehországban a vizsgált mezei nyulak vérmintáiban az alábbi zoonózist okozó kórokozókat mutatták ki nemenként: *Francisella tularensis* 7,9% (♀) és 4,5 (♂), a *Brucella suis* 1,7% (♀) és 1,4% (♂), és a *Leptospiriosis* kórokozója 7,7% (♀) és 7,9% (♂) (TREML et al., 2007). SUGÁR (2000) a *Staphylococcus pyogenes albus* és a *Staphylococcus aureus* fajokat is megemlíti, mint a mezei nyúl potenciális bakteriális betegségeinek kórokozóit. A szaporító szerveken megjelenő tüneteket többen megemlíti (SUGÁR, 2000; MÁNDOKI et al., 2003; GÁL és MAROSÁN, 2003). Az őszi időszakokban néha járványszerűen fellépő *Pasteurella haemolytica* és *Pasteurella multocida* fajok krónikus here, és idült gennyes méhgyulladást okozhatnak. KARDEVÁN és KEMENES (1961) a brucellózis következményeként periorchitist és gócos-gennyes jellegű orchitist figyelt meg

baknyulakon. A *Brucella suis* két biotípusa által okozott krónikus lefolyású betegség a bakokban heregyulladást, a nőtényekben gennyes méhgyulladás eredetű meddőséget okoz (SUGÁR, 2000). Amennyiben a gyulladás mindkét herét érinti, meddőség alakulhat ki (GÁL et al., 2002). A szaporodáskor terjedő nyúlszifilis az ivarszervek nyílása körül jelentkező gennyes, majd kifeléyesedő kölesnyi göböket okoz. A nőtények nemi szervi elváltozásai között gyakori a méh adenokarciomája, valamint a heveny vagy idült gennyes endometritis, amelyet az esetek nagy részében a *Pasteurella multocida* és az *Escherichia coli* baktériumok okoznak (VETÉSI, 1990). A bakokban kialakuló heregyulladás valamint a nőtények pyometra meddősége között összefüggés lehet (KEMENES, 1971). A tuberkulózis betegségét mezei nyúlban először COOKE et al. (1993) írta le. A herék és a mellékherék gyulladását leggyakrabban a *Brucella sp.*, *Escherichia coli*, *Francisella tularensis*, *Pasteurella multocida*, *Pseudomonas pseudomallei*, a *Staphylococcus aureus* és a *Yersinia pseudotuberculosis* kórokozók okozzák (SUGÁR, 2000). A mortalitási okok között a paraziták közvetlenül vagy közvetve szerepet játszhatnak. *Taenia pisiformis* galandféreg petéiből 800-1000 db felvétele letális kimenetelű lehet. A kikelő lárvák vándorlása által heveny májgyulladásban gyakran hullanak el a fertőzött példányok (BABOS, 1971). A kifejlett galandférgek a vékonybélben élősöknek. A féreg köztigazdái talajlakó páncélos atkák. A területek galandféreg-fertőzöttsége jelentős különbségeket mutathat (HÖNICH et al., 1978). SUGÁR és MURAI (1978) vizsgálataiban a mezei nyúlban a lárvális galandférgesség (*Cysticercus pisiformis*) előfordulása hazánkban 16%-os volt. A bőr alatti és az izmok közötti kötőszövetekben fejlődő *Taenia serialis* lárváinak a *coenurus serialis* előfordulása jóval ritkább (HÖNICH et al., 1978, SUGÁR és MURAI, 1978;). Az egysejtű kokciidium-fajok inkább a fogságban tartott mezei nyulak elhullásának gyakori előidézői lehetnek, természetes élőhelyen ritkán okoznak komoly tüneteket, vagy elhullást (KOTLÁN és KORBULEJ, 1972; SUGÁR, 1975). EIBERLE et al., 1982 cit. KOVÁCS és HELTAY (1993) Svájcban megemlíti a hűvös, csapadékos nyarak kokcidiózis következményeként történő mezei nyúl elhullását. A betegségek és paraziták jelenlétének, valamint a potenciális predátorok létszáma növekedésének további állománycsökkentő hatása vitathatatlan (POPOVIĆ et al., 1997). Ugyanakkor az említett hatások hosszú távon a populációs trendet nem határozzák meg (EDWARDS et al., 2000).

2.3. A környezeti tényezők és antropogén hatások szerepe a mezei nyúl állományok dinamikájában

2.3.1. Predátorok hatása

A ragadozók egyedsűrűsége jelentősen befolyásolja az állományok alakulását. Lengyelországban MISIOROWSKA és WASILEWSKI (2012) rádióadóval jelölt egyedek túlélési mintázatát vizsgálta. Az első év végén a jelölt mezei nyulak túlélési aránya 37% volt. A legtöbb elpusztult egyed (a példányok több, mint 40%-a) egy hónapos kor alatt hullot el. A szőrmés ragadozók által okozott veszteségek 31%-ot tettek ki.

A szárnyas predátorokra vonatkozó egyedszám adatokat a 2018/19 évi vadgazdálkodói becslési adatok és a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 2000-2012 közötti felmérések eredményei alapján mutatom be. A vadászható szárnyas predátor fajok közül a dolmányos varjú (*Corvus cornix*, L. 1758) magyarországi fészkelő állománya 37 000-45 000 párra tehető (MME, 2020 a). A faj becsül hazai állománynagysága mintegy 91 337 példány (CSÁNYI et al., 2019). Állománydinamikája mérsékelt növekedést mutat. A mezei nyúl lehetséges védett szárnyas predátorai között az egerészölyvet, a barna rétihéját, a héját és a parlagi sast említhetjük. A fajok állománybecslését a lakott fészkek felmérésével végezhetjük el. A fajok közül az egerészölyv (*Buteo buteo*, L. 1758) a leggyakoribb ragadozó madár fajunk. A hazai állománya stabilnak mondható, a fészkelő párok száma 15 000 -30 000 között (MME, 2020 b) van, teljes hazai becsült állománynagysága 92 777 példány (CSÁNYI et al., 2019). TÓTH (2003) Körös-Maros Nemzeti Parkban végzett vizsgálatai alapján az egerészölyv táplálékai között a mezei nyúl, mint zsákmányállat 4,5-14,4%-ban szerepelt. KALOTÁS (1980) Tolna megyében fiókanevelési időben, az egerészölyv táplálékmaradványaiban mezei nyulat 0,7-1,9%-ban talált. TÓTH (2003) a barna rétihéja (*Circus aeruginosus*, L. 1758) táplálékában 9,1%-os relatív gyakorisággal említi a mezei nyulat. A hazai fészkelő állománya 5 000-10 000 párra becsülhető (MME, 2020 c), állománynagysága kismértékű csökkenést mutat, hazai becsült állománya 30 096 egyedre tehető (CSÁNYI et al., 2019). A héja (*Accipiter gentilis*, L. 1758) hazai fészkelő állománya mintegy 800 - 1 300 pár (MME, 2020 d), dinamikája bizonytalan trendet mutat becsült létszáma országosan 18 855 egyedből áll (CSÁNYI et al., 2019). A héja táplálékmaradványaiban 2,2-6,7%-ban szerepelt mezei nyúl (TÓTH, 2003). A parlagi sas (*Aquila heliaca*, S. 1809), táplálékában viszonylag gyakran szerepel a mezei nyúl,

tekintettel hazai csekély egyedszámára (125-160 pár) (MME, 2020 e) a mezei nyúl állományokban okozott predációja elenyésző. A vetési varjú (*Corvus frugilegus*, L. 1758) költő állománya 18 500-23 500 párra tehető (MME, 2020 f) állománya stabil. Az OVA adatok alapján a teljes állománynagysága 146 389 példány alkotja (CSÁNYI et al., 2019). A holló (*Corvus corax*, L. 1758) 4 900-6 000 fészkelő párral mérsékelt növekedést mutat (MME, 2020 g). A teljes állománynagyságát 54 804 egyedre becsülik a vadgazdálkodási szakemberek (CSÁNYI et al., 2019). A hazánkban rendszeresen fészkelő fehér gólya (*Ciconia ciconia*, L. 1758) a betakarítások után, takarás nélkül maradt szaporulatban tehet kárt. Állománya stabil, hazai fészkelő párjainak száma 5 000-5 500 (MME, 2020 h), míg a szintén stabil állományú szürke gémből (*Arderea cinerea*, L. 1758) 3 000-4 000 pár költ Magyarországon (MME, 2020 i). A nagy kócsag (*Egretta alba*, L. 1758) hazai állományalakulása növekvő tendenciát mutat, fészkelő párjainak száma 3 600-5 000 körül van (MME, 2020 j). Az ingadozó létszámú dankasirály (*Larus ridibundus*, L. 1766) állandó fészkelő fajunk hazai állománya körülbelül 6 000-12 000 pár (MME, 2020 k).

A vadászható szőrmés ragadozó fajok közül az utóbbi évtizedekben az aranszakál (*Canis aureus*, L. 1758), a vörös róka (*Vulpes vulpes*, L. 1758), és a borz (*Meles meles*, L. 1758), állományainak emelkedése az apróvadás területeinken jelentős (CSÁNYI et al., 2017). KOVÁCS és HELTAY (1993), valamint HELTAI és SZEMETHY (2000) a mezei nyúl első számú predátorának a vörös rókát említi. A vörös rókák nyúlfogyasztásának mértéke és a nyúlsűrűség között nem állt fenn egyenes arányú kapcsolat. A vörös róka a mezei nyúl számára meghatározó predátor, de a róka esetében a mezei nyúl nem kulcsfontosságú prédaállat. A vörös róka a vizsgálatok alapján körülbelül 12 példány/1000ha állománysűrűséggel éri el az élőhely ökológiai eltartó képességének felső határát (HELTAI és SZEMETHY, 2013). REYNOLDS és TAPPER (1995) és REYNOLDS et al. (2010) is a vörös rókát tartja a mezei nyúl egyik fő predátorának, különösen a szaporulat esetében. HELTAI és SZEMETHY (2000) szerint a vörös róka táplálékában a mezei nyúl télen és tavasszal gyakoribb, mint nyáron vagy ősszel. A vörös róka élőhely-preferenciáját a vegetáción kívül, a rendelkezésre álló prédaállat mennyisége és a talajtípus befolyásolja (HELTAI, 2010). Azokban az években, amikor a mezei pocok gradációja bekövetkezik, a mezei nyulak róka általi predációja kisebb mértékű (HELTAY, 1989). Lengyelországban mezőgazdasági élőhelyeken a kifejlett egyedek 2%-ban, a fiatal példányok 10%-ban fordultak elő a vörös rókák táplálékmaradványaiban (GOSZCZYNSKI és WASILEWSKI, 1992). Németországi vörös róka eltávolításos kísérlet eredménye nagymértékben növelte a mezei nyúl teríték

alakulását (SPITTLER, 1976 cit. KOVÁCS és HELTAY 1993). BAKER et al. (2006) Nagy-Britanniában a vörös róák táplálékában 74%-ában talált közepes méretű emlősöket (főként üregi nyulat). PANEK (2009) a vörös róák mezei nyúl predációját befolyásoló tényezőket vizsgálta szaporodási időben Nyugat-Lengyelországban. Kimutatta, hogy az agrár habitatok csökkenése mérsékli a vörös róák nyúlsűrűségre gyakorolt hatását különösen az alacsony állománysűrűségű területeken. ERLINGE et al. (1984) a vörös róka után a kóbor házi macskákat emeli ki a mezei nyúl fő predátorai között. FARKAS (1983) a kóbor ebek gyomrának 21%-ában talált mezei nyulat, a kóbor macskákénak 6-15%-ában. A kóbor házi ragadozók a terület zavarásával közvetetten is befolyásolják a mezei nyúl állományokat (KOVÁCS és HELTAY, 1993). A kóbor ebek és kóbor házi macskák terítékre hozott egyedeinek létszáma az elmúlt évtizedek adataihoz viszonyítva mérséklődést mutatnak. Az ebekből 4 335 egyed, kóbor macskából 6 269 példányt ejtettek el a vadgazdálkodó szakemberek 2016/17-ban (CSÁNYI et al., 2017). LANSZKI (2002) Kétújfalu közelében vizsgálta a ragadozó fajok táplálék összetételét. A kutyaféle ragadozók statisztikailag több mezei nyulat fogyasztottak a menyétféléknél. A vizsgálatokban a vörös róka több nyulat fogyasztott az aranyakálnál, melynek gyomrában főleg kistestű rágcsáló fajok fordultak elő.

A 2016/2017-es vadászati évben 4 225 aranyakált hoztak terítékre. A faj teríték növekedése exponenciális jellegű (CSÁNYI, 2016). Az aranyakál becsült hazai állomány mérete 15 518 példány, a faj visszatelepülése a mezei nyúlban leggazdagabb egyedszámú megyékre is kiterjedt. LANSZKI (2002) adatai szerint az aranyakál táplálékában télen és kora tavasszal 2%-ban, nyáron, pedig 0,4%-ban fordult elő a mezei nyúl. A vadászható menyétfélék közül az eurázsiai borznak (8 290 példány) és a nyestnek (*Martes foina*, E. 1777) (1 271 példány) csökkent, a házi görénynek (*Mustela putorius*, L. 1758) (4 05 példány) nőtt a teríték nagysága az előző vadászati idényhez képest. Az országos becsült adatok szerint borzból 42 418 példány, nyestből 38 713, házi görényből 26 104 egyedből álló állomány található hazánkban a vizsgált időszakban (CSÁNYI et al., 2017). KAUFALA et al. (1998) Finnországban a borz nyári táplálékában zömmel gerincteleneket talált, főként földigilisztát (16-77%). A nagyvad fajok közül a vaddisznó (*Sus scrofa*, L. 1758), mint potenciális predátor főleg a szaporulatot veszélyeztetheti. Az állomány nagysága 1960 óta a 8 300 példány becsült létszámról 2017-re mintegy 102 600 példányra növekedett. A vaddisznó napjainkra a vadgazdálkodási egységeink kevesebb, mint egytizedén nem fordul elő. Az állományalakulása növekvő tendenciát mutat (CSÁNYI et al., 2017). HELTAI és SZEMETHY (2000) a mezei nyúl védett ragadozó

emlős predátorai közül a mezei görényt (*Mustela eversmanni*, Le. 1827), FARAGÓ (2012) a nyusztot (*Martes martes*, L. 1758.) írja le. A nyuszt állományai hazánkban az elmúlt két évtizedben növekvő tendenciát mutatnak. Élőhelyfoglalása kiterjed az alföldi mezővédő erdősávokra is. A vadmacska (*Felis silvestris*, Sch. 1775) állománya egyértelműen csökken, táplálékmaradványaiban a nyúlfelek 5,3%-al fordultak elő (LANSZKI, 2002). A ragadozó fajokkal való helyes gazdálkodás ideiglenesen megnöveli a mezei nyúl állományok létszámát, de megfelelő élőhely nélkül a létszám csökkenése tapasztalható (UJHEGYI et al., 2015). A fent leírtakat összefoglalva a jogszabályok által megvalósítható intenzív ragadozógyérítés nélkül nincs eredményes apróvad gazdálkodás, ugyanakkor az élőhely szerepe kulcsfontosságú a mezei nyúl állományok létszámának alakulásában (FARAGÓ, 1997).

2.3.2. Az élőhely hatása

A mezei nyúl indikátorfaj, jelenléte vagy hiánya jelzi az élőhely minőségét. A faj a maximális állománysűrűséget a sokféleséget biztosító kisparcellás vetésszerkezetű gyepes, erdősávos és erdőfoltokat tartalmazó élőhelyeken éri el (PIELOWSKI és RACZYNSKI, 1976 cit. KOVÁCS és HELTAY 1993). Az eredetileg sztyepplakó faj kedveli a fasorokat, keskeny erdősávokat, erdőfoltokat (FARAGÓ, 2012), a téli időszakban a szántásokat (FARKAS és MAJZINGER, 2007). Az Alföldön a mezei nyúl élőhely preferenciájával és szaporodásbiológiájával a közelmúltban MAJZINGER (2013, 2014) a területhasználatával, táplálkozási szokásainak vizsgálatával BIRÓ et al. (2003; 2009 b) foglalkozott behatóbban. A monokultúras mezőgazdasági táblák bizonyos szűk időszakokban jelentenek csak élőhelyet a mezei nyúl számára, ahol a szegélyek kiemelkedő jelentőséggel bírnak (BIRÓ et al., 2009 a). A faj táplálékának jelentős hányadát pázsitfűfélék, gyomnövények és zömmel a téli időszakban fás szárú növények rügyei és kérge alkotja. A mezőgazdasági területeken táplálékában 90%-ban lágyszárúak, 5,5%-ban fás szárúak 2,2%-ban gyökerek és 0,5%-ban erdészeti növények teszik ki (ZÖRNER, 1977). SZÉKY és LENNER (1973) szerint a jobb minőségű táplálék hatására a hímeknél előbb kezdődik a spermiogenezis és tovább is tart. A mezei nyúl élettere kicsi, mindössze 20-50 hektár (KOVÁCS és HELTAY, 1993). Az élőhely és a reprodukciós teljesítmény kapcsolatát vizsgálta GÖRITZ et al. (2001) Németországban, Észak- Rajna-Vesztfáliában. A vizsgálat célja az eltérő élőhelyekről származó mezei nyulminták termékenységi mutatóinak összehasonlítása volt, élő példányok ultrahangos és

endokrinológiai vizsgálataival, valamint tüsző és sárgatest elemzésekkel. A vizsgálatok kimutatták, hogy az állománycsökkenés inkább a mortalitási okokkal függ össze, mintsem a faj reprodukciós teljesítményével. SMITH et al. (2004) említi, hogy a mezei nyúl nem kedveli az alacsony és homogén vegetációt, tavasszal és nyáron kifejezetten keresi a magasabb növényzetet. A vizsgálatukban a legelőkön lévő nyúlsűrűséget kisebbnek és az onnan származó nyulak kondícióját gyengébbnek találták a szántóföldi élőhelyhez képest. A mezei nyúl táplálék-összetételének ismerete segítheti a faj állománysűrűségének növekedését célzó élőhelyfejlesztéseket, és az eredményes vadfölgazdálkodást. A faj szempontjából a vegyes növény összetételű táblák, gyomos táblaszegélyek, árkok kiemelkedő szereppel bírnak (BIRÓ et al., 2003). A mezei nyúl kultúrnövény fogyasztásának időbeli változásait vizsgálta VERES és BÍRÓ (2010), akik hulladék mintákban előforduló kultúrnövények epidermisz maradványainak relatív gyakoriságából következtettek az elfogyasztott növények tényleges gyakoriságára. A hat különböző élőhelyről gyűjtött mintákban 10-40% közötti fordult elő búza, kukorica, repce, és napraforgó, amelyeket mikro szövettani elemzésekkel sikerült azonosítani. KATONA et al. (2010) különböző élőhely típusokról származó mezei nyúl gyomor tartalmakat elemzett vadászati idényben. A mezőgazdasági, kaszáló és erdős területekről származó mintákból 24 növényfajt sikerült kimutatniuk. A termesztett növények közül domináns faj a búza (*Triticum aestivum*) volt. A fűfélék és az ökológiai folyosók mentén fellelhető bodza (*Sambucus spp.*) fajok is jelentős arányban fordultak elő a mintákban. A mezei nyúl a szelektív táplálkozásának köszönhetően a gyomnövényeket és a fűféléket előnyben részesíti a kultúrnövényekkel szemben (FRYLESTAM, 1986). A nagy kiterjedt területű monokultúrák nem jelentenek táplálékforrást a mezei nyúl számára (HOMOLKA, 1985). FARKAS és MAJZINGER (2007) a mezei nyúl táplálkozási időszakban történő élőhely preferenciáját vizsgálta Abádszalókon. Az Ivlev-index alapján a legnagyobb egyedsűrűséget a gabonatarlón, a tárcsázott tarlón, az akácosban, a lucerna valamint a gabonavetésben tapasztalták. A nádasban (-0,70; $p=0,05$), a gyepen (-0,42; $p=0,05$), a tárcsázásban (-0,27; $p=0,05$) és az elmunkált szántásban (-20; $p=0,05$) szignifikáns negatív preferenciaértéket kaptak. Októberben szignifikáns pozitív preferenciaértéket számítottak a repce- (0,52; $p=0,05$), a lucerna- (0,48; $p=0,05$), és a gabonavetésekben (0,20; $p=0,05$). SCHRÖPFER és NYENHUIS (1982) pozitív korrelációt talált az állománysűrűség és az élőhely növénygazdagsága, valamint a parlagterületek nagysága között. LEWANDOWSKI és NOWAKOWSKI (1993) az egyedek térbeli elterjedése és az élőhely diverzitása között szignifikáns kapcsolatot írt le.

Apróvad-gazdálkodási szempontból a gyomsávok, gyomfoltok, ruderaliák megőrzése a vegyszermentes táblaszegély kialakítása rendkívül nagy jelentőséggel bír (FARAGÓ, 1997). Az erdősítések, az intenzív, szegélyek nélküli nagytáblás monokultúrák a mezei nyúlállományok alakulására kedvezőtlen hatást fejtenek ki (BIRÓ et al., 2009 a).

2.3.3. Az időjárás hatása

Az időjárás alakulása ténylegesen meghatározza a szaporulat túlélési esélyeit, amelyet számos kutató vizsgált a közelmúltban (EDWARDS et al., 2000; BLOTTNER, 2001; BEUKOVIĆ et al., 2013 a). EIBERLE et al., 1982 cit. KOVÁCS és HELTAY (1993) a hőmérsékleti és csapadék adatok, valamint a primer, szekunder és terciér natalitási adatok között összefüggést mutatott ki. SELTMANN et al. (2009) szimulált időjárási körülmények között megfigyelte, hogy a fiatal nyulak az alacsony hőmérsékletre és a nedvességre érzékenyebben reagáltak az energiaháztartásuk egyensúlya tekintetében, mint az idős egyedek. SCHNEIDER (1978) a nyári szárazság, míg SPITTLER, 1976 cit. KOVÁCS és HELTAY (1993) a tartós esőzések szaporulatra gyakorolt negatív hatásait emeli ki. A klimatikus tényezők mezei nyúlra kifejtett hatását minimálisan 12 év adatsorából érdemes értékelnünk (TÓTH és MAJZINGER, 2014). Száz év adatainak elemzése alapján a klímaváltozás egyik jele Közép-Európában a nedves, hideg esős telek bekövetkezése, amely csökkenti a szaporulat túlélési esélyeit (SCHÖNWIESE és RAPP, 1997). VAN WIEREN et al. (2006) a holland partok közelében lévő Schiermonnikoog-szigeten vizsgálta az időjárás hatását a szaporulat túlélésére. A fiatal egyedek túlélési arányával negatívan korrelált a csapadék mennyisége, azokban a hónapokban, amikor a csapadék havi össz mennyisége meghaladta a 100 mm-t, ugyanezt tapasztalta a tenger szintjének emelkedése esetén, amikor az amszterdami tengerszint 200 cm felett volt tartósan. A hőmérséklet és a felnevelt szaporulat mennyiségére azonban nem tudott összefüggést kimutatni. NYENHUIS (1995) három évtized időjárási adatait dolgozta fel Észak-Németországban, összefüggéseket keresve az évről évre csökkenő terítékadatok és a havi meteorológiai adatok között. Azt tapasztalta, hogy a július és augusztus havi hőmérsékleti és csapadék adatoknak volt a legerősebb hatása a teríték nagyságára. Hollandiában és Németországban végzett megfigyelések szerint a tavaszi tartós esőzések negatív hatással vannak a fiatal nyúlpopulációkra, az őszi esőzések pedig kedveznek a betegségek kialakulásának és terjedésének, így az állományok méretére kedvezőtlen hatást fejtenek ki (RÖDEL és DEKKER, 2012). HELL, 1972 cit. KOVÁCS és HELTAY

(1993) Szlovákiában megfigyelte, hogy a 9°C feletti átlaghőmérsékletű területeken nagyobb a mezei nyulak állománysűrűsége, míg a 700 mm éves csapadékmennyiség feletti területeken az éves szaporulat felnevelése szignifikánsan gyengébb volt. A faj állomány nagyságát és dinamikáját a hőmérséklet és a csapadékviszonyok jelentősen meghatározzák (BEUKOVIĆ et al., 2013 a). POPOVIĆ et al. (1999) kapcsolatot mutatott ki az őszi populációban a fiatalok aránya és az időjárási adatok között. A szaporulatra a májusi, júniusi, de leginkább a július havi csapadékmennyiségnek volt a legnagyobb hatása. Nyáron az aszály, valamint a nagytáblás monokultúrák gyors betakarítása komoly táplálékhiányhoz vezethet. A szűkös táplálékforrások következménye a kisebb zsírtartalmú nyúltej, amely rontja a szaporulat túlélési esélyeit (VALENČAK et al., 2009). Széles körben elfogadott, hogy a mezőgazdasági élőhelyekben bekövetkezett változások a faj hosszú távú egyedszám csökkenésében kulcsszerepet játszanak, amelynek hátterében antropogén hatások állnak (SMITH et al., 2005; SANTILLI és GALARDI, 2006; ZELLWEGER-FISCHER, 2011).

2.3.4. Emberi hatások

Az emberi hatások (különösen a kémiai anyagok túlzott felhasználása, a környezetszennyezés és a közlekedés negatív hatásai) jelentősen befolyásolhatják egy populáció alakulását (KOVÁCS és HELTAY, 1985; FARAGÓ és LÁSZLÓ, 2003). A mezőgazdaságban felhasznált kemikáliák indirekt módon hatnak a vadvilágra. (NIKODÉMUSZ, 1978). BIRÓ et al. (2013) említi, hogy a szakszerűen alkalmazott redentin nem ártalmas a mezei nyúlra. EDWARDS et al. (2000) a korábban paraquat hatóanyagú gyomirtó-szereknek tulajdonított szignifikáns nyúlpusztulások okát Franciaországban és az Egyesült Királyságban nem bizonyította. MEZEI et al. (2018) zsírszövet mintákat vizsgált folyadék kromatográfiás eljárással. A Vajdaságból származó mintákban szignifikánsan eltérő koncentrációban mutatott ki növényvédő szereket, amely meghatározó ok lehet a biodiverzitás csökkenésében. BEUKOVIĆ et al. (2017 a) által leggyakrabban kimutatott hatóanyagok a cyprodinil, difenconazol, a metalaxil M, a tebukonazol és a thiamethoxam volt, amelyek előfordultak a zsírszövet mintákban. BEUKOVIĆ et al. (2018) szerint a növényvédőszer felhasználás körülményeinek szigorúbb ellenőrzése -különösen a tiltott hatóanyagok, a meg nem engedett dózis vagy töménység alkalmazása, vagy szabálytalan felhasználási mód megakadályozása-, sokat javítana a mezei nyúl reprodukciós státuszán. A nehézfémek az elfogyasztott táplálékkal

kerülhetnek az egyedek szervezetébe és a belső szervminták vizsgálatával kimutathatók (KOVÁCS és VÁNYI, 1993). GÁL (2006) a belső szervekben elsősorban májban és vesében mért nehézfém-tartalom magas koncentrációja miatt, azok emberi fogyasztását aggályosnak tartja. ONDERSCHEKA et al. (1992) a vesékben mutatta ki a kadmium legnagyobb mértékű felhalmozódását. A kadmium a here tubulusainak lumen átmérőjét csökkenti, így negatívan befolyásolja a hímek szaporító képességét (VAN TU és SAS, 1989). LUTZ és SLAMECKA (1997) német és szlovák ipari és agrárterületekről származó mezei nyúl szervmintákat elemzett azok ólom és kadmium tartalmának meghatározása céljából. Mind az ólom mind a kadmium koncentráció a németországi példányokban nemtől és kortól függetlenül szignifikánsan nagyobb volt, mint a Szlovákiából származó példányokéban. ŠKRIVANKO et al. (2008) horvátországi vizsgálataiban a veseminták 21,12%-ban mért magasabb kadmium koncentrációt és 2,81%-ban magasabb higany koncentrációt a megengedettnél, azonban ezt az eredményt nem tekintették az élőhely szignifikáns szennyezettségének. A májminták elemzése nem mutatott organikus foszfor és klór tartalmú növényvédőszeret, vagy poliklórozott bifenileket. SLAMECKA et al. (2012) mezei nyúl vesékben és májakban mért klórozott szénhidrogén koncentrációt Délnyugat-Szlovákiában. A diklór-difenil-triklóretán (DDT) és a poliklórozott bifenilek szignifikánsan magasabb koncentrációban voltak a mintákban, mint a többi klórozott szénhidrogén, de az értékek az élelmezés-egészségügyi szempontból maximális határértéket nem érték el. A megnövekedett gépjárműforgalom jelentős egyedszám csökkenéshez vezethet (ENGELHARDT et al., 1985). ROEDENBECK és VOSER (2008) Svájcban a mezei nyulak közlekedés következményeként bekövetkezett mortalitását vizsgálta. Az autópályák és a főutak negatívan, a burkolat nélküli utak hossza pozitívan korelált a mezei nyúl egyedsűrűségével. Annak ellenére, hogy az úthálózat sűrűsége és a mortalitás mértéke között nem mutattak ki erős kapcsolatot megállapítják, hogy a legyengült populációk egyedeinek mortalitására a közlekedés potenciális fenyegető faktorként hat. MISIOROWSKA és WASILEWSKI (2012) rádiotelemetriás módszerrel jelölt mezei nyulak elhullási okai között 7%-ban a járművel való ütközést tapasztalta. Az állománycsökkenés egyik lehetséges oka lehet a faj bizonyos fontos tápnövényeinek visszaszorulása vagy eltűnése (BEUKOVIĆ et al., 2011). Az élőhely minősége különösen a nagy kiterjedésű monokultúrák létesítése (BERTÓTI, 1975), az antropogén hatások (pl. relatív túlhasznosítás), külön-külön és együttesen is hozzájárulnak a mezei nyúl populációinak csökkenéséhez (KOVÁCS és HELTAY, 1985; FARAGÓ és LÁSZLÓ,

2003). A hazai agrár-környezetgazdálkodási program szignifikánsan nem volt hatással a mezei nyúl állományok alakulására (UJHEGYI et al., 2015). KALUZINSKI és PIELOWSKI (1976) megemlíti az intenzív mezőgazdasági technológiák mezei nyúl egyedszámának csökkenésére gyakorolt káros következményeit. Az agrotechnika direkt hatásai (amelyek különösen a szaporulatra veszélyesek) közé tartozik például a tavaszi magágy-előkészítések, a kalászosok tavaszi ápolása, a pillangósvirágzatúak kaszálása vagy éppen ősszel a szármaradványok zúzása. A tél végi kora tavaszi talajmunkák (kombinátorozás, tárcsázás simítózás) a szaporulatra rendkívül káros hatású lehet, mert sokszor a szántásba történik a fialás (BARKÓCZI és HAGYMÁSI, 1982). A pillangósok gyakori fialó helyek, ezért a kaszálások rendkívül veszélyesek a szaporulatra (FARKAS, 1977). A helyes kaszálási irány megválasztása (közepéről kifelé haladva), segítheti a süldőnyulak túlélését. Hazánkban a 2014/15-ös évi monitoring felmérés alapján a faj elhullási okai között 20,16%-ban gépjárművel való ütközés 13,94%-ban, kemikáliák hatása, 13,02%-ban kaszálások említhetők (FARAGÓ és LÁSZLÓ, 2016).

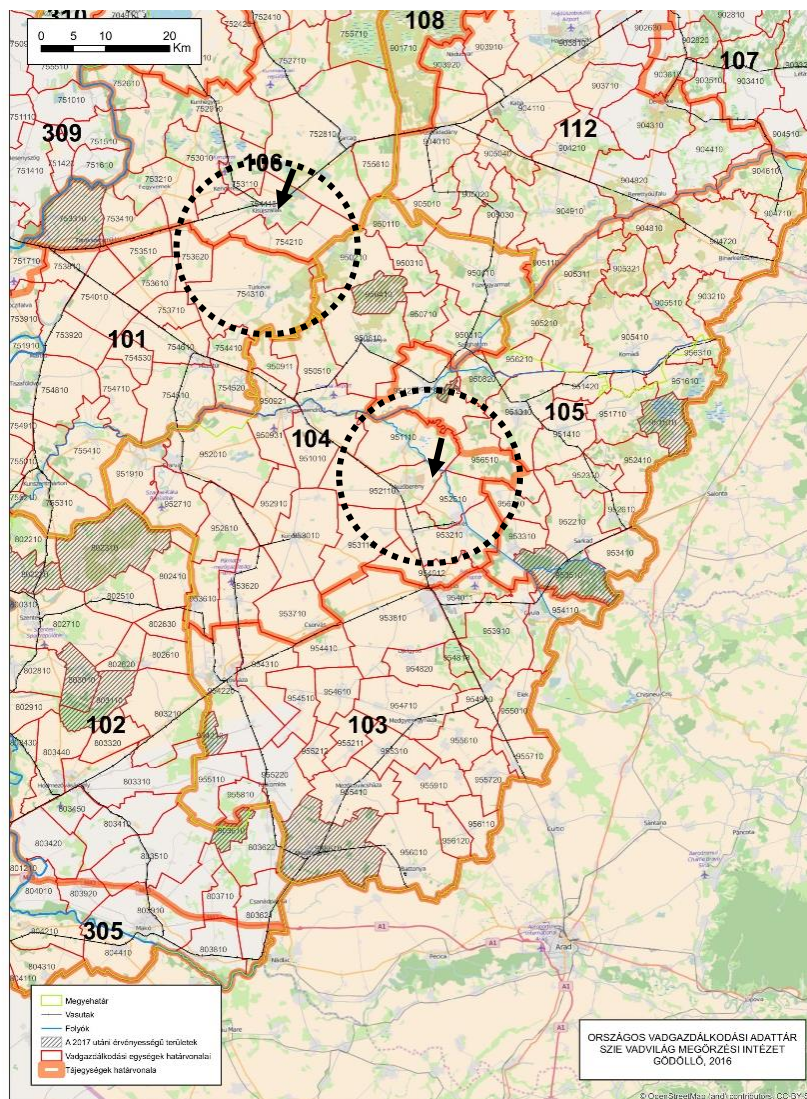
2.4. A hasznosítás körülményeinek hatása a mezei nyúl állományok alakulására

A gazdálkodás során a vadgazdálkodó a rendszeresen ismételt monitoringgal sokat tehet a megalapozott állományhasznosítás érdekében. Az ember sokféle módon befolyásolja az apróvad állományokat. A hazai vadászok létszáma a hatvanas évektől napjainkig folyamatosan növekedett. A hatvanas években a hazai vadászlétszám 20 118 fő volt (amelyből 937 fő hivatásos vadász), napjainkban ez a szám 65 902 fő (amelyből 2859 fő hivatásos vadász). Az elmúlt ötven év alatt a vadászlétszám több, mint háromszorosára növekedett, ugyanakkor a teríték és a becsült állomány nagyságból számított hasznosítási arány közel ötödére csökkent le 1968-hoz képest. Az egy vadászra jutó mezei nyúl teríték (beleszámítva a befogást is) 2018-ban 1,23 példány volt szemben a 60-as évek 25,29 példányával. A hazánkban évente megforduló külföldi vadászok létszáma 20 000 fő felett van (CSÁNYI, 2016). Sajnos az adatok alapján a vadgazdálkodók gyakran túlhasznosítják az állományt egy-egy terület többszöri hasznosításával. Gyakran a vadászidény legvégére tervezik a hasznosítási időt, így az a törzsállomány rovására megy. A januári befogásokkal a már vemhes anyanyulak kerülhetnek exportálásra. A vadászatoknál sajnos gyakran nagy a sebzési arány, időnként nem megfelelő a sörétméret, gyenge a lökészség vagy előfordul a szakszerűtlen befogás következtében történő elhullás (MAJZINGER, 2008). Az adatokkal megalapozott

állománykezelés és hasznosítás a jövő mezei nyúl gazdálkodásában kulcsszerepet játszhat a vadászterület eltartó-képességének és a hasznosítás mértékének összehangolásánál (MAJZINGER és CSÁNYI, 2017). A vadállományokkal való gazdálkodás során fontos feladat az állományok létszámadatainak, koreloszlásának, ivararányának monitorozása (MAJZINGER, 2008). A tavaszi és őszi állománybecslések, fontos kiindulási alapjai lehetnek az állományok hasznosításának. A hasznosítást minden évben az aktuális populációs adatokhoz kellene tervezni a vadgazdálkodónak (BÍRÓ és SZEMETHY, 2002). A hasznosítás mértékét főleg a szaporodási mutatók, a hasznosítás előtti állományban az ivararány, és a populációk korösszetétele alapján kellene megállapítani (KOVÁCS és HELTAY, 1985). Tavasszal csak az állomány nagyságát tudjuk becsülni, a korösszetétel és az ivararány pontos elkülönítése nem lehetséges (kivéve az esetleges vadkárelhárító vadászat által terítékre hozott példányoknál). Az őszi állományokban a populáció koreloszlása a hasznosítás tervezhetőséget jelentősen meghatározhatja (HELTAY és SZÉKY, 1975). A Stroh-jegy elcsontosodása miatt érdemes a próbavadászatokat a szezon legelején elvégezni, a fiatal-idős arány pontos becslése érdekében (BÍRÓ és SZEMETHY, 2002). A hasznosítás fontos eleme kell, hogy legyen az élőhelyfejlesztés és a predátor fajokkal való gazdálkodás (FARAGÓ, 1997). A lakott koterékok számából a tavaszi állománysűrűséget becsülhetjük. A kistestű menyétfélék esetében 3-5 db/ha élve fogó csapda a becslést és az állományszabályzást is szolgálja (HELTAY és SZEMETHY, 2013). Németországban MAHLERT et al. (2014) vadkamerákkal figyelte meg a nyúlfiókák túlélését. A predátorok táplálkozásának nyomon követése a fészkelő, pihenőhely vagy koterékok közelében összegyűjtött táplálékmaradványok, a fajra meghatározott ürülék vagy a köpetmaradványok alapján lehetséges. A táplálék taxonok azonosítása csontmaradványok, koponyacsontok, fogazat vagy szőrszálak alapján lehetséges (DEBROT et al., 1982; UJHELYI, 1989). A köpetmaradványok szétbontására SCHMIDT (1967) száraz technológiát alkalmaz. A prédaállat szőrképletek alapján mikroszkópos vizsgálatot követően jól beazonosítható (GÖRNER és HACKENTHAL, 1987; APÁTHY, 2003). A friss ürülékek alkalmasak, alakjuk, méretük és szaguk alapján a faj beazonosítására. A predátor terítékre kerülése után a gyomortartalom közvetlenül vizsgálható (SZŐCS et al., 2006).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálataimat két alföldi vadászterületen végeztem: Túrkevény és Békéscsabán (1-2. melléklet és 3. ábra). A mintaterületek kiválasztásánál olyan területet kerestem, ahol az apróvad számára kiemelkedőek az életfeltételek és országosan a mezei nyúl jelentős számmal fordul elő. Ugyanakkor törekedtem arra is, hogy a területek adottságai számos tekintetben különbözzenek. Fontosnak tartottam, hogy a vadgazdálkodási szakszemélyzet munkavégzése elhivatott, lelkiismeretes, precíz legyen. A 2014-2016 között három éven át tartó kutatómunka vadászidényenként ismétlődő feladatai, terepi megfigyelésekből (őszi és tavaszi állománybecslésekből), mintagyűjtésből, vadgazdálkodási adatok gyűjtéséből, valamint laboratóriumi elemzésből és számítógépes statisztikai adatfeldolgozásból álltak.



3. ábra: A minták származási helyei (Forrás: I5)

A mintagyűjtést a 79/2004. (V.4.) FVM rendelet alapján a faj vadászati idényéhez igazodva, október 01. és december 31. között végeztem. Összesen a két területről három év alatt a próbavadászatokkal együtt 378 egyedből sikerült szervmintákat vagy adatokat gyűjtenem (1. táblázat), amiből évenként és területenként 20-25 terítékre hozott példány próbavadászatból származott (2. táblázat).

1. táblázat:

A terítékek ivari és korösszetétele évenként és területenként

Év	Terület*	Σfiatal	Σidős	fiatal ♀	fiatal ♂	idős ♀	idős ♂
2014	1	49	42	22	27	26	16
	2	53	34	32	21	26	8
2015	1	25	24	8	17	20	4
	2	31	38	18	13	20	18
2016	1	13	26	6	7	20	6
	2	12	31	8	4	21	10
Összesen	-	183	195	94	89	133	62

*1=Túrkeve, 2=Békéscsaba

2. táblázat:

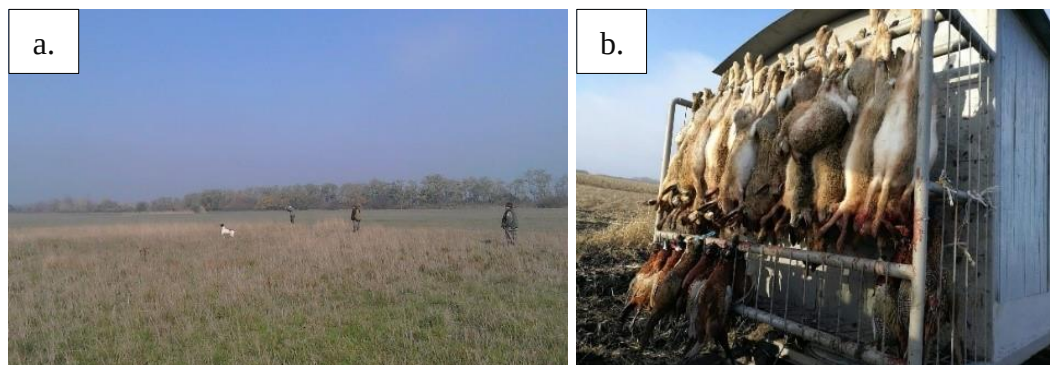
A próbavadászatok összefoglaló táblázata

Év	Terület*	Próbavadászat (minta)						
		♂			♀			mind- összesen
		fiatal	idős	össz.	fiatal	idős	össz.	
2014	1	5	5	10	6	5	11	21
	2	5	3	8	10	5	15	23
2015	1	8	4	12	6	9	15	27
	2	4	6	10	6	6	12	22
2016	1	3	5	8	5	11	16	24
	2	3	4	7	5	12	17	24

*1=Túrkeve, 2=Békéscsaba

A vadászatok minden évben és mindkét területen a vadászati idény kezdetén, közepén és a végén történtek. A szezon elején minden esetben (október első hetében) kereső vadászatot alkalmaztunk. Négy-öt vadász és ugyanennyi hajtó, illetve 3-4 vadászbet segítésével, amit próbavadászatnak tekintettünk (4. a és b ábra).

A vadászatok a teljes területen történtek, így reprezentatívnak tekinthetők. A szezon közepén és végén lévő körvadászkatákat 25-30 vadász és ugyanennyi hajtó, valamint 4-5 vadászsegítségével végeztük, ez utóbbi vadászatokból származott a minták túlnyomó része.



4. ábra: **Próbavadászat Túrkevéen** (Forrás: saját felvétel, 2016)

3.1. A vizsgálati területek bemutatása

A vadászterületek vadgazdálkodási és ökológiai jellemzőit az Országos Vadgazdálkodási Adattárból (OVA, 2017) lekért, az érintett vadászatra jogosultak vadgazdálkodási üzemtervei alapján mutatom be röviden. A területek és a vizsgálati időszakban végzett állománybecslések főbb jellemzőit a 3. és 4. mellékletben foglaltam össze.

A túrkevei Kossuth vadásztársaság napjainkra jogilag megszűnt, a területen a vadászati jogot előbb a Túrkevei Földtulajdonosok Vadászati Közössége, majd a Kevi Gazdák Vadásztársaság gyakorolja.

3.1.1 A túrkevei Kossuth Vadásztársaság

Telephelye: 5420 Túrkeve, József Attila utca 15.

Kódszáma: 16-754300-1-4-1

Besorolása: Duna-Tisza Közi és Tiszántúli apróvadás vadgazdálkodási táj I/1-es Szolnok és a dél-hevesi apróvadás körzet.

Összes földterülete: 22 643 ha (5. ábra).



5. ábra: A túrkevei vadászterület műholdas képe (Forrás: I6)

Ökológiai adottságok (Forrás: Országos Vadgazdálkodási Adattár, 2017)

Domborzati és talajviszonyok: A terület sík, a tengerszint feletti magassága (89-100 m) átlagosan 91 m. Jellemző talajtípusok a mezőségi, az öntés, a réti talajok elszórtan szikes foltokkal tarkított terület.

Éghajlati adottságok: Éghajlata változékony, főleg a síkvidéki kontinentális hatásokkal. A vadászterület hazánk legszárazabb területe. A kontinentális hatás markánsan érezhető. Hazánkban itt a legnagyobb az évi átlagos és az évi abszolút hőmérsékletingadozás. Az átlagos évi középhőmérséklet 10,5 °C, a tenyészidőszak alatti középhőmérséklet 16,4 °C. Évente átlagosan 60 fagyos nappal számolhatunk. Az éves átlagos csapadék 510 mm, amelynek vadgazdálkodási hatása negatív. A csapadék időbeli eloszlása szélsőséges, kevés a tavaszi és a nyári csapadék. Évente átlagosan 40 havas nappal számolhatunk. A hótakaró átlagos vastagsága 8 cm. A tél viszonylag kemény, de a hideg időjárás ellenére a tavaszodás korán következik be. Évente átlagosan 15 hőségnappal számolhatunk az átlagos maximális hőmérséklet 31,8 °C. Az uralkodó szélirány északi vagy északnyugati. A napsütéses órák száma 2062 óra/év.

Fontosabb folyó és állóvizek, hidrológiai adottságok: A terület hidrológiai viszonyait tekintve jónak mondható, a vízellátottságában a Berettyó és holtágai, a Tisza II csatorna, a Lógókerti csatorna, a Gástyási csatorna, a Kabai csatorna, a halastó, a rizsföldek, a téglagyári gödrök és kubikgödrök meghatározó jelentőségűek.

Mezőgazdasági adottságok (Forrás: Országos Vadgazdálkodási Adattár, 2017)

A vadgazdálkodási egység szórványos erdőfoltokkal, fasorokkal, nádfoltokkal, gyepekkel tarkított, mezőgazdaságilag intenzíven és kevésbé intenzíven művelt terület két nemzeti park, a Hortobágyi Nemzeti Park és a Körös-Maros Nemzeti Park illetékessége határán terül el. Az összes védett terület a terület 13,6%-a (3078 ha). A vadgazdálkodási egység 86,4%-a (19 564 ha) vadgazdálkodásra alkalmas. A termőterület (2014) 74,5%-a szántó (16 879 ha), 13%-a egyéves és évelő takarmánynövény (2730 ha), valamint 7%-a ugar (1415 ha). A tulajdonviszonyok átalakulása miatt 2018-ra a szántóterület csökkent, amely kedvező hatással bír az apróvad gazdálkodásra.

Erdészeti jellemzők: A terület erdősültsége minimális (618,3 ha), amely nagy része védelmi rendeltetésű (477,4 ha), kisebb hányada fatermelési célú erdő (34,7 ha). Erdőtípusok szerinti megoszlása: ártéri nyár, fűz ligeterdő (10,53%), kocsányos tölgyes (50,59%), akácos (12,32%), nemes nyáras (7,47%) és egyéb fajok (19,09%).

Vadföldek, csenderesek, vadetetőik: A területen található csenderesek csupán 5 hektár területen találhatók. A terület vadgazdálkodási berendezésekkel jól ellátott. A lábon hagyott vadföldek az apróvad-gazdálkodást segítik. A mezőgazdasági területeken további csenderesek kialakítására lenne szükség. A terület egy része, 3078 ha (13,6%) védett, a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóságának felügyeletéhez tartozik. A vegetációs időn kívül szalastakarmányok és lédús takarmányok etetésére szükség van.

Vadgazdálkodási jellemzők: A vadászterület birtokviszonyait tekintve 14 056 ha magán, 3237 ha állami, 5350 ha egyéb tulajdonban volt a vizsgálatok kezdetén (2014). A vadásztársaság 60 tagi és 6 fő hivatásos vadászt számlált. Az egy tagi vadászra jutó terület nagysága 353,8 ha. A vadgazdálkodási körzet Jász-Nagykun-Szolnok és Heves megye déli alföldi részén terül el, kifejezetten apróvadas terület (5. melléklet). A vadgazdálkodási terület országos jelentőségű őzes, mezei nyulas és fácános vadgazdálkodási egység. A mezei nyúl állományok igen jók, az élő befogás éveken keresztül jelentős bevételi forrást biztosított a társaságnak. A törzsállomány növelésére csak korlátozott lehetőségei vannak a társaságnak, ugyanis a napjainkra megváltozott tulajdonviszonyok miatt a gazdák a vadkárra fokozottan érzékenyebbek. A körzet területén, több helyen maradt fenn fogoly populáció. Fácán állományai Jász-Nagykun-Szolnok és Békés megye határterületén országos jelentőséggel bírnak, amelynél szerepet játszhat a magas mesterséges kibocsátás is. A vízivad szempontjából a Tisza-tó térsége

kiváló életfeltételeket biztosít. Őzállományai a teljes területen jó minőségűek. A területen a vaddisznó folyamatosan megjelenik, de tartós megtelepedése még nem történt meg. A mezei nyúllal való gazdálkodás az üzemtervben megemlíti a februári és az októberi reflektoros állománybecslést, valamint az októberi próbavadászatok során az ivararány és a korösszetétel megállapítását. A szaporulat 60%-át tervezik hasznosítani és a vadászterület 20%-át kímélik. A hasznosítás minimális kereső vadászatot és élő vad befogást tervez (3. táblázat).

3.1.2 A békéscsabai Megyer Vadásztársaság

Telephelye: 5600 Békéscsaba, Lahner utca 15/1

Kódszáma:04-954012-1-4-1

Besorolása: Duna-Tisza Közi és Tiszántúli apróvadas vadgazdálkodási táj I/7-es Békési apróvadas körzet

Összes földterülete:4 700 ha (6. ábra).



6. ábra: A békéscsabai vadászterület műholdas képe (Forrás: (17))

Ökológiai adottságok (Országos Vadgazdálkodási Adattár, 2017)

Domborzati és talajviszonyok: A vadászterület felszíne síkvidék. Az érvonulatai kisebb nagyobb szinteltérést képeznek. A felszín tengerszint feletti magassága 87-92 m (átlagosan 90 m). A területre jellemző talajtípusok a szoloncsákos és szolonyeces réti

talajok, az öntéstalaj és a mezősegi talaj. A változatos talajtípusok következtében a területen előforduló mezőgazdasági termelés is sokszínű, amely kedvező hatást gyakorol az apróvadállományra.

Éghajlati adottságok: Éghajlata kontinentális. Az átlagos évi középhőmérséklet 11,1 °C, a tenyészidőszak alatti középhőmérséklete 17,9 °C. Évente átlagosan 20 fagyos nappal és 19 havas nappal számolhatunk. A hótakaró átlagos vastagsága 12cm. Az éves átlagos csapadék 540-570 mm. Szélsőséges hőmérsékleti viszonyok (-20 °C +35 °C) előfordulnak. A vadászterületen a nyári és az őszi időszakban az aszály 6-7 évente pedig, a tartós hóborítottság gyakori. Átlagosan évente 23 hőségnappal számíthatunk, az átlagos maximális hőmérséklet 33 °C.

Fontosabb folyó és állóvizek, hidrológiai adottságok: A vadászterület hidrológiai viszonyai a terület délkeleti részén megfelelőek. A Gerla holtág, az Élővíz-csatorna, valamint számos öntöző és belvízvédelmi csatorna egész évben jó minőségű vizet biztosít a vadállomány számára. A vadászterület északnyugati részén a vízellátás időszakos; a kritikus időszakokban (nyáron és ősszel aszályos időkben) ivóvíz pótlása szükséges.

Mezőgazdasági adottságok (Országos Vadgazdálkodási Adattár, 2017)

A körzet mezőgazdasági hasznosítási formája az öntözés nélküli szántóföldi növénytermesztés, valamint a rét- és legelőgazdálkodás. Jelentős a gyepfelület illetve a közepes és a kisparcellás gazdálkodással művelt területek aránya. A termőterület 96,1 %-a mezőgazdasági terület (4612,43 ha) amelynek 92,6%-a szántó (4441,63 ha). Gyepfelület a terület 1,8%-a (85,6 ha), erdőterület 1,6%-a (76,1 ha). A művelés alól kivett terület, a mezőgazdasági területek 2,3%-a (110,37 ha). A terület északi, északnyugati részén található kiváló (30-40 aranykorona értékű földek) az intenzív és fél intenzív mezőgazdaságnak is kedveznek. Ezeken a területeken a nagyparcellás gazdálkodás jellemző: zömmel kukorica, őszi búza és napraforgó termesztésével. A vadászterületen található táblaméretek elmaradnak a megyei átlagtól, ami kedvező az apróvadfajok számára. Az állattenyésztés csökkenő tendenciája miatt a takarmánynövények (különösen a szálatakarmányok) termőterülete az utóbbi időben csökkent. Ősszel a betakarítások után, valamint a téli havas időszakban relatív táplálékhiányos időszakok léphetnek fel.

Erdészeti jellemzők: A terület erdősültsége minimális 1,6% (76,1 ha), amely kisebb része (10%) védelmi rendeltetésű elsősorban település, talaj és egyéb védelmi célú, nagyobb

hányada (90%) fatermelési célú erdő. Uralkodó erdőtípusok a nyarasok (55,6%) és az akácok (27,8%). A területen található egyéb fajok a juhar és egyéb elegyes fajok (9,4%), a kocsányos tölgy (5,4%) a fűz (1,1%), valamint elenyésző mennyiségben erdei és fekete fenyő (0,6%). Az erdőterületek 25%-án cserjeszint nem található. A 75%-a cserjefajokkal szórványosan vagy teljesen fedett. Fő cserjefajok a kökény, a vadrózsa, a fekete bodza, a galagonya és a földi szeder, amelyek elsősorban búvóhelyet, másodsorban táplálékforrást biztosítanak a vad számára.

Vadföldek, csenderesek, vadetetőik: A vadászterületen a vadföldek mérete elfogadható (10-15 ha) a vizsgált időszakban, azonban a vadvédelmi berendezések száma kevés (apróvadetető, itató). Az itatókat fűt kúttal és tófoliával valósítják meg. A nagymértékű zavarás nehezíti az etetőik működtetését. A vadföldek növényei a kukorica, lucerna, édeskömény, cirok, kender, takarmány és cukorrépa, repce és gyepeverések. A vadföldeket sávosan (vegyesen) elvetve, napozó utakkal és a közelben itatógödör, etető és sózó létesítésével alakítják ki. Lévé, hogy a saját vadföldek vásárlására nincs mód a táblák 5m-es szegélyének a bérlete is szóba jöhet a hosszú szegélyhatás miatt.

Vadgazdálkodási jellemzők: A békési apróvadás körzet Magyarország legjobb mezei nyulas, fácános és őzes területe. A Megyer Vadásztársaság a Békéscsabai Alföld Vadásztársaságból alakult 1998-ban 28 alapító taggal. A mintavétel idején a vadásztársaság 25 tagi és 1 fő hivatásos vadászt számlált. Az egy tagi vadászra jutó terület nagysága 198 ha. A viszonylag zavart vadászterületen az apróvadállomány kedvező mennyiségű. Az őzállomány is jónak mondható, mintegy 20-25 bak és ugyanennyi suta kerül terítékre. A fácán terítéke mintegy 400 példányos. A város közelsége, a tanyavilág, a mezőgazdasági művelés, valamint a területen található szeméttároló jelentős zavaró tényező a vadállomány számára. A szegélyhatás a területen található számos vonalas (erdősáv, táblaszegély) és foltszerű (tanyahely, erdőfolt) képződmény miatt jól érvényesül. A javasolt állománybecslési módszerek az üzemterv alapján a január-február hónapban és október-novemberben végzett nappali (sávok 1000*300m) hajtókkal, és éjszakai becslések (egy-egy darab) a terület 10%-án. A becsült létszám a két becslés átlaga. A nappali becslésnél nyílt terepen egyenes irányban a táblairányok és a növénykultúrák irányának figyelmen kívül hagyásával kell végezni és csak a hajtás szélességében lévő nyulakat számolják. (A becsült létszámnak a teljes mennyiség 80%-át veszik a túlbecslések miatt). A reflektoros becslést éjjel végzik a terület 10%-án 50-100 m széles reflektorsávokban számolnak. A meglámpázott terület hossza minimálisan

30-60 km. A tervezett hasznosítás a januári becsült állomány 30-40%-a. A vadgazdálkodási terv szerint az állománysűrűség 10 egyed/100 ha alá csökkenése esetén az állományt kímélni kellene. Nyár végén lédús takarmányokat a télen lucernaszénát és répaféléket szórnak ki az utak mentén. A vadásztársaság jelentős bevételi forrását a mezei nyúl vadászat adja (5. melléklet), amely kiváló minőségű és terítéksűrűségű az összterülethez viszonyítva (3. táblázat). Évente 100-200 példány kerül terítékre.

3. táblázat:

A két terület mezei nyúl gazdálkodási adatai

Év	Terület*	Becsült létszám		Hasznosítás				Terítéksűrűség
				élő	lőtt	mind- össz.	haszn. arány	
		tavasz	ősz					
2014	1	2660**	3856	117	444	561	0,21	0,02
	2	800**	744	334	111	445	0,56	0,09
2015	1	3800	4124	0	302	302	0,08	0,01
	2	800	698	171	149	320	0,40	0,07
2016	1	2280	2808	0	225	225	0,10	0,01
	2	800	751	184	162	346	0,43	0,07

*: 1=Túrkeve, 2=Békéscsaba, **: Országos Vadgazdálkodási Adattár

3.2. Egyedi és állományadatok gyűjtése

Vizsgálataim során évenkénti és területenkénti egyedi és állományra jellemző adatokat gyűjtöttem és értékeltem. Az alábbi egyedi adatokat jegyeztem fel a terítékre hozott egyedekről: ivar, kor (a száraz szemlencsetömeg alapján), testtömeg, bal vese tömege, a bal vesét körülvevő vesezsír tömege, vesezsír-index, placentahegek száma. Az állományadatok közül vadászati évenként és területenként megbecsültem a tavaszi és őszi állománysűrűségeket (pld/100 ha), az állománynagyságokat, az ivararányokat és a fiatal-idős arányokat az őszi állományokban. A placentahegszámok ismeretében megbecsültem a vemhesülési arányokat, valamint az évenkénti összes szaporulatot és a szaporulati veszteségeket. A vadgazdálkodó írásbeli engedélyével (6. melléklet) vadgazdálkodási adatokat kértem le az Országos Vadgazdálkodási Adattárból.

3.2.1. Létszámbecslés

A vadászterületek egytizedén 2014, 2015 és 2016 őszén, valamint 2015, 2016, 2017 tavaszán éjszakai reflektoros állománybecsléssel (KOVÁCS,1986 c; ZELLWEGER et al., 2011) becsültem meg az állományok nagyságát (4. táblázat).

4. táblázat:

Az állománybecslések főbb jellemzői területenként és évenként

Becslés ideje*	Terület**	Mintázott terület (ha)	Számlált példányok átlaga	Szórás	Relatív szórás (%)
2014 Ő	1	2120	361	12,33	3,41
	2	620	98	13,74	14,02
2015 T	1	2250	358	8,04	2,25
	2	620	79	7,07	8,95
2015 Ő	1	2120	386	25,96	6,73
	2	620	92	8,04	8,74
2016 T	1	2250	226	12,83	5,68
	2	620	81	6,98	8,62
2016 Ő	1	2120	263	27,86	10,59
	2	620	99	11,31	11,42
2017 T	1	2250	206	11,04	5,36
	2	620	73	5,09	6,97

*: Ő=ősz, T=tavasz, **:1=Túrkeve, 2=Békéscsaba

A becslések csapadékmentes napokon történtek január végén-februárban és novemberben. A megfigyeléseket főleg az egyedek táplálkozó helyein repce és lucernatáblák, rétek közelében és az oda vezető utak mentén, az éjszakai órákban végeztem három egymást követő éjszakán. A kapott eredményeket átlagoltam és kiszámítottam a szórást és a relatív szórást. A számlálásokat az éjszakai táplálkozási időszakban 8-10km/h sebességgel haladó járműről végeztem, reflektor és diktafon segítségével a hivatásos vadászok közreműködésével. A bejárt terület hossza 30-60 km közé esett alkalmanként. A teljes állomány nagyságát a becsült adatok segítségével származtattam az alábbi képlet alapján:

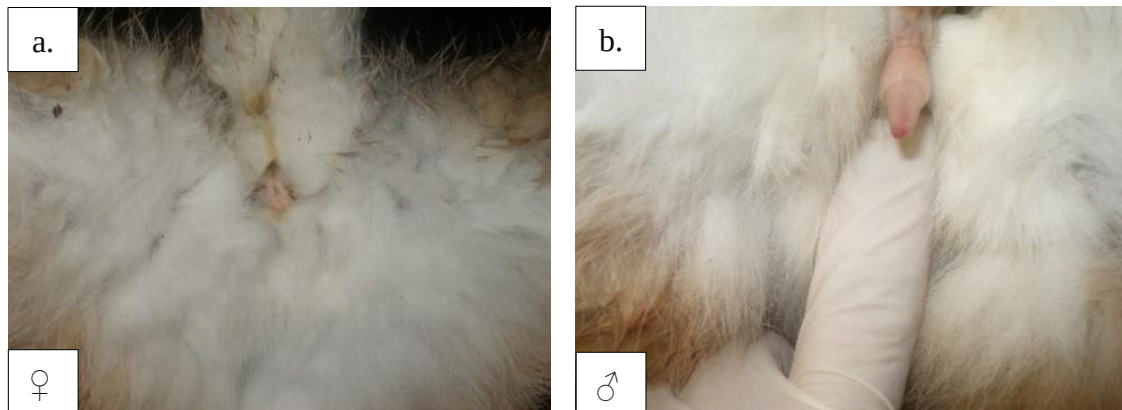
$$N = \frac{n}{t} * T$$

Ahol: N= teljes állomány nagyság, n= a mintaterületen meghatározott mezei nyúl mennyiség, T= a teljes terület nagysága, t= a mintaterület nagysága (KOVÁCS, 1986 c).

A becslések adataiból szórást és relatív szórást számítottam.

3.2.2. Szaporodási adatok

A teríték vizsgálata során meghatároztam az ivart, és megmértem a testtömeget. Az ivar meghatározása az egyedek kézbe vételével, a külső nemi szervek szemrevételezése alapján történt (7. a és b ábra).



7. ábra: Az ivar meghatározása külső nemi szervek alapján

(Forrás: saját felvétel, 2014)

A szaporodási adatok gyűjtéséhez a boncolásra előkészítettem az egyedeket (8. ábra), majd a nőstények esetében kiemeltem a belső női ivarszerveket (petefészeket, petevezetőket, méhet, méhnyakat (9. ábra) és egyedileg azonosítható, zárható zacskókban lefagyasztottam további vizsgálatok céljából.



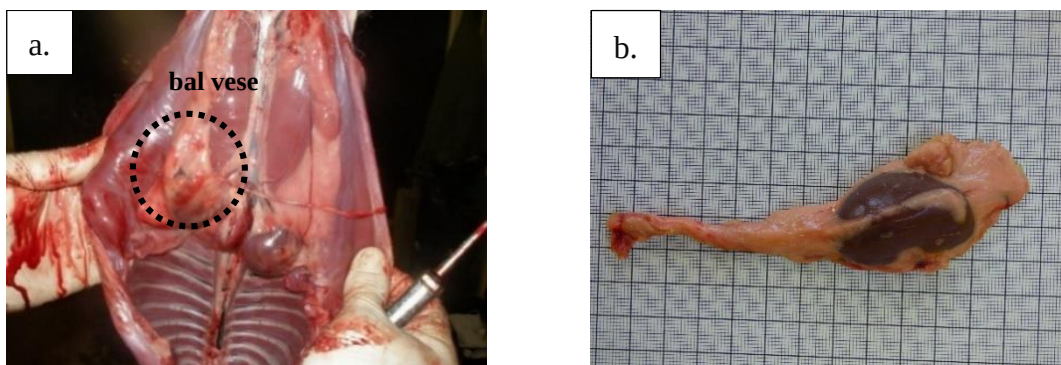
8. ábra: A boncolásra előkészített mezei nyúl (Forrás: saját felvétel, 2014)



9. ábra: Mezei nyúl belső női ivarszervei (Forrás: saját felvétel, 2015)

3.2.3. Kondíció becslése vesezsír-index számítással és a testtömeg mérése

A kondíció becslésére a mezei nyulak bal veséjét és az azt körülvevő vesezsírt használtam (10. a és b ábra). A szervmintákat zsigerelést követően az egyedi azonosítóval ellátott zárható műanyag tasakokban, -20 °C-on fagyaszttva tároltam. A minták feldolgozása során a kiboncolt vesét és vesefaggyút digitális konyhamérleggel mértem meg grammnyi pontossággal, majd a kapott adatokat mintavételi naplóba rögzítettem.



10. ábra: Mezei nyúl felnyitott testürege a zsírszövettel (a) és veséje a vesefaggyúval (b) (Forrás: saját felvétel, 2015)

A kondícióbecslésre SUGÁR (2000) által kidolgozott módszert alkalmaztam. A bal vese és a körülötte lévő zsír tömegének összegét osztottam el a bal vese tömegével (redukált VZSI).

$$VZSI = \frac{\text{a bal vese és a bal vese körüli zsír tömege}(g)}{\text{bal vese tömege}(g)}$$

SUGÁR (2000)

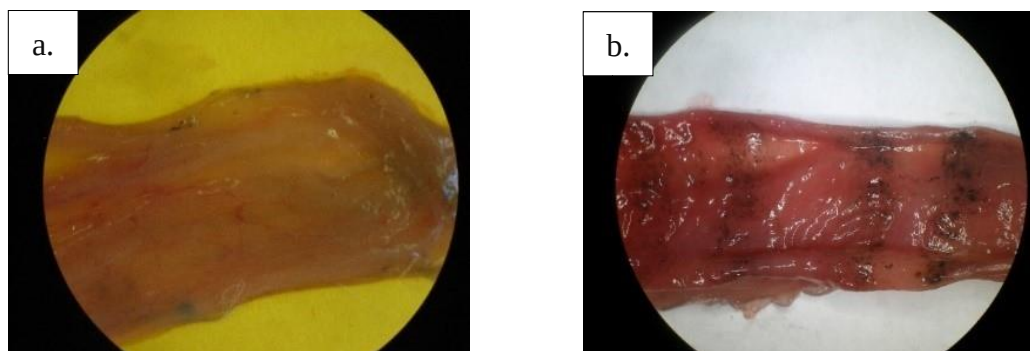
Ugyanezt a módszert ajánlja STOTT és HARRIS (2006), mert a bal vesét szignifikánsan nagyobbra mérte. A vesezsír-index értékek alapján az példányokat 0,000-0,600 között gyenge, 0,601-1,400 között közepes, 1,401-2,000 között jó és 2,001 felett kiváló kondíciójúnak minősítettem MAJZINGER és CSÁNYI (2017) besorolása szerint.

A testtömeg mérését a teríték vizsgálata során grammnyi pontossággal, digitális mérleggel végeztem zsigerelés előtt. A kapott egyedi adatokat mintavételi naplóba rögzítettem.

3.3. Laboratóriumi vizsgálatok

3.3.1. Belső női ivarszervek vizsgálata és a placentaheg-számlálás

A szakirodalom szerint a placentahegek nem mindig látszanak kielégítően az endometrium macrophagjainak vándorlásai miatt. Ezáltal nőhet a hibalehetőség a becslésnél (GÁL, 2006). BRAY et al. (2003) a terítékre hozott egyedek méhének legalább 6 órás pihentetése után javasolja a lefagyasztást, különben a szövetek magas víztartalma miatt a placentahegek láthatósága romlik. A placentaheg számlálása vízzel való öblítést követően azonnal végezhető sztereomikroszkóp segítségével (BENSINGER et al., 2000). A begyűjtött mintákat az előírt pihentetés után -20°C-on lefagyasztva tároltam. A vizsgálatok során a lassan kiolvasztott minták méhszarkait szikével hosszirányban felnyitottam és festési eljárás nélkül a placentahegeket Olympus SZ51 típusú binokuláris sztereomikroszkóp segítségével számoltam (11. a és b ábra).

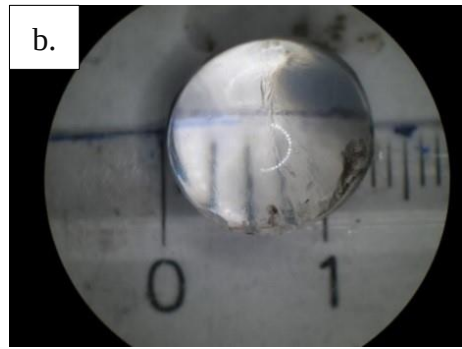


11. ábra: Fiatal (a) és idős (b) mezei nyúl méhének hosszmetsete a placentahegekkal (Forrás: saját felvétel, 2015)

3.3.2. Korbecslés száraz szemlencse tömegméréssel

A laboratóriumi vizsgálatok a Szegedi Tudományegyetem Mezőgazdasági Karának (SZTE-MGK) laboratóriumában történtek.

A vizsgálatok során a következőképpen határoztam meg az példányok pontos korát: a szemlencsét a sclera és a cornea határán végzett metszéssel kiemelttem a szemgolyóból (12. a és b ábra), majd egyedileg azonosítható módon, sorszámozva 4%-os formaldehid oldatban fixáltam a vizsgálatokig. CABOŇ-RACZYŇSKA és RACZYŇSKI (1972) az elejtés után 1-2 órával javasolja kiemelni a szemlencsét, amelyet kényelmi okokból –a terepi körülményekhez igazodva- az egész szemgolyóval teszi. Hasonlóan KOVÁCS és HELTAY (1993) vizsgálatához, amelyben preparálás nélkül a szemgolyóval együtt fixálták a szemlencsét 4%-os formaldehid oldatban. A szakirodalom megemlíti a 10%-os formaldehid oldattal 3 napig történő fixálást és a 37 °C-on 72 óráig történő lassabb kiszáritást (ŠELMIĆ et al., 1999). A tömegállandóságig történő szárítást 103 °C fokon Memmert típusú szárítószekrényben és desszikatorban (13. a és b ábra) 210 percig végeztem. A szemlencsetömegek mg pontosságú meghatározásához PRL A 13 C⁰ típusú analitikai mérleggel dolgoztam. A tömegállandóság elérésének igazolásához néhány mintán próbaszáritást végeztünk 180 perc, 195 perc, 210 perc és 225 percnél a desszikatorban lévő pihentetés után ellenőrző méréseket végeztünk. Azt tapasztaltuk, hogy a 195 perc és a 210 perces szárítás között minimális az eltérés. A 210 perces és a 225 perces szárítás utáni testtömegek gyakorlatilag nem tértek el egymástól.



12. ábra: A szemlencse kiemelése (a) és a kiemelt szemlencse (b)

(Forrás: saját felvétel, 2014)



13. ábra: A szemlencse kiszárítására használt szárítószekrény (a) és desszikator

(b) (Forrás: saját felvétel, 2015)

A mért szárított szemlencsetömegek alapján az egyedeket fiatal (a szemlencse tömege <280mg) és idős csoportokba (a szemlencse tömege > 280 mg) soroltam (KOVÁCS és HELTAY, 1985). Ezt követően tovább bontottam a csoportokat SUCHENTRUNK et al. (1991) által megadott kategóriák szerint (5. táblázat).

5. táblázat:

Az egyedek becsült életkora a szárított szemlencsetömegük alapján

Szemlencsetömeg (mg)	Becsült életkor (hó)	Becsült életkor (év)
280>	2-9	1>
281-340	14-23	1-2
341-360	26-35	2-3
361<	38-47<	3-4<

Forrás: SUCHENTRUNK et al. (1991)

Az egy év alatti egyedeket SUCHENTRUNK et al. (1991) módszere alapján további nyolc alcsoportra bontottam (6. táblázat). A korcsoportok szemlencsesorozatát a 14. ábrán mutatom be.

6. táblázat:

Az egy év alatti egyedek becsült életkora a szemlencsetömeg alapján

Kiszárított szemlencsetömeg (mg)	Becsült életkor (hó)
25-100	1>
101-125	1-2
126-150	2-3
151-175	3-4
176-200	4-6
201-225	6-7
226-250	7-9
251-280	9-10

Forrás: SUCHENTRUNK et al. (1991)



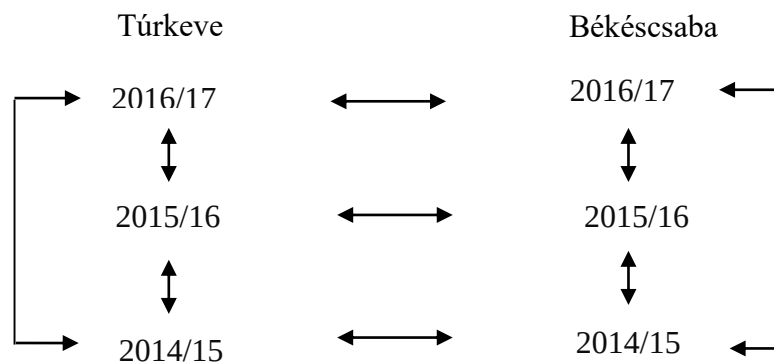
14. ábra: Az egy év alatti mezei nyulak szemlencsesorozata

(Forrás: saját felvétel, 2017)

3.4. Statisztikai értékelés

Az adatokat az adott területen belül az évek között, valamint a területek között évenként értékeltem (15. ábra). Az adatok rögzítését és elemzését a Microsoft Excel és IBM SPSS Statistics 22 programcsomaggal végeztem. A kiugró értékek vizsgálatával meggondoltan kiszűrtem és esetlegesen kizártam a további vizsgálatokból vélhetően igen kiugró testtömeg, szemlencsetömeg, placentahegyszám és vesezsír-index értékeket. Elvégeztem a leíró statisztikákat az egyedi jellemzőknél területenként és évenként. Normalitás vizsgálatot végeztem Kolmogorov-Szmirnov próbával a későbbi varianciaanalízisek előfeltételeként. Az alapstatisztika mellett Levene-tesztel a homogenitást, kétmintás t-próbával a mintaátlagok különbségét vizsgáltam. A területek közötti évenkénti különbségek vizsgálatára egytényezős varianciaanalízist alkalmaztam. A varianciaanalízis előtt Levene-tesztel homogenitás vizsgálatot végeztem. Homogén variancia esetén Bonferroni- vagy Tukey-tesztet, nem homogén variancia esetén Tamhane-tesztet használtam. Az összes vizsgált változó egy területen belüli évenkénti összehasonlítására többváltozós varianciaanalízist alkalmaztam, amely előtt homogenitás vizsgálatokat folytattam. A varianciaanalízist az összes egyedre és ivaronként és területenként az összes egyedre is elvégeztem. Az állományok koreloszlásait khi-négyzet próbával értékeltem, mindkét területen belül az évek között és azonos években a két terület között. Az egyedi paramétereket befolyásoló egy vagy több tényező önálló vagy

együttes hatásának vizsgálatára az általános lineáris modell (GLM) módszert használtam. Normalitás és homogenitás vizsgálatot minden változóra elvégeztem. A GLM modellben a termékeny egyedek placentahegszámát, mint függő változót vizsgáltam. A terület, az év, az egyedek kora kategorizáló faktorként szerepelt. Kovariánsként a vesezsír indexet és a testtömeget építettem be annak vizsgálatára, hogy mely tényezők önálló, vagy együttes hatása eredményezi a vizsgált változó legnagyobb változékonyságát.



15. ábra: A statisztikai értékelés folyamatábrája

4. EREDMÉNYEK ÉS AZOK ÉRTÉKELÉSE

4.1. A vizsgált egyedi és állományjellemzők területeken belüli értékelése és évek közötti összehasonlítása

Ebben a fejezetben bemutatom, hogy a terítékre hozott mezei nyulak vizsgált egyedi paraméterei (testtömeg, vesezsír-index, placentahegyszám) és főbb állományjellemzői (ivararány, korösszetétel, vemhesülési arány) hogyan alakultak évenként, illetve mennyire voltak változékonyak a vizsgálatba vont két területen belül az egyes évek között.

4.1.1. Túrkeve

4.1.1.1. Nőivarú példányok egyedi paramétereinek alakulása és évenkénti összehasonlítása

A túrkevei mintaterületen terítékre hozott nőivarú példányok egyedi paramétereinek átlagos értékeit a 7. táblázatban foglaltam össze. A nőtények testtömegének átlaga 2014-ben volt a legkisebb [3489g], 2015-ben pedig a legnagyobb [3881g]. A 2016-ban gyűjtött nőtény mezei nyúl minták testtömegének átlaga [3502g] a relatív szórásértékek alapján a 2015-ös évvel mutat nagyobb kiegyenlítettséget.

A nőtény egyedek a vesezsír-index értékek alapján 2014-ben voltak a legjobb [1,66] és 2016-ban a leggyengébb [0,70] kondícióban. A vesezsír-index alapján 2015-ben a túrkevei nőtények jó kondíciójú [1,40] egyedeknek feleltek meg. A VZSI relatív szórása az első két év között nagyobb kiegyenlítettséget mutatott, míg a 2016-os év jelentősen eltért az előző két évtől. A vesezsír-index értékeknél magasabbak a relatív szórásértékek, mint a testtömegnél, tehát a területen állomány szinten a nőtényeknél a kondíció változékonyabb egyedi jellemző, mint a testtömeg.

A placentahegyszám relatív szórásértéke az első évben volt a legkisebb. Ebben az évben az anyánkénti átlagosan placentahegyszám 5,10 db volt. A placentahegyszám átlagértéke 2015-ben volt a legmagasabb anyánként [6,14 db], míg a harmadik vizsgálati évben a legkisebb [4,69 db]. Ekkor tapasztaltam a placentahegyszám legnagyobb relatív szórásértékét a három év során. Az átlagos placentahegyszámokat a termékeny egyedekre külön is megvizsgáltam, amely 2014-ben volt a legkisebb [6,28 db/anya], 2015-ben a legnagyobb [9,56 db/anya], a harmadik vizsgálati évben pedig a kettő között volt [8,13

db/anya]. A termékeny nyulak placentahegyszámának relatív szórásértéke nagyobb kiegyenlítetttséget mutatott az összes nőstény placentahegyszámának relatív szórásértékeihez képest. A legkisebb relatív szórásértéket 2015-ben [37,13%], a legmagasabb relatív szórásértéket 2016-ban tapasztaltam [59,41%], 2014-ben pedig 44,27% volt.

Az alfejezetet összegezve a vizsgálati években a relatív szórások alapján a testtömeg értékek voltak a legkiegyenlítettebbek, a vesezsír-index és a placentahegyszám az évek között nagyobb eltérést mutatott.

7. táblázat:

A tőrkevei nőstény mezei nyulak összesített egyedi adatai

♀	2014			2015			2016		
	N	$\bar{x}$	S%	N	$\bar{x}$	S%	N	$\bar{x}$	S%
Testtömeg (g)	48	3489	10,71	28	3881	15,98	26	3502	17,07
VZSI	48	1,66	39,76	28	1,40	42,86	26	0,70	70,00
Pl.hegyszám* (db)	48	5,10	69,02	28	6,14	88,76	26	4,69	116,63
Pl.hegyszám** (db)	39	6,28	44,27	18	9,56	37,13	15	8,13	59,41

*=összes nősténynél, ** termékeny nőstényeknél

A szignifikancia vizsgálatok alapján az egyedi jellemzők közül a testtömegátlag és a vesezsír-index érték mutatott eltérést az egyes évek között. A testtömegátlagok a 2014-2015-ös, valamint a 2015-2016-os évek között tértek el. A második vizsgálati évben, 2015-ben szignifikánsan nehezebbek voltak a nőstények 2014-hez és 2016-hoz is viszonyítva (8. táblázat).

8. táblázat:

**A tőrkevei nőstény nyulak egyedi jellemzői különbségeinek szignifikancia szintjei
(***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)**

Év	Testtömeg átlag		Vesezsír-index		Placentahegyszám	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
2014	$p=0,001^*$	$p=0,921$	$p=0,096$	$p=0,000^{***}$	$p=0,371$	$p=0,731$
2015	-	$p=0,027^*$	-	$p=0,000^{***}$	-	$p=0,334$

A 2014-2016-os évek testtömegei statisztikailag nem különböztek. A vesezsír-index értékek a 2014-2016-os, valamint a 2015-2016-os évek között tértek el egymástól. A nőtények a vesezsír-index érték alapján, Túrkevén 2014-ben voltak a legjobb kondícióban és 2016-ban a leggyengébb kondícióban.

A placentahegyszámokban az összes nőtény esetében Túrkevén nem találtam különbséget a három év között. Az összes nőtényre számított átlagos placentahegyszám a leggyengébb évben (2016-ban) 76,38%-a volt a legmagasabbnak (2015). A termékeny nőtények placentahegyszám átlagos értéke a 2014-2015-ös évek között eltért [$p=0,001$] egymástól, míg a 2014-2016-os [$p=0,180$] és a 2015-2016-os évek között nem mutatott eltérést [$p=0,338$]. A termékeny nőtényekre számított átlagos placentahegyszám a leggyengébb évben (2014) 65,69%-a volt a legmagasabbnak (2015).

4.1.1.2. Hímivarú példányok egyedi paramétereinek alakulása és évenkénti összehasonlítása

A túrkevei területen terítékre hozott hímivarú példányok egyedi paramétereinek átlagos értékeit a 9. táblázatban foglaltam össze. A testtömegek átlaga 2014-ben volt a legnagyobb [3379g] és 2016-ban a legkisebb [3291g]. A testtömegek relatív szórásértékei kiegyenlítettek mindhárom év között, de különösen 2014 és 2016 között.

9. táblázat:

A túrkevei hím mezei nyulak összesített adatai

♂	2014			2015			2016		
	N	$\bar{x}$	S%	N	$\bar{x}$	S%	N	$\bar{x}$	S%
Testtömeg (g)	43	3379	17,68	21	3351	15,37	13	3291	18,53
VZSI	43	1,59	43,40	21	1,33	48,12	13	0,52	84,62

A VZSI értékek átlaga 2014-ben a legnagyobb [1,59], amely jó kondíciónak és 2016-ban a legkisebb [0,52], ami gyenge kondíciónak felelt meg. A második vizsgálati évben a mintába került túrkevei hímek közepes [1,33] kondícióban voltak. A vesezsír-index relatív szórásértékei hasonlóan a nőtény egyedekéhez a hímeknél is nagyobb változékonyságot mutattak az évek között, mint a testtömegek relatív szórásai. A 2014-es és 2015-ös évek között a relatív szórásértékek kiegyenlítettebbek. A legnagyobb

eltérést a 2014-es és 2016-os év között figyeltem meg, éppen ellentétesen, mint a testtömegek említett évek közötti relatív szórásértékeinél. A türkevei baknyulak évenkénti egyedi jellemzőit a 10. táblázatban hasonlítom össze.

10. táblázat:

A türkevei hím nyulak egyedi jellemzői különbségeinek szignifikancia szintjei

(***: $p < 0,001$)

Év	Testtömeg átlag		Vesezsír-index	
	2015	2016	2015	2016
2014	$p=0,855$	$p=0,645$	$p=0,146$	$p=0,000^{***}$
2015	-	$p=0,761$	-	$p=0,000^{***}$

A szignifikancia vizsgálatok alapján látható, hogy a testtömegek egyik évben sem különböztek egymástól. A vesezsír-index értékek a 2014 és 2016-os évek, valamint a 2015 és 2016-os évek között tértek el. A 2014-es és a 2015-ös évben a baknyulak szignifikánsan jobb kondícióban voltak, mint a 2016-os évből származó egyedek. Az egyedi jellemzők közül, tehát a vesezsír-index mutatta a nagyobb változékonyságot az évek során.

4.1.1.3. Nő- és hímivarú példányok paramétereinek összehasonlítása

Ebben az alfejezetben a türkevei nőstények és hímek testtömegeit és vesezsír-indexei értékeit hasonlítom össze egymással évenként. A különbségek szignifikancia vizsgálatait a 11. táblázatban foglaltam össze.

11. táblázat:

A türkevei összes minta egyedi jellemzői különbségeinek szignifikancia szintjei

(***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)

		Testtömeg átlag ♂			Vesezsír-index ♂		
		2014	2015	2016	2014	2015	2016
Nőstény	2014	$p=0,288$	$p=0,213$	$p=0,147$	$p=0,669$	$p=0,061$	$p=0,000^{***}$
	2015	$p=0,001^*$	$p=0,003^*$	$p=0,007^*$	$p=0,226$	$p=0,694$	$p=0,000^{***}$
	2016	$p=0,408$	$p=0,364$	$p=0,308$	$p=0,000^{***}$	$p=0,000^{***}$	$p=0,270$

Az azonos években a két nem közötti testtömegekben eltérés csak 2015-ben volt, amikor a nőstények átlagtömege meghaladta ugyan a hímekét, azonban a hímek túlnyomó többsége fiatal példány volt, így ezt nem tekinthető valódi eredménynek. A vesezsír-index érték azonos évben a két ivar közt nem mutatott eltérést. Türkevén a vizsgált

változók azonos vadászati évben ivaronként csak csekély mértékben tértek el egymástól [$S/N_s = 16,6\%$].

A két ivar egyedi paramétereinek egymás közti összehasonlítása a különböző vadászati években nagyobb eltérést mutatott, mint az egyedi paraméterek azonos években történő nemenkénti összehasonlítása. A 2015-ös évben terítékre hozott nőstények testtömegei mindhárom évben jelentősen nagyobbak voltak a hímek testtömegeitől.

A nőstények bármely évben vizsgált vesezsír-index értékei legalább egy évben különböztek az összehasonlított hímek értékeitől. A 2016-os vadászati évben a nőstények gyenge kondíciója szignifikánsan kisebb volt az előző két év hím egyedeinek vesezsír-index értékeinél. A két egyedi paraméter közül a nagyobb változékonyságot (S/N_s) a vesezsír-index mutatta a három év alatt [$44,4\%$].

4.1.1.4. Állományjellemzők alakulása és évenkénti összehasonlítása

Az őszi ivararány 2016-ban volt a legtágabb és 2014-ben a legszűkebb (12. táblázat). Ez azt jelenti, hogy 2016-ban jutott a legkevesebb hím egy nőstényre mindössze, 0,5 példány. Túrkevéen a három év során az évenkénti ivararányok nem tértek el egymástól egyik év között sem [$\chi^2=2,159$ és $p=0,340$ $df=2$].

12. táblázat:

A túrkevei állományjellemző paraméterek

Év	Korösszetétel (♂)		Összes (♂)	Korösszetétel (♀)		Összes (♀)	Ivar arány	Vem. arány*
	fiatal	idős		fiatal	idős			
2014	27	16	43	22	26	48	1:1,11	0,81
2015	17	4	21	8	20	28	1:1,33	0,64
2016	7	6	13	6	20	26	1:2,00	0,58

*=vemhesülési arány

Állományszinten a fiatal-idős arány 2014-ben volt a legnagyobb [1,17] és 2016-ban a legkisebb [0,50] azaz 2014-ben több fiatal egyed került a mintákba, illetőleg 2016-ban az idősök alkották a teríték nagyobb részét. A hímek fiatal-idős aránya 2015-ben volt a legnagyobb [4,25] és 2016-ban a legkisebb [1,17], értéke minden esetben nagyobb volt egyenél. Tehát a túrkevei területen a mintába került hímek nagyobb része fiatal egyed volt. A nőstények esetében ez az arány sehol sem érte el az egyet, így a mintába került

nőstények nagyobb része idős példány volt. A túrkevei nőstények korösszetétele évenként csak a 2014-2016-ban tért el egymástól szignifikánsan (13. táblázat). A legkevesebb fiatal nőstény egyed [23,1%] 2016-ban, a legtöbb [45,8%] 2014-ben került terítékre. A hímek korösszetétele a három év során nem mutatott eltérést. A legkevesebb fiatal hím példány [53,8%] 2016-ban, a legtöbb [80,9%] 2014-ben került terítékre. A 2014-es és 2016-os évben az állomány szintű korösszetétel és a vemhesülési arányok különböztek (14. táblázat). Az eredmények alapján vélhetően a termékenység és a nőstények életkora között kapcsolat van. Azt tapasztaltam, hogy a jóval nagyobb 2014-es vemhesülési arányú évben, kisebb megszületett anyánkénti szaporulat [6,28 db] volt, mint a 2016-os évben [8,13 db], amikor is a nőstények csupán 58%-a vemhesült.

13. táblázat:

A túrkevei állományjellemző paraméterek különbségeinek szignifikancia szintjei I.

(***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)

Év	Korösszetétel (♂)		Korösszetétel (♀)	
	2014	2015	2014	2015
2014	-	$p=0,122$	-	$p=0,133$
2016	$p=0,571$	$p=0,123$	$p=0,045^*$	$p=0,653$

14. táblázat:

A túrkevei állományjellemző paraméterek különbségeinek szignifikancia

szintjei II. (*: $p < 0,05$)

Év	Korösszetétel állomány		Vemhesülési arány	
	2014	2015	2014	2015
2014	-	$p=0,621$	-	$p=0,124$
2016	$p=0,030^*$	$p=0,098$	$p=0,045^*$	$p=0,627$

4.1.2. Békéscsaba

4.1.2.1. Nőivarú példányok egyedi paramétereinek alakulása és évenkénti összehasonlítása

A békéscsabai területen terítékre hozott nőivarú példányok egyedi paramétereinek átlagos értékeit a 15. táblázatban foglaltam össze. A nőtények testtömegének átlaga 2014-ben volt a legkisebb [3211g], 2015-ben pedig a legnagyobb [4115g]. A 2016-ban gyűjtött nőtény mezei nyúl minták testtömegének átlaga a relatív szórásértékek alapján a 2014-es évvel mutat nagyobb kiegyenlítettséget.

A nőtény egyedek a vesezsír-index értékek alapján 2014-ben voltak a legjobb kondícióban [1,71] és 2016-ban a leggyengébb kondícióban [0,54]. A vesezsír-index alapján 2015-ben a békéscsabai nőtények közepes kondíciójú [1,20] egyedeknek feleltek meg. A VZSI relatív szórása az első két év között nagyobb kiegyenlítettséget mutatott, míg a 2016-os év jelentősen eltért az előző két évtől. A vesezsír-index értékeknél magasabbak a relatív szórásértékek, mint a testtömegnél, tehát a békéscsabai területen található állomány szinten is igaz, hogy a nőtényeknél a kondíció változékonyabb egyedi jellemző, mint a testtömeg.

15. táblázat:

A békéscsabai nőtény mezei nyulak összesített adatai

♀	2014			2015			2016		
	N	$\bar{x}$	S%	N	$\bar{x}$	S%	N	$\bar{x}$	S%
Testtömeg (g)	58	3211	11,44	38	4115	8,06	29	3378	16,66
VZSI	58	1,71	47,37	38	1,20	35,00	29	0,54	83,33
Pl.hegszám* (db)	56	5,61	75,22	38	7,79	67,39	29	4,83	91,92
Pl.hegszám** (db)	47	6,68	55,98	29	10,21	32,32	20	7,00	51,57

*=összes nőténynél, ** termékeny nőtényeknél

Az összes nőtény placentahegszám átlagának relatív szórásértéke 2015-ben volt a legkisebb, ugyanakkor placentahegszám átlagértéke a legnagyobb [7,79 db/anya]. A

legkisebb placentahegyszám átlagértéket 2016-ban tapasztaltam [4,83 db/anya] és ugyanebben az évben volt a legmagasabb a placentahegyszámok relatív szórásértéke. Az első és második vizsgálati évben a placentahegyszámok relatív szórásértékei nagyobb kiegyenlítettséget mutattak 2016-hoz képest. Az átlagos placentahegyszámokat a termékeny egyedekre külön is megvizsgáltam, amely 2015-ben volt a legnagyobb [10,21 db/anya] és 2014-ben a legkisebb [6,68 db/anya]. A harmadik vizsgálati évben pedig 7,00 db/anya. A termékeny nyulak placentahegyszámának relatív szórásértéke nagyobb kiegyenlítettséget mutatott az összes nőstény placentahegyszámának relatív szórásértékeihez képest. Az összes nőstény placentahegyszám átlagának relatív szórásértéke magas, különösen 2016-ban. A termékeny nyulak placentahegyszámának relatív szórásértéke 0,32-0,56 között változott, a legkisebb relatív szórásértéket 2015-ben, a legmagasabb relatív szórást 2014-ben tapasztaltam. A placentahegyszámok relatív szórásértéke 2014 és 2016 között nagyobb kiegyenlítettséget mutatott, mint 2014-2015 vagy 2015-2016 között. A vizsgálati években a relatív szórások alapján a testtömegek voltak a legkiegyenlítettebbek, a vesezsír-index és a placentahegyszám az évek között nagyobb eltérést mutatott. A szignifikancia vizsgálatok alapján a békéscsabai nőstény mezei nyulak testtömegeinek átlagában a 2014-2015-ös évek és a 2015-2016-os évek között volt eltérés (16. táblázat).

16. táblázat:

A békéscsabai nőstény nyulak egyedi jellemzői különbségeinek szignifikancia szintjei (*: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)**

Év	Testtömeg átlag		Vesezsír-index		Pl.hegyszám	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
2014	p=0,000***	p=0,154	p=0,000***	p=0,000***	p=0,033*	p=0,384
2015	-	p=0,000***	-	p=0,000***	-	p=0,017*

A második vizsgálati évben, 2015-ben szignifikánsan nehezebbek voltak a nőstények 2014-hez és 2016-hoz is viszonyítva. A 2014-2016-os évek testtömegei között azonban nem találtam eltérést. A vesezsír-index értékek mindhárom évben különböztek egymástól. Az összes nőstény placentahegek számának átlagos értéke 2014-2015 és 2015-2016-os évek között eltérést mutatott, mindkét esetben 2015-ben szignifikánsan több placentaheget számláltam a másik két évhez viszonyítva. Az átlagos placentahegyszámokat a termékeny egyedekre külön is megvizsgáltam, amely 2015-ben volt a legnagyobb [10,21 db/anya] és 2014-ben a legkisebb [6,68db/anya]. A harmadik

vizsgálati évben pedig 7,00db/anya. A termékeny nyulak placentahegyszámának relatív szórásértéke nagyobb kiegyenlítettséget mutatott az összes nőtény placentahegyszámának relatív szórásértékeihez képest. A legkisebb relatív szórásértéket 2015-ben [32,32%], a legmagasabb relatív szórásértéket 2014-ben tapasztaltam [55,98%], 2016-ban pedig [51,57%]. Összességében a békéscsabai nőtények egyedi jellemzői a szignifikancia vizsgálatok alapján a három év során leginkább a VZSI-ben, majd a placentahegyszámokban és a testtömegekben különböztek.

4.1.2.2. Hímivarú példányok egyedi paramétereinek alakulása és évenkénti összehasonlítása

A békéscsabai területen terítékre hozott hímivarú példányok egyedi paramétereinek átlagos értékeit a 17. táblázatban foglaltam össze.

17. táblázat:

A békéscsabai hím mezei nyulak összesített adatai

♂	2014			2015			2016		
	N	$\bar{x}$	S%	N	$\bar{x}$	S%	N	$\bar{x}$	S%
Testtömeg (g)	29	3386	12,05	31	3448	11,25	14	3157	24,93
VZSI	29	1,62	43,83	31	1,23	30,08	14	0,44	52,27

A testtömegek átlaga 2015-ben volt a legnagyobb [3448g] és 2016-ban a legkisebb [3157g]. A testtömegek relatív szórásértékei kiegyenlítettek mindhárom év között, de különösen 2014 és 2015 között. A VZSI értékek átlaga 2014-ben a legnagyobb, amely jó kondíciónak [1,62] és 2016-ban a legkisebb, ami gyenge kondíciónak [0,44] felelt meg. A második vizsgálati évben a mintába került békéscsabai hímek közepes kondícióban [1,23] voltak. A vesezsír-index relatív szórásértékei hasonlóan a nőtény egyedekéhez a hímeknél is nagyobb változékonyságot mutattak az évek között, mint a testtömegek átlagának relatív szórásai. A 2014-es és 2016-os évek között a relatív szórásértékek kiegyenlítettebbek. A legnagyobb eltérést a 2015-ös és 2016-os év között figyeltem meg hasonlóan, mint a testtömegek említett évek közötti relatív szórásértékeinél. A szignifikancia vizsgálatok alapján a békéscsabai baknyulak

testtömegeit évenként összehasonlítva egyik évben sem tapasztaltam eltérést (18. táblázat), ugyanakkor a vesezsír-indexek mindhárom évben eltértek egymástól.

18. táblázat:

A békéscsabai hím nyulak egyedi jellemzői különbségeinek szignifikancia szintjei (*: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)**

Év	Testtömeg átlag		Vesezsír-index	
	2015	2016	2015	2016
2014	$p=0,551$	$p=0,319$	$p=0,012^*$	$p=0,000^{***}$
2015	-	$p=0,207$	-	$p=0,000^{***}$

4.1.2.3. Nő- és hímivarú példányok paramétereinek összehasonlítása

Ebben az alfejezetben a békéscsabai nőtények és hímek testtömegeit és vesezsír-index értékeit hasonlítom össze egymással évenként. A különbségek szignifikanciavizsgálatait a 19. táblázatban mutatom be.

19. táblázat:

A békéscsabai összes minta egyedi jellemzői különbségeinek szignifikancia szintjei (*: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)**

Év		Testtömeg átlag			Vesezsír-index		
		Hím			Hím		
		2014	2015	2016	2014	2015	2016
Nőstény	201	p=0,047*	p=0,213	p=0,804	p=0,624	p=0,061	p=0,000**
	201	p=0,000**	p=0,000**	p=0,001	p=0,006*	p=0,709	p=0,000**
	201	p=0,950	p=0,577	p=0,295	p=0,000**	p=0,000**	p=0,430

Az azonos években az összehasonlítás csak a testtömegekben mutatott eltérést az ellentétes nemek között két vizsgálati évben. A hímek 2014-ben nehezebbek voltak a nőtényeknél, azonban a p-érték nagyon közel volt a szignifikanciaszinthez [0,047]. A nőtények 2015-ben nehezebbek voltak a hímeknél. A vesezsír-index értékek azonos években a két ivar között nem tértek el egymástól. A testtömeg és VZSI egyedi jellemzők a szignifikancia vizsgálatok alapján Békéscsabán az azonos vadászati évben ivaronként csak kismértékben tértek el egymástól [$S/N_s = 33,3\%$]. A két ivar egyedi paramétereinek egymás közti összehasonlítása a különböző vadászati években nagyobb eltérést mutatott,

mint az egyedi paraméterek azonos években történő nemenkénti összehasonlítása. A 2015-ös évben terítékre hozott nőstények testtömegei mindhárom évben jelentősen nagyobbak voltak a hímek testtömegeitől.

A nőstények bármely évben vizsgált vesezsír-index értékei legalább egy évben különböztek az összehasonlított hímek értékeitől. A 2016-os vadászati évben a nőstények gyenge kondíciója szignifikánsan kisebb volt az előző két év hím egyedeinek vesezsír-index értékeinél. A két egyedi paraméter közül a nagyobb változékonyságot (S/N_s) a vesezsír-index mutatta a három év alatt [55,5%].

4.1.2.4. Állományjellemzők alakulása és évenkénti összehasonlítása

A békéscsabai terület három évének állományjellemző paramétereit a 20. táblázatban foglaltam össze. Az ivararány 2014-ben és 2016-ban volt a legtágabb [1:2,00] és 2015-ben a legszűkebb [1:1,22]. Ez azt jelenti, hogy 2016-ban jutott a legkevesebb hím egy nőstényre vetítve. Az első és a harmadik vizsgálati évben Békéscsabán kétszer annyi nőivarú példány került terítékre, mint hímivarú. A második évben még mindig a nőstényekből volt több a mintákban, de a különbség már kisebb volt.

20. táblázat:

A békéscsabai állományjellemző paraméterek

Év	Korösszetétel (♂)		Összes (♂)	Korösszetétel (♀)		Összes (♀)	Ivar arány	Vem. arány*
	fiatal	idős		fiatal	idős			
2014	21	8	29	32	26	58	1:2,00	0,84
2015	13	18	31	18	20	38	1:1,22	0,76
2016	4	10	14	8	21	28	1:2,00	0,69

*=vemhesülési arány

A békéscsabai teríték ivararányaiban a három év között statisztikailag megegyezett [$\chi^2=2,718$ és $p=0,257$ $df=2$].

Állományszinten a fiatal-idős arány 2014-ben volt a legnagyobb [1,56] és 2016-ban a legkisebb [0,39], azaz 2014-ben több fiatal egyed került a mintákba és 2016-ban az idősek alkották a minták nagyobb részét. Az állományszintű korösszetétel a 2014-2015-ös és a 2014-2016-os évek között tért el egymástól (21. táblázat).

21. táblázat:

A békéscsabai állományjellemző paraméterek különbségeinek szignifikancia szintjei I. (*: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)**

Év	Korösszetétel állomány		Vemhesülési arány	
	2014	2015	2014	2015
2014	-	$p=0,047^*$	-	$p=0,363$
2016	$p=0,000^{***}$	$p=0,067$	$p=0,143$	$p=0,509$

A hímek fiatal-idős aránya 2014-ben volt a legnagyobb [2,62] és 2016-ban a legkisebb [0,40]. Értéke 2014-ben volt nagyobb, mint egy, ami azt jelenti, hogy a területen a mintába került fiatal hímek csak 2014-ben alkották a minta nagyobb részét, a többi években az idős egyedek voltak nagyobb arányban. A hímek évek közti korösszetételében mutatkozó különbség azonos volt az állományszintű szignifikanciákkal (22. táblázat).

22. táblázat:

A békéscsabai állományjellemző paraméterek különbségeinek szignifikancia szintjei II. (*: $p < 0,05$)

Év	Korösszetétel (♂)		Korösszetétel (♀)	
	2014	2015	2014	2015
2014	-	$p=0,017^*$	-	$p=0,459$
2016	$p=0,005^*$	$p=0,404$	$p=0,012^*$	$p=0,098$

A legkevesebb fiatal hím példány [28,6%] 2016-ban, a legtöbb [72,4%] 2014-ben került terítékre. A nőtények esetében eltérés csak a 2014-2016-os évek között volt szignifikáns. A legkevesebb fiatal nőtény egyed [27,7%] 2016-ban, a legtöbb [55,2%] 2014-ben került terítékre. Összességében a hímek korösszetétele a három év között nagyobb eltérést mutatott, mint a nőtényeké. Békéscsabán a vemhesülési arányokban nem volt eltérés a három év között.

4.2. A vizsgált egyedi paraméterek és állományjellemzők területek közötti összehasonlítása az egyes években

A fejezetben azt elemzem, hogy a vizsgált egyedi (testtömeg, vesezsír-index, placentahegyszám) és főbb állományjellemzők (koreloszlás, ivararány, vemhesülési arány) mennyire hasonlítanak vagy különböznek a két terület között az azonos években.

4.2.1. Egyedi paraméterek

Az egyedek ivaronkénti és területenkénti egyedi tulajdonságait a 23. táblázatban mutatom be évenkénti bontásban. A relatív szórás értékek alapján a testtömegek kiegyenlítettebbek a túrkevei területen a három évet összehasonlítva mindkét ivar esetén.

23. táblázat:

Az egyedi jellemzők alakulása nemenként, évenként és területenként

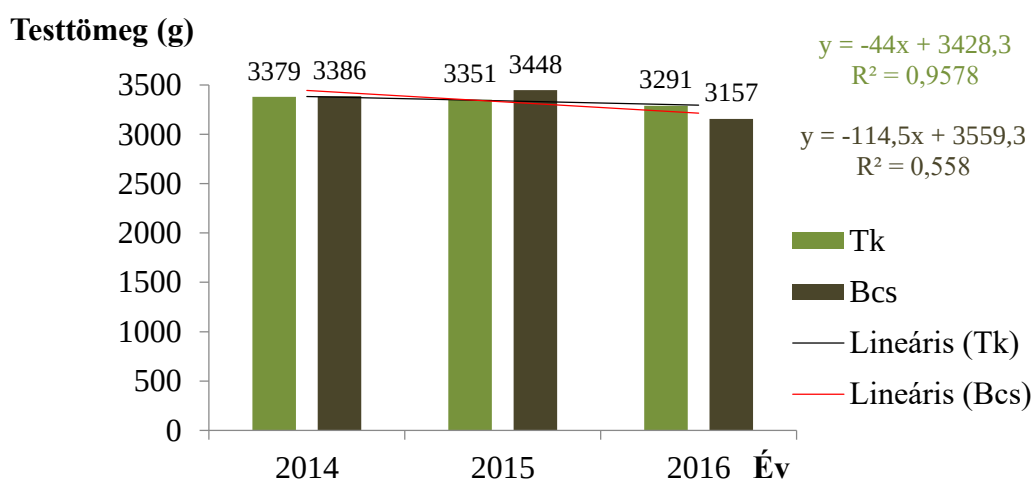
ivar	változó		2014		2015		2016	
			1.*	2.*	1.	2.	1.	2.
♂	testtömeg (g)	N	43	29	21	31	13	14
		$\bar{x}$	3379	3386	3351	3448	3291	3157
		S%	17,7	12,0	15,4	11,3	18,5	24,9
	vesezsír-index	N	43	29	21	31	13	14
		$\bar{x}$	1,60	1,62	1,33	1,23	0,52	0,44
		S%	43,1	43,9	48,5	29,9	84,8	52,3
♀	testtömeg (g)	N	48	58	28	38	26	29
		$\bar{x}$	3489	3211	3881	4115	3502	3378
		S%	10,7	11,4	15,9	8,1	17,1	16,7
	vesezsír-index	N	48	58	28	38	26	29
		$\bar{x}$	1,70	1,71	1,40	1,20	0,70	0,54
		S%	3,5	47,6	42,5	35,1	69,6	83,1
	placentaheg** (db)	N	39	47	18	29	15	20
		$\bar{x}$	6,28	6,68	9,56	10,21	8,13	7,00
		S%	44,3	55,9	37,2	32,3	59,5	51,6

* 1: Túrkeve 2: Békéscsaba, **termékeny nőtényekre

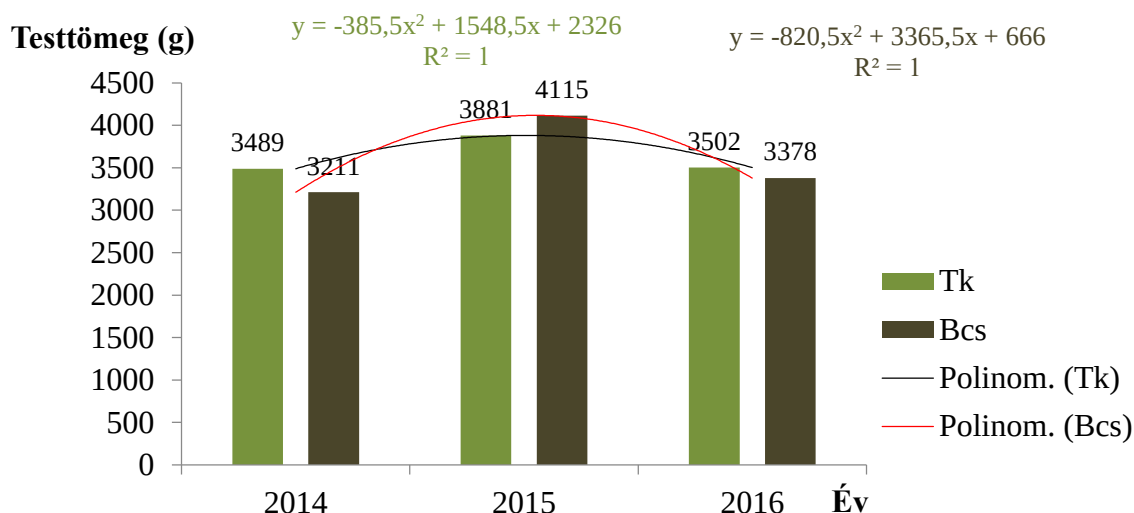
A legváltozékonyabb egyedi paraméter a VZSI, mindkét nemnél. A különbség a területek között és az évek között is szembetűnő. A relatív szórások alapján a hímek és a nőtények testtömege is Túrkevén kiegyenlítettebb. A hímeknél a vesezsír-index értékek azonos években a két terület között kiegyenlítettebbek, mint egy-egy területen belül a három év során. A nőtények testtömege 2015-ben tért el legnagyobb mértékben a két terület között. Összességében a nőtények kondíciója a variációs koefficiens alapján nagyobb változékonyságot mutat mind a területek között mind az évek között. A termékeny nőtények placentahegszámai területek között adott évben kiegyenlítettebbek, különösen 2015-ben és 2016-ban. Az évek közötti különbségek a relatív szórás értékek alapján jól láthatók, különösen 2015-2016 között.

4.2.1.1. Testtömeg

A hímek testtömegeit vizsgálva a három év között Túrkevén erősebb lineáris kapcsolat állt fenn [$R^2 = 0,9578$], mint Békéscsabán a három év között [$R^2 = 0,558$] (16. ábra). Mindkét esetben negatív meredekséggel. A nőtények testtömegei a három év között mindkét területen polinomiális függvény jellegű kapcsolattal írhatók le [$R^2 = 1$] (17. ábra). FLIS és RATAJ (2019 a) lengyelországi vizsgálataiban mind a fiatal hímek (4,18kg), mind a fiatal nőtények (4,04kg) esetében magasabb testtömeg átlagot írt le az általam említetteknél, éppúgy, mint az idős hímek (4,63kg) és az idős nőtények (4,65kg) esetében. Szignifikáns különbséget a testtömegekben a két nem között azonos korcsoportonként nem mutatott ki.



16. ábra: A hímek testtömegének alakulása területenként és évenként



17. ábra: A nőtények testtömegének alakulása területenként és évenként

Az első vizsgálati évben az elvégzett statisztikai vizsgálatok nem mutattak ki különbséget a két terület hím egyedeinek testtömegei között, azonban a túrkevei nőtények szignifikánsan nehezebbek voltak 2014-ben a békéscsabai nőtényeknél (24. táblázat). A második vizsgálati évben 2015-ben nem volt különbség a testtömegekben, egyik ivar esetében sem, bár a nőtényeknél nagyon közel állt a p-érték a szignifikáns differenciához [$p=0,052$]. Az utolsó vizsgálati évben az elvégzett statisztikai vizsgálatok nem mutattak ki különbséget sem a két terület hím egyedei, sem a két terület nőtény egyedei között.

24. táblázat:

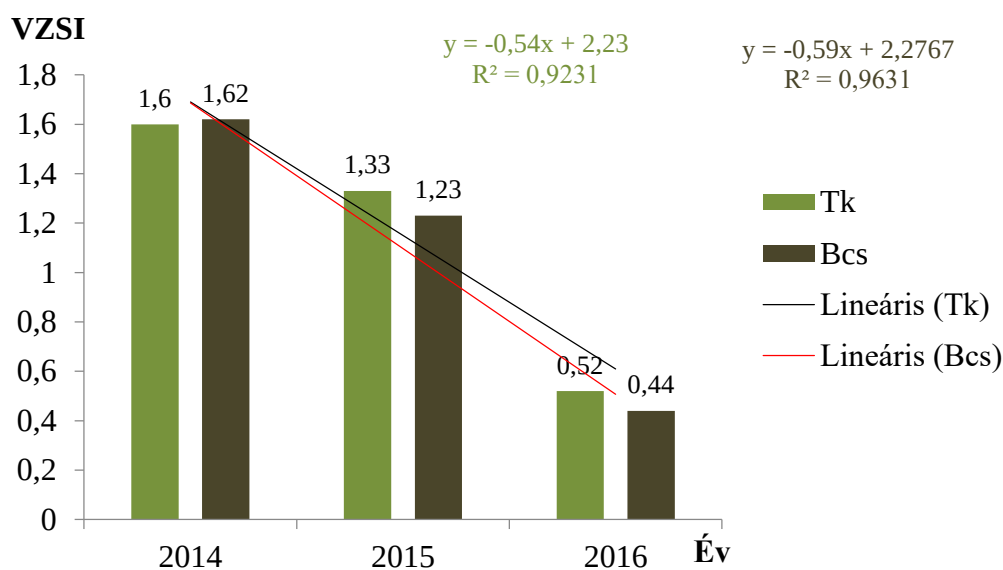
A testtömeg területek közötti különbségeinek szignifikancia szintjei (***: $p < 0,001$)

			Békéscsaba					
			2014		2015		2016	
			♂	♀	♂	♀	♂	♀
Túrkeve	2014	♂	$p=0,95$	-	-	-	-	-
		♀	-	$p=0,000***$	-	-	-	-
	2015	♂	-	-	$p=0,44$	-	-	-
		♀	-	-	-	$p=0,05$	-	-
	2016	♂	-	-	-	-	$p=0,62$	-
		♀	-	-	-	-	-	$p=0,43$

Össességében az összesített variabilitás (szignifikáns eltérést mutató esetek száma/összes esetszám= S/N_s) a testtömeg változóra a két területen a három év alatt 1/6 [16,66%] volt, amely a két terület nőstényeinek 2014-évi eltéréséből adódott. JENNINGS et al. (2006) angliai vizsgálataiban a nagyobb egyedsűrűségű szántóföldi jellegű élőhelyen az egyedek testtömege, VZSI-értéke nagyobb volt a kisebb egyedsűrűségű füves réti jellegű élőhelyhez képest. PIELOWSKI (1969) lengyelországi vizsgálataiban a testtömegek átlagértékét Nyugat-Lengyelországban szignifikánsan kisebbnek találta (mintegy 1kg-al), mint az ország keleti részéből származó mintáknál.

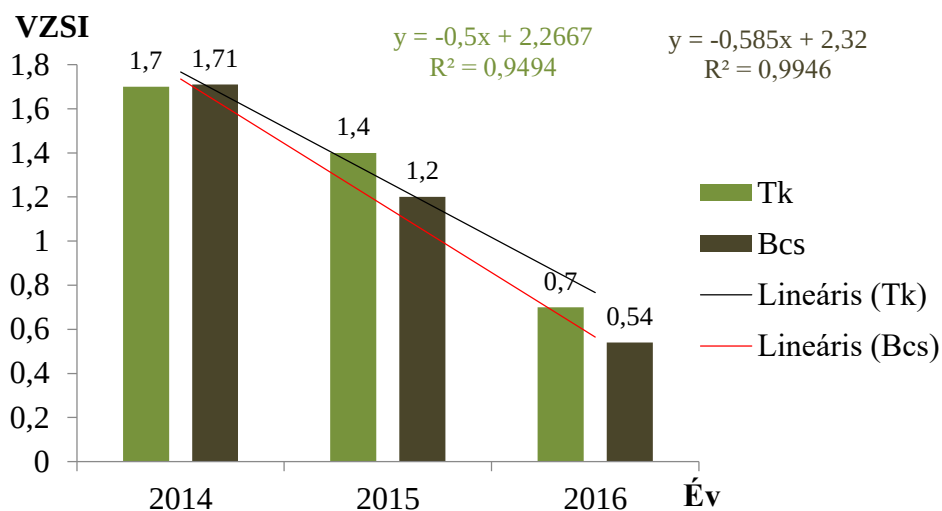
4.2.1.2. Vesezsír-index

A hímek vesezsír-index értékei a három év között Békéscsabán erősebb lineáris kapcsolatot mutattak [$R^2 = 0,9631$], mint Túrkevéen [$R^2 = 0,9231$] (18. ábra). Mindkét esetben negatív meredekséggel. Mindkét területen a hím példányok kondíciója romlott a három év alatt. A nőstények vesezsír-indexei a három évben mindkét területen a hímekéhez hasonlóan közel lineáris függvény jellegű kapcsolattal írható le [Békéscsaba $R^2 = 0,9946$ és Túrkeve $R^2 = 0,9494$]. A kondíciógyengülés itt is szembetűnő a hímek vesezsír-index csökkenéséhez képest valamelyest kisebb mértékben, amelyet a negatív meredekségű trendvonal jól szemléltet (19. ábra).



18. ábra: A hímek VZSI-nek alakulása területenként és évenként

Az összes egyed vesezsír-indexét évenként és területenként átlagolva 2014-ben mindkét területen az egyedek jó, 2015-ben közepes és 2016-ban gyenge kondícióban voltak. A területek mezei nyúl állományainak nemenkénti vesezsír-index átlaga egyik vizsgálati évben sem tért el egymástól egyik nemnél sem (25. táblázat), így az összesített variabilitás a VZSI változóra a két területen a három év alatt 0,00% [0/6] volt.



19. ábra: A nőtények VZSI-nek alakulása területenként és évenként

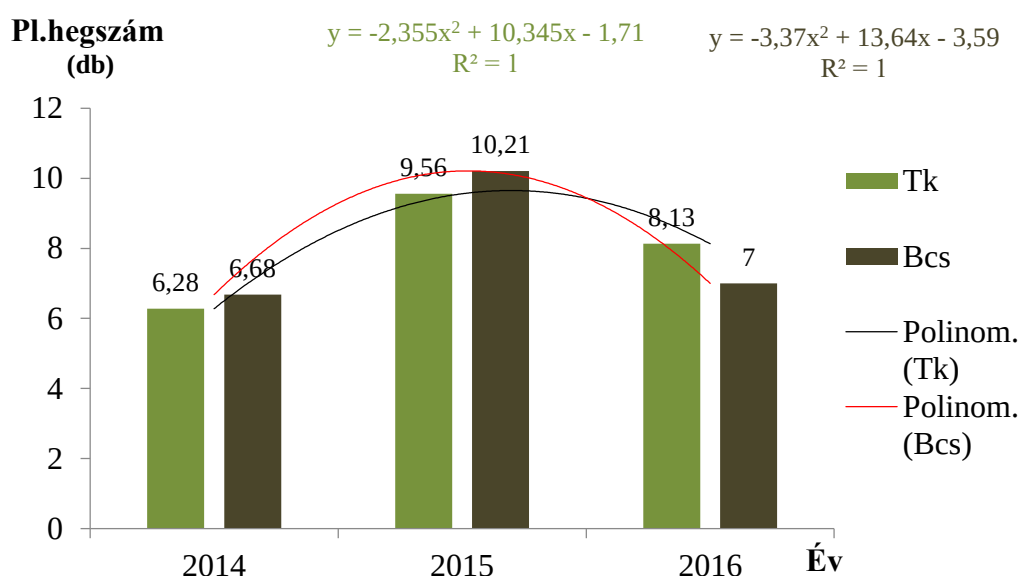
25. táblázat:

A VZSI területek közötti különbségeinek szignifikancia szintjei

			Békéscsaba					
			2014		2015		2016	
			♂	♀	♂	♀	♂	♀
Túrkeve	2014	♂	p=0,876	-	-	-	-	-
		♀	-	p=0,716	-	-	-	-
	2015	♂	-	-	p=0,529	-	-	-
		♀	-	-	-	p=0,105	-	-
	2016	♂	-	-	-	-	p=0,550	-
		♀	-	-	-	-	-	p=0,214

4.2.1.3. Placentahegszám

A termékeny nőtények placentaheg-szám változóinál mindkét területen a három egymást követő évben függvényyszerű polinomiális kapcsolatot tapasztaltam [$R^2 = 1$] (20. ábra). Ahogyan a grafikonból látható az azonos évek oszlopdiagramjai területenként nagyon hasonló képet mutatnak, amely arra enged következtetni, hogy a vizsgált változók azonos években a területek között nem térnek el annyira, mint az egyes területen belül az évek között. A termékeny nőtények placentahegszámának átlaga 2015-ben volt a legmagasabb mindkét területen.



20. ábra: A placentahegszám alakulása területenként és évenként

A területek termékeny nőtény egyedeinek placentahegszám átlaga egyik vizsgálati évben sem tért el egymástól szignifikánsan (26. táblázat), így az összesített variabilitás a placentahegszám változóra a két területen a három év alatt 0,00% [0/3] volt. SCHAI-BAUN et al. (2020) Alsó-Ausztriában nem talált sem az évek között, sem a területek között eltérést az adult nőtények szaporulatának mennyiségében.

26. táblázat:

A placentahegyszámok területek közötti különbségeinek szignifikancia szintjei

Év	Túrkeve	Placentahegyszám
		Békéscsaba
2014		p=0,583
2015		p=0,22
2016		p=0,921

4.2.2. Állományjellemzők**4.2.2.1. Koreloszlás**

A fejezetben az állományra jellemző főbb paramétereket évenként hasonlítom össze a területek között. Az eloszlások összehasonlítására χ^2 -négyzet próbát alkalmaztam. A területről származó minták koreloszlásait a 27. és 28. táblázatban mutatom be. A szemlencsetömeg alapján 2-3 éves és az ettől idősebb korú egyedeket a kis elemszám miatt összevonva elemeztem. A két területen élő állományok koreloszlása az összes egyedre nézve a vizsgálati időszakban nem tért el egymástól [$\chi^2=0,895$ és $p=0,639$ $df=2$]. A koreloszlásokat azonos évenként területenként elemezve egy évben (2014-ben) mutattam ki szignifikáns különbséget [$\chi^2=7,44$ és $p=0,024$ $df=2$]. A területek között 2015-ben [$\chi^2=2,145$ és $p=0,342$ $df=2$] és 2016-ban [$\chi^2=0,630$ és $p=0,730$ $df=2$] nem volt eltérés, annak ellenére, hogy 2016-ban mindkét területen nagymértékben lecsökkent az egy év alatti egyedek aránya a területen.

27. táblázat:

A túrkevei minták koreloszlása 2014-2016

Terület	Szl. (mg)*	Kor (év)	2014	%	2015	%	2016	%
1.	280>	1>	49	53,8	25	51,0	13	33,3
	281-340	1-2	26	28,6	22	44,9	21	53,9
	341-360<	2-3<	16	17,6	2	4,1	5	12,8
	Σ	-	91	100	49	100	39	100

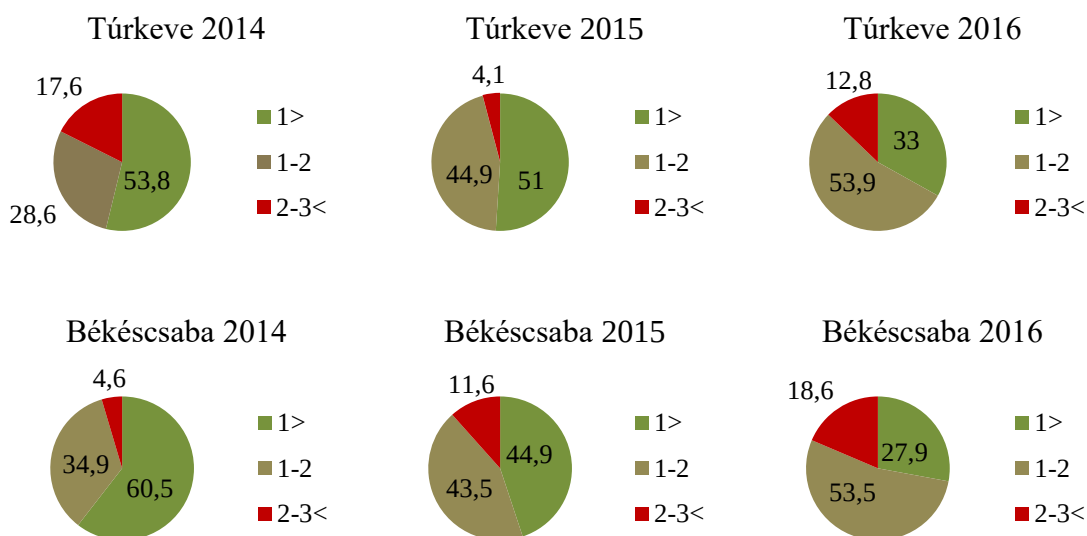
*Szl: szárított szemlencsetömeg

A békéscsabai minták koreloszlása 2014-2016

Terület	Szl. (mg)*	Kor (év)	2014	%	2015	%	2016	%
2.	280>	1>	52	60,5	31	44,9	12	27,9
	281-340	1-2	30	34,9	30	43,5	23	53,5
	341-360<	2-3<	4	4,6	8	11,6	8	18,6
	Σ	-	86	100	69	100	43	100

*Szl: szárított szemlencsetömeg

Megfigyelhető, hogy az azonos években a két terület korszerkezete hasonló képet mutat egymáshoz (21. ábra). Mindkét területen az őszi-téli állomány nagyobb részét az egy év alatti és az 1-2 éves korcsoport egyedei alkották, amely vadgazdálkodási szempontból kedvező. Ez a megállapítás igaz az évenkénti koreloszlást tekintve is, azaz mindhárom évben az állományok nagyobb része legfeljebb 1-2 éves példány volt. Az egy év alatti korosztály minimálisan 27,9%-ban, maximálisan pedig 60,5%-ban volt jelen egy területen egy adott évben. Az 1-2 éves korosztály legkevesebb 28,6%-ban, legnagyobb mértékben 53,9%-ban került terítékre.

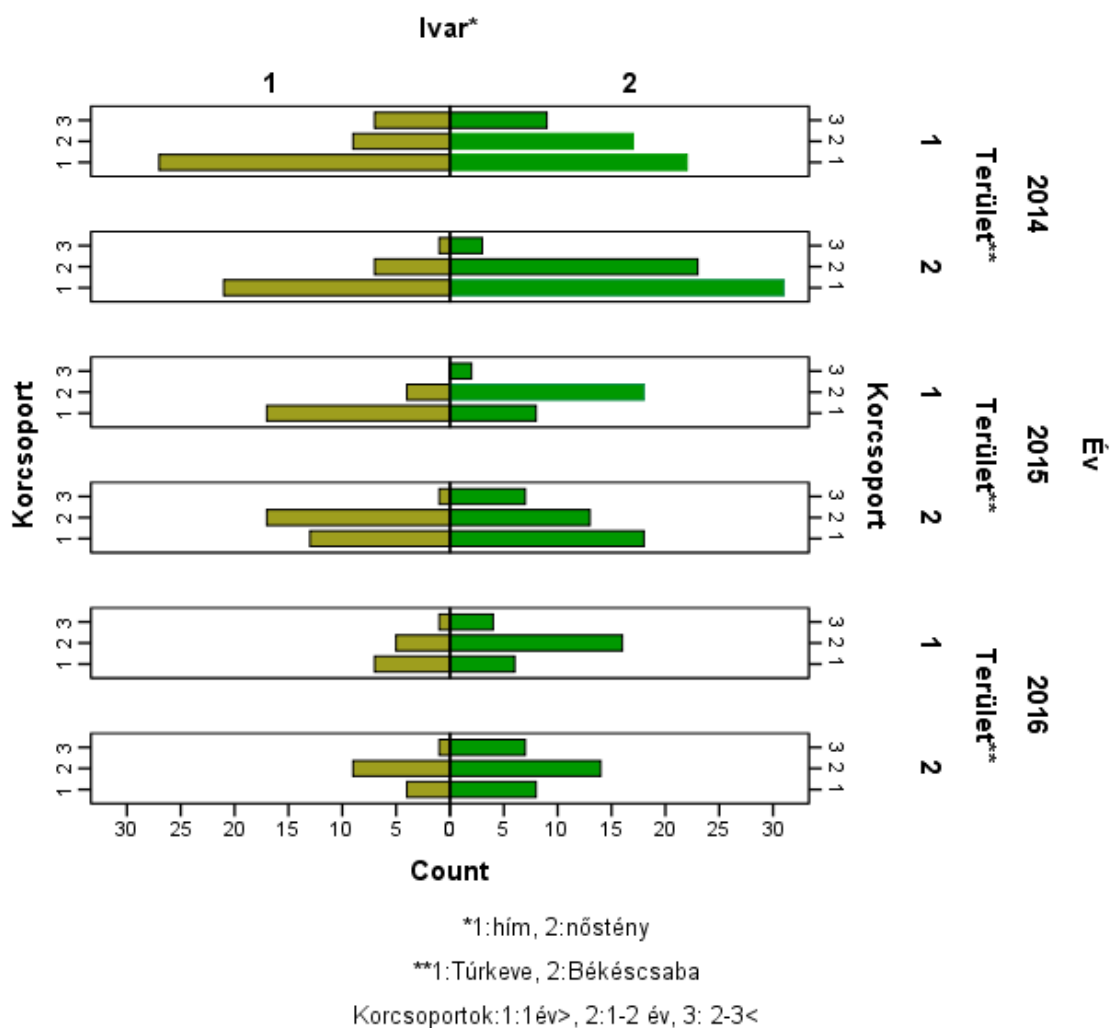


21. ábra: Az egyedek koreloszlása évenként (2014-2016) és területenként

Összesítve e két korcsoport legkevesebb 81,4%-ban (2016 Békéscsaba), legnagyobb mértékben 95,9%-ban (2015 Túrkeve) alkotta a terítéket. Az ettől idősebb korosztály legalább 4,1%-ban (2015 Túrkeve), legfeljebb 18,6%-ban került a mintákba

(2016 Békéscsaba). A három évre általánosan elmondható, hogy a vizsgált egyedek az egy év alatti és az egy két éves korcsoportból kerültek ki az esetek 88,6% -ban. A 2-3 év közötti, vagy e-feletti nyulak az összteríték 11,4%-át alkották.

A két terület mintáinak korszerkezetét nemenként és évenként vizsgálva megállapítható, hogy 2014-ben Túrkevéen az egy év alatti korcsoportban a hímek, Békéscsabán a nőstények voltak nagyobb arányban (22. ábra).



22. ábra: Az állományok korpiramisa nemenként és területenként

Az 1-2 éves egyedekből, mindkét területen a nőstények domináltak 2014-ben. A harmadik korcsoportba tartozó hím és nőstény egyedek Túrkevéen közel azonos arányban voltak jelen, míg Békéscsabán egyértelműen a nőstények aránya volt a magasabb 2014-ben. A második vizsgálati évben a legfiatalabb korcsoportból Túrkevéen a hímek,

Békéscsabán a nőtények nagyobb arányát tapasztaltam. Az 1-2 éves korcsoportban 2015-ben Békéscsabán a hímek nagyobb arány figyelhető meg, de a különbség nem olyan látványos, mint Túrkevén, ahol a nőtények nagyobb aránya látható. A legidősebb korcsoportból a hímek Békéscsabán elenyésző arányban, Túrkevén egyáltalán nem kerültek terítékre 2015-ben. Az utolsó vizsgálati évben mindkét területen és mindhárom korcsoportban jelentősen csökkent a minták elemszáma, ezt a korpiramis szűkebb alakja is jól szemlélteti. Mindkét területen az 1-2 éves egyedek nőtény egyedei domináltak a mintákban 2016-ban. Az utolsó vizsgálati évben Túrkevén és Békéscsabán is minden korcsoportban a nőtények nagyobb aránya figyelhető meg. Ez alól kivétel csak a túrkevei 1-es (legfiatalabb) korcsoport, ahol közel azonos volt a hímek és nőtények aránya. A korpiramisból leolvasható, hogy területenként és nemenként hasonló a korszerkezet 2014-ben és 2016-ban. A 2015-ös évben azonban a különbség a szembetűnő. Megállapítható, hogy az állományok alapját az 1 év alatti és az 1-2 éves egyedek adják. Összességében a nőtények (néhány kivételtől eltekintve) mindkét területen, nagyobb arányban alkották a terítéket, mind a hímek. BEUKOVIĆ et al. (2017 b) az őszi állomány korszerkezetét, kvázi a populáció potenciális növekedésének indikátorát a hasznosítás szempontjából kiemelkedően fontosnak tartja. Vajdasági vizsgálataiban a terítéken a fiatal egyedek 41-50%-ban fordultak elő, amely gyengének minősíthető. BEUKOVIĆ et al. (2013 b) Szerbiában a fiatal egyedek arányát az őszi populációban 40%-ig nagyon gyengének, 41-50%-ig gyengének, 51-57%-ig jónak, 58-63%-ig nagyon jónak és ezen érték felett kiválónak minősíti. FLIS és RATAJ (2019 a) lengyelországi vizsgálataiban a fiatal-idős arány a hímeknél 1:0,46 a nőtényeknél 1:0,76 volt. Pepin (1987 a) a fiatal-idős arányt 1,24-2,44 között írta le egy erősen hasznosított franciaországi területen, ahol az április előtt született egyedek példányszáma minden esetben alacsony volt.

4.2.2.2. Ivararány és vemhesülési arány

A három évet összesítve a χ^2 -próba eredménye alapján nincs statisztikai eltérés a területek közötti ivarányokban [$\chi^2=1,336$ és $p=0,248$ $df=1$]. Évenként összehasonlítva a két terület mintáinak ivarányát egyik évben sem tapasztaltam jelentős eltérést a területek közötti ivarányokban. Az első vizsgálati évben látszólag a békéscsabai nőtények aránya nagyobb volt a hímekétől, amelyet a χ^2 -próba eredménye nem igazolt [$\chi^2=3,578$ és $p=0,059$ $df=1$], bár a p-érték közel állt a szignifikáns

differentiációhoz. Az ivararányok a további két évben 2015-ben [$\chi^2=0,05$ és $p=0,823$ $df=1$] és 2016-ban sem tértek el egymástól [$\chi^2=0,06$ és $p=0,941$ $df=1$]. Összességében mindkét területen az ivararány, mint változó három év alatti változékonysága 0,00% [0/3] volt (29. táblázat).

A területek közötti vemhesülési arányok a három évben nem tértek el egymástól sem összességében [$\chi^2= 3,265$ és $p=0,353$ $df=3$] sem évenként összehasonlítva. A két utolsó évben a nagyobb zavarásnak kitett békéscsabai területen látszólag magasabb volt a vemhesülési arány, amelyet statisztikailag próbák nem igazoltak sem 2015-ben [$\chi^2=1,138$ és $p=0,286$ $df=1$], sem 2016-ban [$\chi^2=0,753$ és $p=0,386$ $df=1$]. Összességében tehát, mindkét területen a vemhesülési arány, mint változó három év alatti változékonysága 0,00% [0/3] volt (29. táblázat). A három év során, a területeken az ivararány nőtt (különösen Túrkevéen), míg ezzel egyidejűleg a vemhesülési arány mindkét területen csökkent. FLIS és RATAJ (2019 a) lengyelországi vizsgálataiban a ivararány mindkét korcsoportnál a nőtények nagyobb arányát mutatta. A fiatal egyedeknél 1:1,29, míg az isőseknél 1:2,06. PIELOWSKI (1969) Lengyelországban közel ötvenezer mezei nyúl adataiból az 1:1,057 ivararányt közölt. POPOVIĆ et al. (2008) Horvátországban a vizsgálataiban 1:05621 ivararányt tapasztalt. GÁL (2006) a kifejlett nőtények méheinek 64,9%-ában, a fiatal nőtények esetében 37,5%-ban talált placentahegeket. HANSEN (1992) által vizsgált nőtény példányok Dániában 13,6-21,4%-ban nem mutattak vemhességet.

29. táblázat:

Az állományjellemzők évenkénti összehasonlítása területenként

Év	Ivararány 1:		Vemhesülési arány	
	1*	2**	1*	2**
2014	1,11	2,00	0,81	0,84
2015	1,33	1,22	0,64	0,76
2016	2,00	2,00	0,58	0,69

1*=Túrkeve, 2**=Békéscsaba

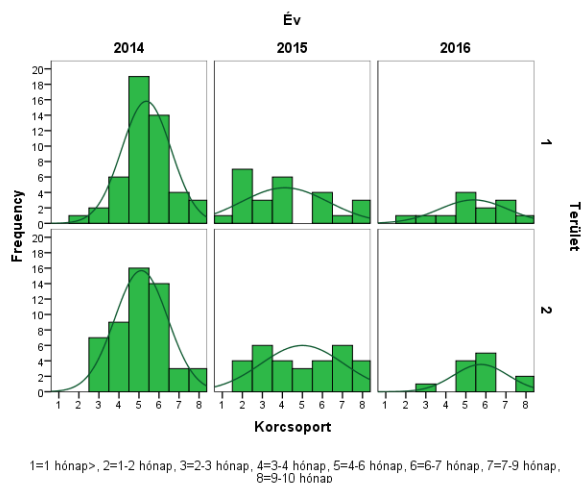
4.3. A vizsgálatba vont két terület mezei nyúl állományainak demográfiai vizsgálata

Ebben a fejezetben a két területen élő állományok születési idejét és korszpecifikus túlélési mintázatát vizsgálom. A szemlencsetömegek alapján a próbavadászat

időpontjához viszonyítva megbecsültem az egy év alatti egyedek születési idejét. Elemzem, hogy az egyes vizsgálati évek születési és túlélési mintázatában van-e különbség a területeken belül az évek között és a területek között az adott évben. Úgy gondolom az egyes években sikerült elegendő mintát gyűjtenem az egyes években területenként, így a statisztikai vizsgálatok elvégezhetők.

4.3.1. Születés ideje

Az egy év alatti korosztályból a legtöbb egyed 2014-ben mindkét területen a 4-6 hónapos és a 6-7 hónapos korcsoportból került ki. A 2015-ös évben az 1-2 és a 3-4 hónapos egyedek alkották a minták jelentős részét. Az utolsó évben a 4-6 és a 7-9 hónapos egyedek voltak a meghatározó korcsoportalkotók. A 23. ábrán lévő hisztogramokat vizsgálva látható, hogy a hasonlóság azonos években a területek között nagyobb, mint az azonos területen a három év között.



23. ábra: Az egy év alatti mezei nyulak hisztogramjainak összehasonlítása

Túrkevéen az egy év alatti egyedek aránya 2014-ben volt a legnagyobb [53,8%] és 2016-ban a legkisebb [33,3%] (27. táblázat). A három év összes egy év alatti túrkevei példány 64,3%-át a 3-7 hónapos egyed adta (30. táblázat). A túrkevei próbavadászatok alapján az őszi állomány fiatal korcsoportját döntően az (március) április-július között született példányok alkották (31. táblázat). A július-szeptember között születettek 15,5%-ban a január-februárban születettek 15,6%-ban kerültek terítékre a próbavadászatok során.

30. táblázat:

A túrkevei egy év alatti egyedek kormegoszlása 2014-2016 között

Év	Kor (hónap)								Σ
	1>	1-2	2-3	3-4	4-6	6-7	7-9	9-10	
2014	0	1	2	6	19	14	4	3	49
%	0,0	2,0	4,1	12,2	38,8	28,6	8,2	6,1	100
2015	1	7	3	6	4	1	3	0	25
%	4,0	28,0	12,0	24,0	16,0	4,0	12,0	0,0	100
2016	0	1	1	1	4	2	3	1	13
%	0,0	7,7	7,7	7,7	30,8	15,4	23,0	7,7	100
2014-2016	1	9	6	13	23	20	8	7	87
2014-2016 %	1,2	10,4	6,9	14,9	26,4	23,0	9,2	8,0	100

31. táblázat:

A túrkevei egy év alatti egyedek kormegoszlása 2014-2016 között a próbavadászatok alapján

Év		Kor (hónap)								Σ
		1>	1-2	2-3	3-4	4-6	6-7	7-9	9-10	
2014	pld.	-	-	-	2	6	3	1	-	12
	%	-	-	-	16,7	50,0	25,0	8,3	-	100,0
2015	pld.	1	2	2	4	-	3	1	1	14
	%	7,1	14,3	14,3	28,7	-	21,4	7,1	7,1	100,0
2016	pld.	-	-	-	-	3	1	2	-	6
	%	-	-	-	-	50,0	16,7	33,3	-	100,0
2014-2016	pld.	1	2	2	6	9	7	4	1	32
	%	3,1	6,2	6,2	18,8	28,2	21,9	12,5	3,1	100,0
születési hónap		IX	VIII-IX	VII-VIII	VI-VII	IV-VI	III-IV	II-III	I-II	-

Békéscsabán az egy év alatti példányok aránya szintén 2014-ben volt a legmagasabb [60,5%] több, mint kétszerese az utolsó vizsgálati évének [27,9%] (28. táblázat). A minták 75%-át a 4-7 hónapos korú egyedek alkották 2014-ben (32. táblázat). A következő évben a minták legjelentősebb egy év alatti korcsoportalkotói a 2-3 és a 7-9 hónapos egyedek voltak [38,8%]. Az utolsó évben a minták 75%-a 4-7 hónapos példány volt. Összességében a három évben az összes egy év alatti békéscsabai egyed 62,1%-a 3-7 hónapos példány volt.

32. táblázat:

A békéscsabai egy év alatti egyedek kormegoszlása 2014-2016 között

Év	Kor (hónap)								Σ
	1>	1-2	2-3	3-4	4-6	6-7	7-9	9-	
2014	0	0	7	9	16	14	3	3	52
%	0,0	0,0	13,5	17,3	30,8	26,9	5,8	5,8	100
2015	0	4	6	4	3	4	6	4	31
%	0,0	12,9	19,4	12,9	9,7	12,9	19,4	12,9	100
2016	0	0	1	0	4	5	0	2	12
%	0,0	0,0	8,3	0,0	33,3	41,7	0,0	16,7	100
2014-2016	0	4	14	13	23	23	9	9	95
2014-2016 %	0,0	4,2	14,7	13,7	24,2	24,2	9,5	9,5	100

Az egy év alatti egyedek születési ideje a próbavadászatok adatai alapján (33. táblázat) március-augusztus közé tehető ugyanúgy, mint a túrkevei területen és a korcsoportos arány is nagyon hasonló a két területen a három év alatt. A békéscsabai próbavadászatok alapján az őszi állomány fiatal korcsoportját döntően [80,7%] az (március) április-augusztus között született példányok alkották. Az augusztus-szeptember között születettek nem voltak, a január-februárban születettek 19,3%-ban voltak jelen a próbaterítéken. STANKEVIČIŪTĖ et al. (2011) litvániai vizsgálatában, a november-januárban terítékre hozott egyedek 52%-a egy év alatti 8%-a két-három éves 18%-a 3-4 éves példány volt. A négy év feletti egyedek is relatíve nagy százalékban voltak a terítéken (22%). POPOVIĆ et al. (2015) Szerbiában azt tapasztalta, hogy a júliusi-augusztusi egyedek az őszi terítéken összesen 3,5%-ban voltak jelen két területen, a 3-6 hónapos egyedek 15,75-38,69%-ban, amelyből arra következtet, hogy a május-júniusi

szaporulatnak nincs döntő jelentősége a populáció nagyságára, ugyanakkor az őszi populáció nagyságát az első alomból származó (májusig megszületett egyedek) száma határozta meg legnagyobb mértékben. Az említett vizsgálatban az 1-2 éves egyedek csupán 4,35-6,60%-ban a 2-3 év feletti példányok 19,81-39,13%-ban alkották a terítéket. Az egyes korcsoportok terítéken való előfordulási arányának variációs koefficiense a 3 hónapos kor alatti egyedeknél a legnagyobb (102,45), valamint a 2-3 éves (42,00) és a 3 év feletti példányoknál (42,33). Mindezekből a szerzők arra következtetnek, hogy míg a legfiatalabb korcsoportnál az időjárás és a vegetáció befolyásolja legjobban a terítéken való arányt, az utóbbi két korcsoportnál az említetteken kívül az adott évi hasznosítási százalék a legjelentősebb ható tényező. SHAI-BRAUN et al. (2020) vizsgálataiban az egy év alatti korcsoport 91%-át a március-augusztus között született egyedek alkották. BRAY et al. (2007) kutatásaiban a születés utáni szétszóródás idejét 4-6 hónapos korra teszi, ez az április és július között született utódoknál a hasznosítás idejével esik egybe. A diszperzió sebessége a kisebb sűrűségű vadászott területeken gyorsabb volt mindkét nem esetében. A hímek sűrűbben helyezkedtek el szétszóródás után, de a nőstények messzebbre jutottak.

33. táblázat:

A békéscsabai egy év alatti egyedek kormegoszlása 2014-2016 között a próbavadászatok alapján

Év		Kor (hónap)								Σ
		1>	1-2	2-3	3-4	4-6	6-7	7-9	9-10	
2014	pld.	-	-	3	3	4	2	-	1	13
	%	-	-	23,1	23,1	30,8	15,3	-	7,7	100,0
2015	pld.	-	-	3	1	1	1	1	2	9
	%	-	-	33,3	11,1	11,1	11,1	11,1	22,3	100,0
2016	pld.	-	-	-	-	3	4	-	2	9
	%	-	-	-	-	33,3	44,4	-	22,3	100,0
2014-2016	pld.	-	-	6	4	8	7	1	5	31
	%	-	-	19,3	12,9	25,8	22,7	3,2	16,1	100,0
születési hónap		IX	VIII-IX	VII-VIII	VI-VII	IV-VI	III-IV	II-III	I-II	-

SHAI-BRAUN et al. (2020) vizsgálataiban az egy év alatti egyedek 22,6-64,4%-ban fordultak elő a terítéken. BROEKHUIZEN (1979) hollandiai kutatásában a fiatalok aránya 62%-volt. RISTIĆ et al. (2016) Vajdaságban 1967-2011 között a fiatalok arányát a terítéken 38-70,3% között (átlagban 58,4%) tapasztalta. Azon területeken, ahol a fiatalok aránya nem éri el az 50%-ot a terítéken javasolja a kilőhető mennyiség csökkentését. Vizsgálataiban a fiatalok terítéken lévő aránya függvényében határozza meg az éves növekedési rátát a tavaszi populációhoz képest, így az említett 50%-alatt a növekedési ráta legfeljebb 40%-os a tavaszi populáció létszámához képest.

4.3.2. Túlélési mintázat

Ebben a részben az egyes korcsoportok évek közötti korszpecifikus túlélési valószínűségét vizsgálom a két terület között, valamint az egyes területeken belül összességében és ivaronként külön-külön is. Az elvégzett vizsgálatok elemzési szempontrendszerét a 34. táblázatban foglaltam össze. Az évenkénti és területenkénti elegendő mintaszám miatt a mintákat két korcsoportba soroltam: az 1 év alatti és az 1-2 éves vagy ettől idősebb egyedek csoportjába. A három év korcsoportonkénti túlélési arányai évenként és területenként összehasonlítva mindhárom évben megegyeztek (34. táblázat). Az adatokat területenként külön vizsgálva Túrkevéen a három évben a két korcsoport túlélési aránya nem tért el egymástól, Békéscsabán pedig a két korcsoport egyedeinek túlélési valószínűsége eltérést mutatott. Az egyes területeket évenként értékelve megállapítható, hogy Túrkevéen az 1 év alatti példányok 2014 ősze és 2015 ősze közötti túlélési valószínűsége [$\Phi=51$] volt. Az idősebb korcsoportba tartozó egyedek túlélési aránya magasabb [$\Phi=73$] volt. A következő idényben 2015-2016 között a túrkevei területen mind az 1 év alatti egyedek túlélése [$\Phi=52$], mind az idős példányoké magasabb volt [$\Phi=95$] az előző időszakhoz képest (35. táblázat). A túlélési arányok Békéscsabán 2014-2015 között az 1 év alatti példányoknál magasabbak voltak, mint Túrkevéen [$\Phi=59$] (36. táblázat). A második korcsoport egyedei az arányok alapján gyakorlatilag teljes mértékben megélték a következő vadászidényt [$\Phi=113$]. Békéscsabán a túlélési arányok 2015-2016-ban mindkét korcsoportnál gyengébbek voltak az előző évihez képest, és a másik területhez képest is. A túlélési valószínűség a fiatal korosztálynál [$\Phi=39$], az idős példányoknál [$\Phi=71$] volt. MEREGGI és VERRI (1990)

Észak-Olaszországban megfigyelte, hogy a populáció egyedsűrűségének csökkenése nyár végén kezdődik és tél végéig tart. SCHMIDT et al. (2004) leírja, hogy Dániában az elmúlt 45 évben a mezőgazdasági tájhasználat változásai negatívan befolyásolták a populációs trendet, ugyanakkor az enyhe telek kedvező hatással voltak az egyedszám növekedésére. REITZ és LÉONARD Franciaországban (1994) intenzíven művelt mezőgazdasági területen az egyedek otthontérületét 100ha-ban írta le. Az egyedek mozgáskörzetét a vadászatok és termény-betakarítások jelentősen nem befolyásolták. A nappali pihenőhely és az éjszakai táplálkozóhely között a hímek nagyobb utat tettek meg a nőstényeknél.

SHAI-BRAUN et al. (2020) kutatásában az újszülött egyedek túlélési rátája magasabb volt azokon a mintaterületeken, ahol az ugarterület nagyobb arányú volt a területen. BROEKHUIZEN (1979) kifejtett egyedek túlélési rátáját Hollandiában jelölt nyulak által $\Phi=0,35$ körüli értékre becsüli. A túlélési rátából LACK (1954) cit. BROEKHUIZEN (1979) által alkalmazott képlettel az adult mezei nyulak várható élettartamát $1,04$ évre becsüli. Várható élettartam $= (2-m)/2m$, ahol m =mortalitási ráta $(1-\Phi)$. Vizsgálatában megállapítja, hogy hosszú távon a stabil populációkban az idős egyedek elhullási aránya megegyezik az évenként szaporodóképes korba lépő fiatal egyedek számával.

MARBOUTIN és HANSEN (1998) vizsgálataiban nem talált különbséget az idős egyedek éves túlélési rátájában (Φ), ugyanakkor kiemeli, hogy a hímek túlélési aránya valamivel jobb ($\Phi=0,55$) volt, mint a nőstényeké ($\Phi=0,50$) a vizsgált évtizedben. A fiatal egyedek túlélése a tél keménységétől, az egyedek nemétől, de legfőképpen a testtömegétől függött. A 3 kg feletti fiatal hím egyedek túlélése ($\Phi=0,40-0,68$), az ez alattiak fiatal hímeiké ($\Phi=0,20-0,44$) volt. A 3 kg feletti fiatal nőstények túlélése gyengébb volt ($\Phi=0,31-0,52$) a fiatal hímekéhez képest, az ez alatti fiatal nőstényeké ($\Phi=0,22-0,40$) volt. HUŠEK et al. (2015) szerint a hímek éves túlélési rátája gyengébb a nőstényekétől és a predációs kockázat lehet az élőhely specifikus ivararány kialakulásának az oka a monometrikus fajok, mint a mezei nyúl esetében. MARBOUTIN és PEROUX (1995) vizsgálataiban a fiatal hímek túlélési rátája nagyobb volt ($\Phi=0,471$), mint a fiatal nőstényeké ($\Phi=0,237$). Az adult példányok túlélési rátája magasabb volt a fiatal példányokétól nemtől függetlenül ($\Phi=0,507$).

34. táblázat:

A vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)

Vizsgálat	Év	Chi ² -érték	p-érték	df
A korcsoportok túlélése a két terület között azonos években	2014	0,007	0,935	1
	2015	0,425	0,514	
	2016	0,262	0,609	
A korcsoportok túlélésének összehasonlítása Túrkevéen	2014-2016	5,460	0,065	2
A korcsoportok túlélésének összehasonlítása Békéscsabán	2014-2016	10,042	0,007*	
A két ivar túlélésének összehasonlítása	2014-2016	356,104	0,000***	4
A korcsoportok túlélésének összehasonlítása (♂)	2014-2016	7,085	0,029*	2
A korcsoportok túlélésének összehasonlítása (♀)		8,046	0,018*	
A két ivar túlélésének összehasonlítása Túrkevéen	2014-2016	15,677	0,000***	1
A két ivar túlélésének összehasonlítása Békéscsabán		0,136	0,712	
A két korcsoport túlélésének összehasonlítása, Túrkeve (♂)		1,955	0,376	2
A két korcsoport túlélésének összehasonlítása, Túrkeve (♀)		5,567	0,062	
A két korcsoport túlélésének összehasonlítása, Békéscsaba (♂)		9,537	0,008*	
A két korcsoport túlélésének összehasonlítása, Békéscsaba (♀)		3,586	0,166	1
A korcsoportok túlélése a területek között (♂)		5,522	0,019*	
A korcsoportok túlélése a területek között (♀)		1,836	0,175	

A 35. és a 36. táblázatokból látható, hogy a korszpecifikus túlélési mintázat hasonló a két területen az azonos években, ugyanakkor az évek között jelentős különbségek figyelhetők meg az egyes területeken belül. A két terület korcsoportjainak túlélési mintázatát azonos években összehasonlítva megállapítható, hogy az egy év feletti korcsoport túlélése nagyobb kiegyenlítettseget mutat.

35. táblázat:

A korszpecifikus túlélési valószínűség Túrkevén, 2014-2016

Túrkeve						
	2014-2015 között			2015-2016 között		
Korcsoport	n_x	n_{x+1}	l_x	n_x	n_{x+1}	l_x
1 év alatt	49	25	0,51	25	13	0,52
1-2 éves<	30	22	0,73	22	21	0,95

Ahol: n =év, l_x = korszpecifikus túlélési valószínűség, $l_x = n_{x+1}/n_x$

36. táblázat:

A korszpecifikus túlélési valószínűség Békéscsabán, 2014-2016

Békéscsaba						
	2014-2015 között			2015-2016 között		
Korcsoport	n_x	n_{x+1}	l_x	n_x	n_{x+1}	l_x
1 év alatt	52	31	0,59	31	12	0,39
1-2 éves<	31	35	1,13	35	25	0,71

Ahol: n =év, l_x = korszpecifikus túlélési valószínűség, $l_x = n_{x+1}/n_x$

A túlélési arányok azonos nemenkénti és évek közötti további elemzésére egytényezős varianciaanalízist alkalmaztam. A hímeknél a varianciák nem homogének [$F=3,649$ $p=0,029$ $df=2$], az ANOVA táblázat alapján a korcsoportonkénti túlélési arányok kiegyenlítettebbek. Az elvégzett Tamhane-teszt alapján a hímek korcsoportonkénti túlélése a 2014-2016-os évek között, volt a legközelebb a szignifikáns differenciához [SE 0,115 $p=0,051$]. A szórások a nőstényeknél sem egyeztek meg [$F=4,127$ $p=0,018$ $df=2$], a Tamhane-teszt alapján a 2014-2016-os év között a korcsoportonkénti túlélési arányok eltértek egymástól [SE 0,085 $p=0,014$]. Megállapítható, hogy a korszpecifikus túlélési valószínűség a vizsgált időszakban és vizsgálati területeken kismértékben összefüggésbe hozható az egyedek nemével és

korcsoportjával. Összességében kis mértékben ugyan, de a hímek esetében a túlélési mintázat kiegyenlítettebbnek tekinthető a három év során.

A nemek korszpecifikus túlélési valószínűségét összehasonlítva megállapítható, hogy Túrkevéen a teljes vizsgálati időszakra elvégzett statisztikai próba alapján az összes hím és összes nőstény közötti túlélési valószínűsége eltért egymástól, a békéscsabai területen a vizsgálat a nemek közötti eltérő korszpecifikus túlélési arányokat nem igazolta (34. táblázat). A korszpecifikus túlélési valószínűséget területenként és ivaronként vizsgálva megállapítható, hogy Túrkevéen sem a hímek, sem a nőstények esetében nincs eltérés a korcsoportok közötti túlélési arányokban az adott ivaron belül (34., 37. és 38. táblázat).

37. táblázat:

A túrkevei hímek korszpecifikus túlélési valószínűsége 2014-2016

Túrkeve						
Hím	2014-2015 között			2015-2016 között		
Korcsoport	n_x	n_{x+1}	l_x	n_x	n_{x+1}	l_x
1 év alatt	27	17	0,63	17	7	0,41
1-2 éves	11	4	0,36	4	5	1,25

38. táblázat:

A túrkevei nőstények korszpecifikus túlélési valószínűsége 2014-2016

Túrkeve						
Nőstény	2014-2015 között			2015-2016 között		
Korcsoport	n_x	n_{x+1}	l_x	n_x	n_{x+1}	l_x
1 év alatt	22	8	0,36	8	6	0,75
1-2 éves	19	18	0,94	18	16	0,88

Békéscsabán a hímek korcsoportonként túlélési mintázata eltérést mutatott (34. táblázat). A nőstények korcsoportonkénti túlélési mintázata a három év során nem tért el (39. és 40. táblázat). Az azonos nembeli korcsoportok túlélési valószínűségének összehasonlítása a két terület között a hímek esetében eltérést mutatott, míg a nőstényeknél megegyezett (34. táblázat). Véleményem szerint a túlélési valószínűséget matematikailag csak 0-1 között van értelme értelmezni, azonban vizsgálataimban előfordult, hogy a Φ -értéke néhányszor 1-nél nagyobb értéket vett fel (pl. 39. táblázat

[$\Phi=2,57$]). Mindezekből vadászatok korszerkezet-átalakító hatására, vagy bizonyos korcsoportok szignifikánsan nagyobb mortalitására következtek a mintavétel idején.

39. táblázat:

A békéscsabai hímek korszpecifikus túlélési valószínűsége 2014-2016

Békéscsaba						
Hím	2014-2015 között			2015-2016 között		
Korcsoport	n_x	n_{x+1}	l_x	n_x	n_{x+1}	l_x
1 év alatt	21	13	0,62	13	4	0,31
1-2 éves	7	18	2,57	18	9	0,50

40. táblázat:

A békéscsabai nőstények korszpecifikus túlélési valószínűsége 2014-2016

Békéscsaba						
Nőstény	2014-2015 között			2015-2016 között		
Korcsoport	n_x	n_{x+1}	l_x	n_x	n_{x+1}	l_x
1 év alatt	31	18	0,58	18	8	0,44
1-2 éves	24	17	0,71	17	16	0,94

VOIGT és SIEBERT (2020) rádióadóval jelölt mezei nyulainak túlélési rátája az első hónap után 0,35 volt. Az elhullások fele az első 13 napban történt. A szerzőpár a nemek és az évszakok közötti túlélési rátákban nem tapasztalt szignifikáns különbséget. KARP és GEHR (2020) svájci felmérésében az első hónapban a fiatal példányok túlélési valószínűsége csupán ($\Phi=18$) volt. A csapadék mennyisége a fiatal egyedek túlélésével negatívan korrelált, azonban a szegélyhatású élőhely a túlélést pozitívan befolyásolta. PEPIN (1989) franciaországi vizsgálataiban a fiatal egyedek becsült túlélési rátája az évtől és a területtől függően ($\Phi=0,25-0,50$) volt. Az eltérések okait a területek közötti különböző növénytermesztési módokban és a vadászat időzítésével magyarázza. Az erősen túlhasznosított, nagyüzemi gazdálkodású vadászterületen az idős egyedek túlélési rátája meglepően magas és stabil volt ($(\Phi=0,4\pm0,005)$ (PEPIN, 1987 a). CUKOR et al. (2018) Csehországban a nevelt mezei nyulak ($n=22$) túlélését vizsgálta a nyári szabadon engedést követően. Az elengedett példányok 82%-a hat hónapon belül elpusztult (41%-ban az első tíz napon belül). A mortalitási okok között a vörös rókák általi predáció (38,9%), betegségek (27,8%) és a gázolás (16,6%) volt a legnagyobb mértékű. A

tenyésztett mezei nyulak átlagos élettartama szabadon bocsátást követően 58-70,9 nap között alakult. BUTTERWORTH et al. (2017) a fiatalok túlélési arányát különböző szerzőket idézve minimálisan ($\Phi=0,14$) (WINCENT JENSEN, 2009), maximálisan ($\Phi=0,38$) (PEPIN, 1989) között írja le. Az adult egyedeknél a túlélési arányok magasabbak ($\Phi=0,36$) (BROEKHUIZEN, 1979 cit. WINCENT JENSEN, 2009) és ($\Phi=0,75$) (WASILEWSKI, 1991 cit. WINCENT JENSEN, 2009).

4.4. A vizsgált tulajdonságok kapcsolata

Tekintettel arra, hogy a vadállományok dinamikájában a nőivarnak van kiemelkedően meghatározó szerepe, így ebben a fejezetben a nőtényekre jellemző egyedi és állományadatokat vizsgálom. A területen belüli eltéréseket a 41. táblázatban foglaltam össze. Látható, hogy a területeken a két legváltozékonyabb tulajdonság a testtömeg és a vesezsír-index, legkevésbé változékony a vemhesülési arány. A placentahegszám Túrkevéen nem, Békéscsabán két évben változékonyságot mutatott. Ennek oka lehet, hogy az őszi állományokban a nőtények korösszetétele a békéscsabai területen minden évben nagyobb különbségeket mutatott, mint Túrkevéen.

41. táblázat:

Az egyedi és állományadatok területen belüli különbségeinek szignifikancia szintjei

(***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)

Terület	Évek	Ttg ♀	Vzsi ♀	Vemh. arány	Pl.heg.
Túrkeve	2014-2015	0,001*	0,096	0,124	0,371
	2014-2016	0,921	0,000***	0,045*	0,731
	2015-2016	0,027*	0,000***	0,627	0,334
Békéscsaba	2014-2015	0,000***	0,000***	0,363	0,033*
	2014-2016	0,154	0,000***	0,143	0,384
	2015-2016	0,000***	0,000***	0,509	0,017*
Változékonyság	S/N _s	4/6	5/6	1/6	2/6

A területek közötti eltéréseket a 42. táblázatban foglaltam össze. A két terület között azonos években az egyedi jellemzőkben csak 2014-ben a testtömegben volt

különbség. Az állományjellemzők a 2014-es és a 2015-ös év korösszetételének kivételével nem mutattak eltérést.

42. táblázat:

Az egyedi és állományadatok területek közötti szignifikanciavizsgálata

	Év	Ivar.ar* (1:)		Korösszetétel* ♀(r)		Ttg ♀	Vzsi ♀	Vemh. arány	Pl.heg. szám
		1	2	1	2				
	2014	1,11	2,00	0,85	1,23	0,000	0,716	0,722	0,583
	2015	1,33	1,22	0,40	0,90	0,052	0,105	0,303	0,220
	2016	2,00	2,00	0,30	0,38	0,432	0,214	0,395	0,921
Változékonyság	S/Ns	0/3		2/3		1/3	0/3	0/3	0/3

*1:Túrkeve, 2: Békéscsaba, $p < 0,05$, Ttg=testtömeg, Vzsi=Vesezsír-index, Vemh.ar.=vemhesülési arány, Pl.heg=placentahegyszám

A kapott statisztikai eredmények azt mutatják, hogy a különbségek jellemzően a területeken belül az egyes évek között (41. táblázat) és nem pedig a területek között az azonos években (42. táblázat) szignifikánsak, ezért a további vizsgálatok a két terület adatainak összevonásával az egyes évek között történnek.

4.4.1. Korcsoport-testtömeg

A területek adatait összevontan elemezve az testtömegek átlagának szórásai nem homogének, a testtömegekben eltérés tapasztalható az egyes évek között. A nőstények testtömegei a 2014-2015-ös évek között és a 2015-2016-os évek között tértek el egymástól (43. táblázat). Az egyes évek korcsoportonkénti testtömegeit összehasonlítva az 1 év alatti egyedeknél teljesült a csoporton belüli szórások feltétele az elvégzett statisztikai próba alapján a testtömegek mindhárom évben eltértek a korcsoportban.

Az 1-2 éves korcsoport testtömegei az előző korcsoporthoz képest nagyobb kiegyenlítettséget mutattak az egyes évek között. Eltérést a 2014-2015-ös évek között és a 2015-2016-os évek között tapasztaltam. A legidősebb korcsoportba tartozó példányok testtömegei statisztikailag nem tértek el az egyes évek között. Összességében

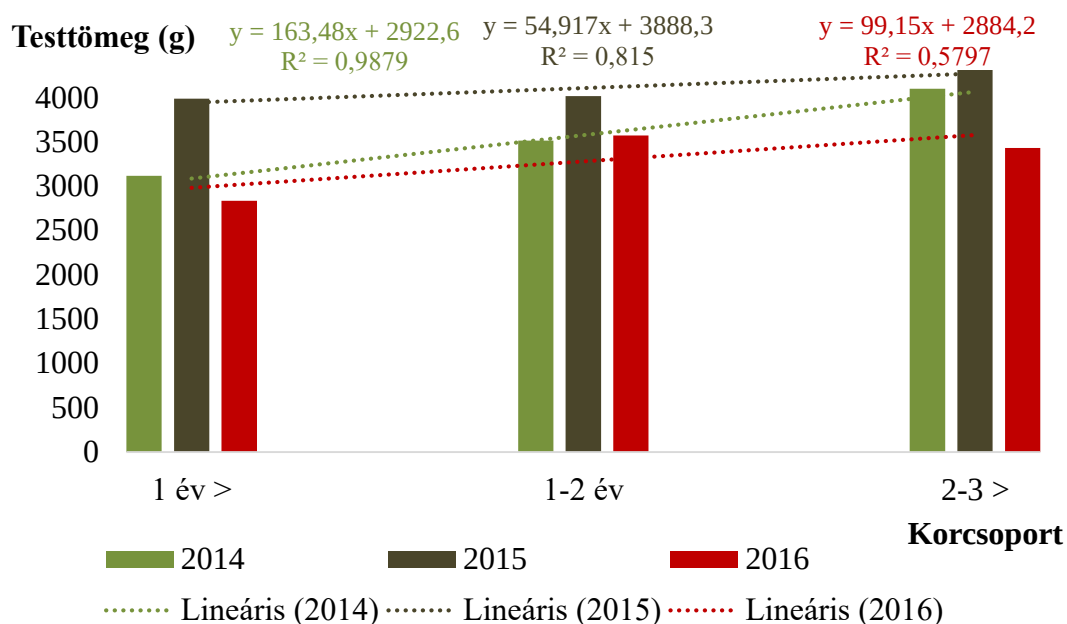
megállapítható, hogy a korcsoportos testtömegek évek közötti összehasonlítása a legfiatalabb korcsoportnál mutatta a legnagyobb, a legidősebb korcsoportnál a legkisebb különbségeket a három év során (24. ábra).

43. táblázat:

A testtömeg vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői

(***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)

Vizsgálat	Év	ANOVA		Post Hoc Test	
		F	p-érték	SE	p-érték
Testtömegek átlaga- év	2014	44,669	0,000***	2014-2015=71,008	0,000***
	2015	df=2		2015-2016=98,200	0,000***
	2016			2014-2016=86,768	0,585
Testtömegek átlaga-1 év alatti egyedeknél- év	2014	48,220	0,000***	2014-2015 =100,706	0,000***
	2015	df=2		2015-2016=139,426	0,000***
	2016			2014-2016=126,387	0,029*
Testtömegek átlaga- 1-2 éves – egyedeknél-év	2014	15,750	0,000***	2014-2015 =95,033	0,000***
	2015	df=2		2015-2016 =101,714	0,000***
	2016			2014-2016=95,921	0,538
Testtömegek átlaga- 2-3 éves egyedeknél- év	2014	1,825	0,179	2014-2015 =180,056	0,074
	2015	df=2		2015-2016 =183,530	0,166
	2016			2014-2016=170,446	0,670
Testtömegek átlaga- korcsoport	2014- 2016	19,279	0,000***	1 év> 1-2 év=76,663	0,000***
		df=2		1 év> 2-3 év=96,656	0,000***
				1-2- 2-3 <év=86,660	0,099



24. ábra: A testtömegek átlagértékeinek alakulása korcsoportonként

PIELOWSKI (1969) adatai alapján a testtömeg az első négy évben növekszik jelentősen. Vizsgálataiban az újszülött egyedek testtömegátlaga 107 g volt, a négyéves egyedeké 4390 g. Átlagosan a 80. napon érik el a 2000g-os és körülbelül a 140. napon a 3000g-os testtömeget. Következésképpen a nyáron született egyedek is három kg feletti testtömeggel indulhatnak a télnek. Kemény teleken az egy év alatti egyedeknél a testtömegveszteség 9,6%-a volt a testtömegnek, a 2-3 év feletti egyedeknél ez csupán 3,5%-ot tett ki (SZEDERJEI et al., 1959 cit. PIELOWSKI, 1969). POPOVIĆ et al. (2008) vizsgálataiban a fiatalok testtömegátlagát (3,64kg) szignifikánsan kisebbnek találta, az idős egyedekétől (4,17kg), mindkét korcsoportnál a hímek voltak a nagyobb testtömegűek.

Az összes nőstény testtömegeit korcsoportonként vizsgálva megállapítható, hogy az egy év alatti példányok testtömegének átlagértéke a legkisebb, a 2-3 év közötti vagy idősebb példányoké volt a legnagyobb a három év során. A legkisebb testtömegű 1 év alatti korcsoport egyedeinek testtömeg átlaga is meghaladta a 3000 grammot. A testtömegek átlagok a legfiatalabb korcsoportnál mutatták a legnagyobb változékonyságot (44. táblázat). Az összes nőstény egyed korcsoportonkénti testtömegei az elvégzett egytényezős varianciaanalízis alapján két esetben tértek el egymástól. Az 1 év alatti és az 1-2 éves egyedek között, valamint az 1 év alatti és a 2-3 év feletti korcsoport

között. Az 1-2 és a 2-3 év feletti korcsoport testtömegeinek átlagai között nem volt szignifikáns eltérés.

44. táblázat:

A nőtények testtömegének átlagértéke korcsoportonként

Korcsoport	Összes ♀		S%
	N	$\bar{x}^*$	
1 év>	93	3319	18,04
1-2 év	101	3686	12,26
2-3<	32	3874	10,81

*gramm

4.4.2. Korcsoport-vezezsír-index

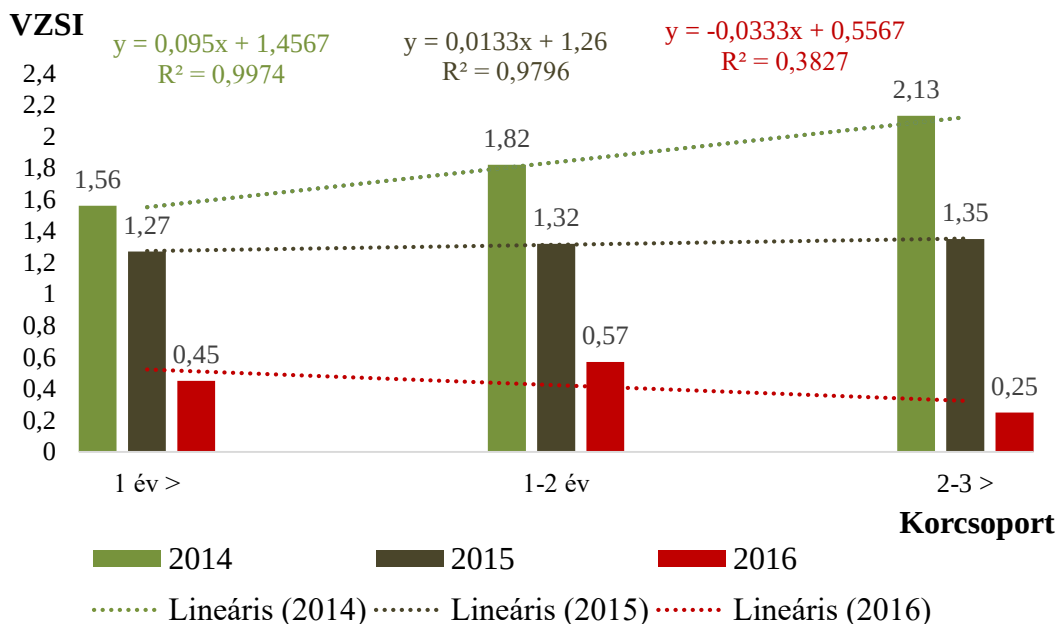
Az összes nőtény átlagos VZSI értékeinek varianciái nem homogének, így a vezezsír-indexekben eltérés tapasztalható az egyes évek között. Az egyedek vezezsír-indexei mindhárom évben eltértek egymástól (45. táblázat).

Az egyes évek korcsoportonkénti vezezsír-indexeit vizsgálva az 1 év alatti példányoknál nem teljesült a csoporton belüli szórások feltétele, az elvégzett Tamhane-teszt alapján mindhárom évben eltértek a vezezsír-index értékek a korcsoportban. Az 1-2 éves korcsoport vezezsír-indexei hasonlóan az 1 év alatti korcsoporthoz mindhárom évben különbözött egymástól. A legidősebb korcsoportba tartozó példányok vezezsír-indexei csak egy alkalommal tértek el az egyes évek között.

Összességében megállapítható, hogy a korcsoportos vezezsír-indexek az évek közötti összehasonlítása a legfiatalabb korcsoportnál mutatta a legnagyobb, a legidősebb korcsoportnál a legkisebb különbségeket (25. ábra).

A VZSI-vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői**(***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)**

Vizsgálat	Év	ANOVA		Post Hoc Test	
		F	p-érték	SE	p-érték
VZSI átlaga-év	2014	53,194	0,000***	2014-2015=0,096	0,000***
	2015	df=2		2015-2016=0,089	0,000***
	2016			2014-2016=0,096	0,000***
VZSI átlaga-1 év alatti egyedeknél-év	2014	22,676	0,000***	2014-2015 = 0,115	0,045*
	2015	df=2		2015-2016= 0,103	0,000***
	2016			2014-2016=0,117	0,000***
VZSI átlaga-1-2 éves –egyedeknél-év	2014	30,225	0,000***	2014-2015 =0,170	0,013*
	2015	df=2		2015-2016 = 0,137	0,000***
	2016			2014-2016=0,153	0,000***
VZSI átlaga-2-3 éves egyedeknél-év	2014	4,179	0,026*	2014-2015 =0,255	0,238
	2015	df=2		2015-2016 = 0,248	0,699
	2016			2014-2016=0,263	0,038*
VZSI átlaga- korcsoport	2014- 2016	0,012	0,988	1 év> 1-2 év=0,108	0,999
		df=2		1 év> 2-3 év=0,135	0,999
				1-2- 2-3 <év=0,143	1,00



25. ábra: Az VZSI átlagos értékeinek alakulása korcsopontonként és évenként

Vizsgálataimban az a korcsoportok közötti VZSI-értékekben nem volt jelentős eltérés. Az összes nőstény egyed közül a legjobb kondícióban a 1 év alatti korosztály egyedei voltak (46. táblázat), ez az érték közepes értékelésnek felel meg [1,31]. Az 1-2 és a 2-3 év feletti korosztály közepes [1,29] kondícióban volt. Az összes nőstény vesezsír-indexeit korcsopontonként összehasonlítva a Levene-teszt alapján nem teljesül a szórások egyezősége. Az elvégzett egytényezős varianciaanalízis Tamhane-tesztje alapján a vesezsír-indexek korcsopontonként összehasonlítva nem mutattak szignifikáns eltérést semelyik korcsoport között (45. táblázat). A vesezsír-index értékek az 1-2 éves korcsoportnál mutatták a legnagyobb változékonyságot a relatív szórások alapján.

46. táblázat:

A nőstények vesezsír-index értékének átlaga korcsopontonként

Korcsoport	Összes ♀		S%
	N	$\bar{x}$	
1 év>	93	1,31	50,38
1-2 év	101	1,29	65,11
2-3<	32	1,29	51,16

FLIS és RATAJ (2019 b) lengyelországi vizsgálataiban a fiatal hímeknek magasabb volt a VZSI értéke (3,5) a fiatal nőstényekhez képest (3,1), azonban az eltérés nem volt szignifikáns. Az idős korcsoportnál az idős hímek szignifikánsan gyengébb kondícióban voltak (3,7) az idős nőstényeknél (4,3). Az azonos neműek közül a két korcsoport között elvégzett VZSI összehasonlítások a fiatal és idős hímek között nem, a fiatal és idős nőstények között szignifikáns differenciát mutatott. Az említett vizsgálatokban a VZSI értékek magasabbak voltak, mint a vizsgálataimban, amely az egyedek kiváló kondícióját mutatta, bár a szerzők az általam korábban említett VZSI₂ képlettel határozták meg az egyedek kondícióját. BONINO és BUSTOS (1998) Patagóniában az idős korcsoportnál nem talált kapcsolatot a példányok testtömege és a VZSI-értéke között. A nőstényeknek magasabb VZSI-értékei voltak a hímekétől, mind a fiatal, mind az idős példányokat összehasonlítva. A legjobb kondícióban a kifejlett nőstények voltak. A szerzők megemlítik, hogy a szaporodóképes korú egyedeknél a VZSI-érték a hímeknél egy hónappal korábban (augusztusban) érte el a maximum értéket, mint a nőstényeknél. PEPIN (1987 b) szintén az idősebb korcsoportnál említi a magasabb VZSI-értékeket, és leírja, hogy az adult példányoknál a termékenységet nem mutató nőstények magasabb VZSI-értékekkel bírtak, mint a termékeny adult nőstények.

4.4.3. Korcsoport-vemhesülési arány

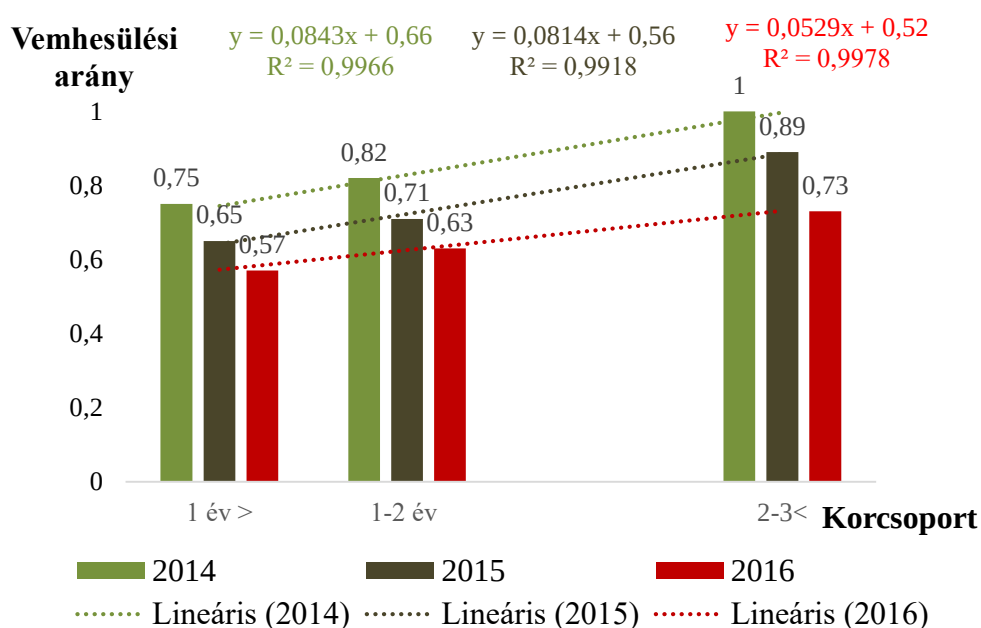
A vemhesülési arány-vizsgálatok szempontrendszerét a 47. táblázatban, a vemhesülési arányok alakulása korcsoportonként és évenként a 26. ábrán mutatom be. Az összes nőstény vemhesülési aránya az évek között eltérést mutatott [$\chi^2=7,495$ és $p=0,024$ $df=2$]. A területek adatait összevontan elemezve a Levene-teszt alapján a szórások nem homogének az elvégzett Tamhane-teszt alapján az évek közötti termékenységekben eltérés tapasztalható. Az elvégzett varianciaanalízis alapján a nőstények vemhesülési aránya a 2014-2016-os évek között tért el szignifikánsan. Az összes nőstény vemhesülési aránya a korcsoportok között meglepő módon nem mutatott különbséget [$\chi^2=3,581$ és $p=0,167$ $df=2$], bár látszólag a legidősebb korcsoport mutatta a legnagyobb vemhesülési arányokat mindkét területen (47. és 48. táblázat).

A vemhesülési arány-vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői**(***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)**

Vizsgálat	Év	ANOVA		Post Hoc Test	
		F	p-érték	SE	p-érték
Vemhesülési arány/év	2014	3,825	0,023*	2014-2015=0,067	0,249
	2015	df=2		2015-2016=0,086	0,764
	2016			2014-2016=0,075	0,039*
Vemhesülési arány (1 év> egyedeknél)/év	2014	1,277	0,284	2014-2015 = 0,112	0,669
	2015	df=2		2015-2016= 0,167	0,948
	2016			2014-2016=0,149	0,492
Vemhesülési arány (összes 1-2 éves)/év	2014	2,130	0,124	2014-2015 =0,101	0,457
	2015	df=2		2015-2016 = 0,122	0,899
	2016			2014-2016=0,107	0,148
Vemhesülési arány (összes 2-3 <év /év	2014	2,027	0,150	2014-2015 =0,111	0,721
	2015	df=2		2015-2016 = 0,179	0,761
	2016			2014-2016=0,141	0,225
Vemhesülési arány /korcsoport	2014-2016	1,795	0,168	1 év> 1-2 év=0,065	0,939
				1 év> 2-3 év=0,076	0,088
				1-2- 2-3 <év=0,074	0,202

Az összes nőstény vemhesülési aránya korcsoportonként

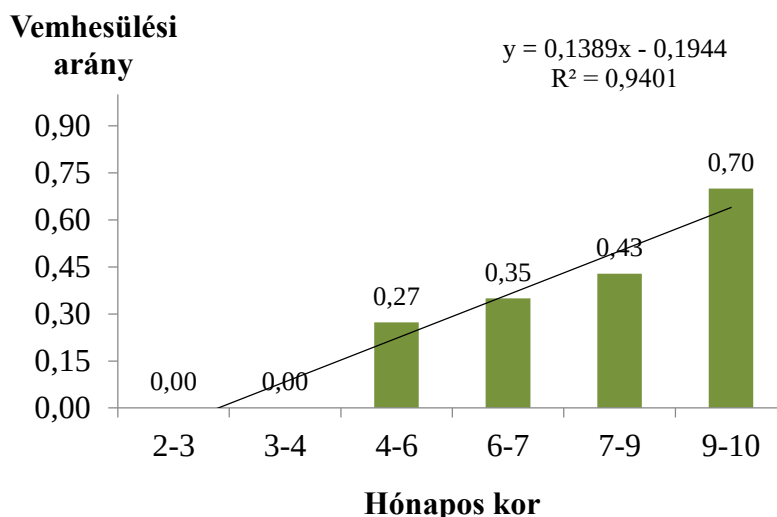
	2014			2015			2016			2014-2016
	N	Term	V _{ar.}	N	Term	V _{ar.}	N	Term	V _{ar.}	összesen
1 év>	53	40	0,75	26	17	0,65	14	8	0,57	0,70
1-2 év	40	33	0,82	31	22	0,71	30	19	0,63	0,73
2-3<	12	12	1,00	9	8	0,89	11	8	0,73	0,87
Σ	105	85	0,81	66	47	0,71	55	35	0,64	-



26. ábra: A vemhesülési arányok alakulása korcsoportonként és évenként

Az egyes évek közötti korcsoportonkénti termékenységet vizsgálva megállapítható, hogy az 1 év alatti egyedeknél nem teljesült a csoporton belüli szórások feltétele. Az elvégzett Tamhane-teszt alapján az egy év alatti példányok vemhesülési aránya egyik évben sem tért el egymástól. Az egy éves kor alatti egyedek korcsoporttól függően 30-70%-ban termékenységet mutattak (27. ábra). Az 1-2 éves korcsoport, valamint a legidősebb egyedek vemhesülése különbözött a három év során. JENNINGS et al. (2006) angliai vizsgálataiban a nagyobb egyedsűrűségű szántóföldi jellegű élőhelyen látszólag több fiatal nőstény szaporodott a téli időszakban, mint a füves élőhelyen, azonban a különbség nem volt szignifikáns. A fiatal nőstények 60%-a vemhesült télen. Tavasszal az adult nőstények 50%-a vemhes volt és 71%-a laktált.

Nyáron a vemhes egyedek 19%-ban, a laktálók 47%-ban kerültek a mintákba. Ősszel az idős nőtények 10%-a vemhes volt, 11%-a laktált, míg télen ezek az arányok jóval magasabbak voltak (61% vemhes, 32% laktáló). A két élőhely típusban nem volt eltérés a vemhesülési arányokban, azonban a füves jellegű élőhelyen a téli időszakban kisebb arányban laktáltak az idős nőtények.



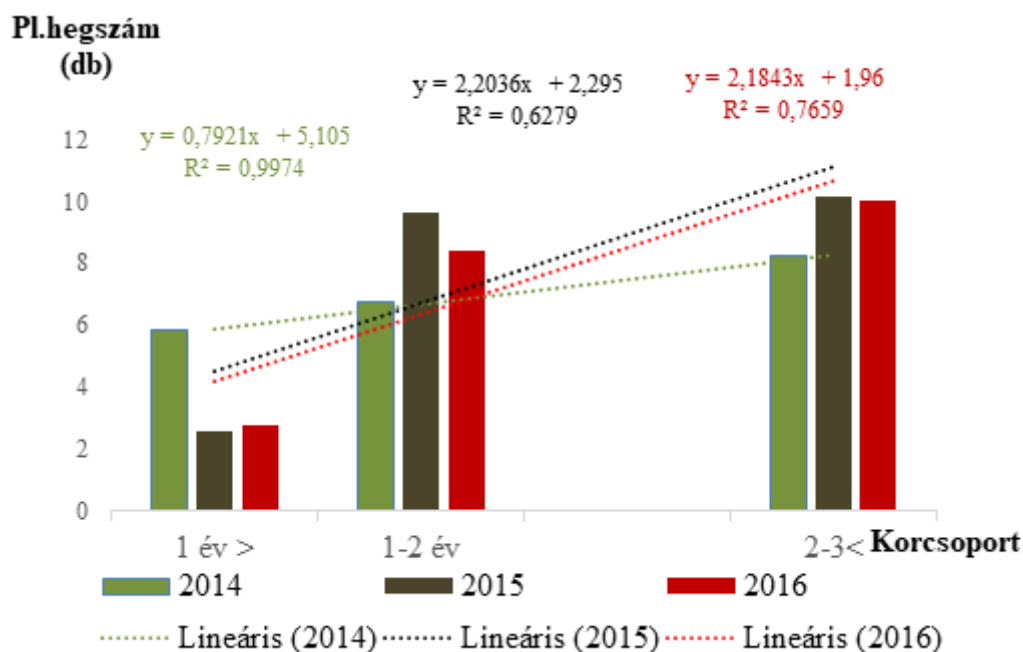
27. ábra: A vemhesülési arány alakulása az egy év alatti korcsoportban

SHAI-BRAUN et al. (2020) vizsgálataiban a március-augusztus között született példányok 1,7%-, az adult nőtény egyedek 94,35%-a vemhesült. HAERER et al. (2001) Svájcban a nőtények reprodukciós teljesítményét jónak találta március és június között a nőtények 74%-a vemhesült, az átlagos alomnagyság 2,5 példány volt anyánként, így a populációcsökkenést inkább a fiatalok gyenge túlélési arányával magyarázná, mintsem a nőtények gyenge vemhesülési arányával. MARBOUTIN et al. (2003) Franciaországban a fiatalok arányát 48-69% között említi a termékeny nőtényekre jutó utódszámot 12,2-15,0 példányban. Az adult nőtények 85-100%-a termékeny egyed volt. A fiatalok túlélési rátája $\Phi=0,14-0,29$ között alakult. Ezeket az adatokat mátrixba rendezve kiszámítható a populáció növekedési rátája (λ) és ebből meghatározható a fenntartható hasznosítási ráta, amely kis populációknál legfeljebb 20%-lehet. SHAI-BRAUN et al. (2019) Alsó-Ausztriában a szaporodóképes nőtények arányát 0,92-0,96 között írja le, a fekunditásukat pedig 12,14 ($\pm 1,3$)-12,67 ($\pm 0,67$) utódban évenként. Az állomány hasznosítási modellben a 15példány/100ha alatti állománysűrűségnél a hasznosítást nem javasolja. Összességében az egyes években különbség van a vemhesülési arányok között,

de az adott korcsoportok vemhesülési arányai egyik évben sem tértek el egymástól. Mindhárom évben az egy évesnél idősebb egyedek termékenysége kvázi „állandónak” tekinthető a számított értékek alapján. A nyáron megszületett egyedek az adott évi szaporodásban csupán csekély mértékben (a nőtények mintegy 2%-ban, a baknyulak körülbelül 10%-ban) vesznek részt (KOVÁCS és HELTAY, 1985).

4.4.4. Korcsoport-placentahegyszám

A két terület adatait összevonva az összes nőtény átlagos placentahegyszám korcsoportonkénti eltéréseinek vizsgálatára, χ^2 -négyzet próbát és egytényezős varianciaanalízist alkalmaztam. Az elvégzett χ^2 -négyzet próba alapján három korcsoport átlagos placentahegyszámainak eloszlása eltért egymástól, [$\chi^2=55,046$ és $p=0,007$ $df=32$]. Az egytényezős varianciaanalízis Levene-tesztje alapján a szórás egyezés feltétele teljesült. A varianciaanalízis táblázatának eredményei azt mutatják, hogy különbségek vannak az egyes korosztályok között a placentahegyszámokban (49. táblázat). A Tukey-teszt alapján az 1 év alatti és a 2-3 év feletti korcsoport placentahegyszámai között volt eltérés, amely várható is volt. Az átlagos placentahegyszám összességében a 2-3 év feletti korosztálynál volt a legmagasabb és az 1 év alattiaknál a legkisebb (28. ábra).

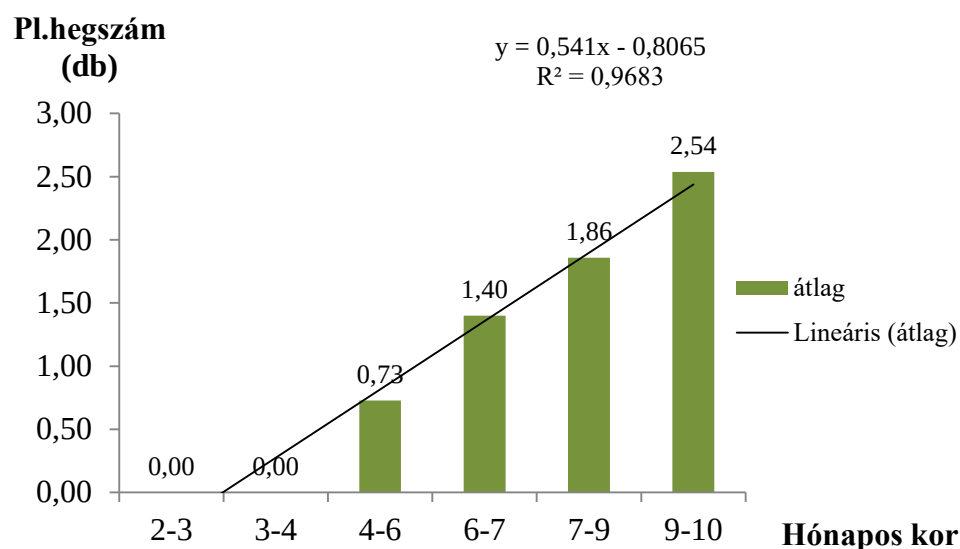


28. ábra: A placentahegyszámok alakulása korcsoportonként és évenként

A placentahegszám-vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői az összes nőtény egyedre (*: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)**

Vizsgálat	Év	ANOVA		Post Hoc Test	
		F	p-érték	SE	p-érték
Placentahegszám (összes ♀)-év	2014	4,338 df=2	0,014*	2014-2015=0,761	0,086
	2015			2015-2016=0,934	0,042*
	2016			2014-2016=0,763	0,780
Placentahegszám - (összes 1 év > ♀)-év	2014	6,323 df=2	0,003*	2014-2015 = 1,344	0,286
	2015			2015-2016= 1,341	0,002*
	2016			2014-2016=0,712	0,001*
Placentahegszám - (összes 1-2 éves ♀)-év	2014	0,913 df=2	0,405	2014-2015 = 1,054	0,710
	2015			2015-2016 = 1,248	0,548
	2016			2014-2016=1,079	0,958
Placentahegszám - (összes 2-3 <év ♀)-év	2014	0,348 df=2	0,709	2014-2015 = 2,053	0,717
	2015			2015-2016 = 2,092	0,416
	2016			2014-2016=1,943	0,619
Placentahegszám - korcsoport	2014- 2016	6,992 df=2	0,001*	1 év> 1-2 év=0,659	0,119
				1 év> 2-3 év=0,936	0,001*
				1-2- 2-3 <év=0,926	0,057

Az egy év alatti korcsoportban a 9-10 hónapos egyedek méhei tartalmazták a legtöbb placentaheget, átlagban 2,5 db-ot anyánként (29. ábra). Érdekes, hogy a 4-6 hónapos korcsoport néhány egyede placentahegeket tartalmazott, ezek az egyedek a szárított szemlencsetömeg alapján féléves korúak lehettek.



29. ábra: Az átlagos placentahegszámok alakulása az egy év alatti korcsoportban

Az évek közötti placentahegszámok vizsgálatára egytényezős varianciaanalízist alkalmaztam. A Levene-teszt alapján a szórások nem homogének az elvégzett Tamhane-teszt alapján az évek közötti placentahegszámokban mind az összes nőstény, mind a termékeny esetében eltérés tapasztalható (49. táblázat és 51. táblázat). Az összes nőstényre elvégzett varianciaanalízis alapján a placentahegszámok átlaga a 2015-2016-os évek között tért el szignifikánsan. Az összes nősténynél az egyes évek közötti korcsoportonkénti placentahegszámoknál az 1 év alatti egyedeknél nem teljesült a csoporton belüli szórások feltétele, az elvégzett Tamhane-teszt alapján az egy év alatti példányok átlagos placentahegszáma két évben 2014-2016-ban és 2015-16-ban eltért egymástól. Az 1-2 éves korcsoportban a Levene-teszt alapján a szórások nem egyeztek meg. A placentahegszámok nem tértek el az egyes évek között. A legidősebb korcsoportban a szórások megegyeztek, az évek közötti átlagos placentahegszám nem tért el egymástól. Az évi szaporulatot tekintve az életkor és a placentahegek alapján becsült szaporulat nagysága között statisztikailag igazolható összefüggés állapítható meg (BEUKOVIĆ et al., 2013 b). SHAI-BRAUN et al. (2020) vizsgálataiban az adult nőstények méhe átlagosan 13 placentaheget tartalmazott. STOTT és WIGHT (2004) ausztráliai vizsgálataiban a nőstény mezei nyulak 20,8%-ában reprodukciós szervbeli rendellenességeket mutatott ki (ciszta, szervmegnagyobbzás, makroszkopikus sérülések a méh belsejében). A nőstények 15,5%-a nem mutatott termékenységet. A 6-12 hónapos egyedek 1,2%-a, a 12 hónaptól idősebb egyedek 11,8%-volt terméketlen.

A varianciaanalízis alapján mindegyik vizsgálati évben eltértek az egy év alatti korcsoport placentahegyszámai (51. táblázat). Az 1-2 éves korcsoportban 2014-2015 között volt eltérés a placentahegyszámokban, míg a 2-3 év feletti nyulak placentahegyszámaiban nem volt különbség a teljes vizsgálati időszakban. A varianciaanalízis táblázatának eredményei azt mutatják, hogy különbségek vannak az egyes korosztályok között a placentahegyszámokban. A Tukey-teszt alapján az 1 év alatti és a 2-3 év feletti korcsoport placentahegyszámai között volt eltérés, csakúgy, mint az összes nőtényre elvégzett próbánál. PEPIN (1989) franciaországi vizsgálataiban az idős nőtények placentahegyszám átlagát 11,3 db-nak írta le, ez 4,5 alom utódszámát jelentette anyánként. BUTTERWORTH et al. (2017) a nőtényenkénti átlagos utódszámot évenként különböző szerzőket idézve minimálisan 7,7 példány (HANSEN, 1992), maximálisan 13,6 példány (MARBOUTIN és PÉROUX, 1995) között írja le.

Vizsgálataimban az összes termékeny nyulak korcsoportonkénti átlagos placentahegyszámát évenként összehasonlítva legnagyobb változékonyságot a relatív szórások alapján az 1 év alatti korosztálynál tapasztaltam (50. táblázat).

50. táblázat:

A termékeny nyulak placentahegyszámai korcsoportonként 2014-2016

	2014			2015			2016		
	N	$\bar{x}^*$	S%	N	$\bar{x}^*$	S%	N	$\bar{x}^*$	S%
1 év>	40	5,85	52,31	17	2,54	93,33	8	2,75	60,69
1-2 év	33	6,76	47,51	22	9,64	23,42	19	8,42	40,24
2-3<	12	8,25	48,52	8	10,13	20,05	8	10,00	40,36

*=db/♀

**A placentahegyszám-vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői az összes
termékeny nőstény egyedre (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)**

Vizsgálat	Év	ANOVA		Post Hoc Test	
		F	p-érték	SE	p-érték
Placentahegyszám (termékeny ♀)-év	2014	14,681 df=2	0,000***	2014-2015=0,609	0,000***
	2015			2015-2016=0,858	0,016*
	2016			2014-2016=0,788	0,519
Placentahegyszám - (összes 1 év > termékeny ♀)-év	2014	15,054 df=2	0,000***	2014-2015=1,282	0,007*
	2015			2015-2016=1,326	0,000***
	2016			2014-2016=0,763	0,002*
Placentahegyszám - (összes 1-2 éves termékeny ♀)-év	2014	6,236 df=2	0,003***	2014-2015=0,829	0,003*
	2015			2015-2016=0,943	0,406
	2016			2014-2016=0,867	0,141
Placentahegyszám - (összes 2-3 <éves termékeny ♀)-év	2014	0,885 df=2	0,425	2014-2015=1,360	0,460
	2015			2015-2016=1,597	1,000
	2016			2014-2016=1,836	0,732
Placentahegyszám- (termékeny ♀)- korcsoport	2014- 2016	5,613 df=2	0,004*	1 év > 1-2 év=0,628	0,067
				1 év > 2-3 év=0,835	0,005*
				1-2- 2-3 <év=0,820	0,285

Az elvégzett szignifikancia vizsgálatok alapján a terméketlen fiatal (1 év alatti) és a termékeny fiatal nőstények a szemlencsetömegük alapján becsült életkorában szignifikánsan különböztek az adott korcsoporton belül. A termékenységet nem mutató fiatal nőstények adott korcsoporton belül szignifikánsan fiatalabbak voltak a termékenységet mutató (placentahegyszám > 0) fiatal nőstényektől. A nem termékeny

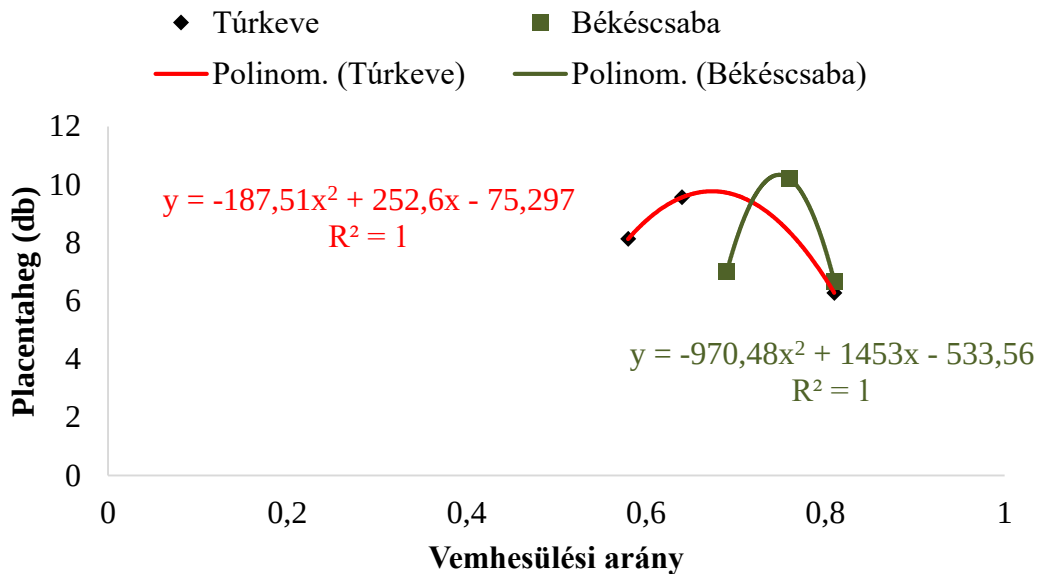
fiatal nőtények szárított szemlencsetömeg [176 mg] alapján becsült átlagos életkora 4-(6) hónap, míg a termékenységet mutató fiatal nőtényeké [205 mg] 6-(7) hónap volt. Ez jelentheti azt, is hogy a fiatal nőtények esetében a terméketlenség, jó eséllyel nem valódi terméketlenséget jelent, hanem az ivarérettség előtti állapotot. Ezt a gondolatmenetet követve a statisztikai eredmények alapján a nőtények szaporodási küszöbéletkora fél év körüli korra becsülhető. Az elvégzett szignifikancia vizsgálatok alapján a terméketlen idős és termékeny idős nőtények a szemlencsetömegük alapján becsült életkorában szignifikánsan különböztek az adott korcsoporton belül. A termékenységet nem mutató (placentahegszám=0) idős nőtények szignifikánsan fiatalabbak voltak a termékenységet mutató (placentahegszám> 0) idős nőtényektől, annak ellenére, hogy a SUCHENTRUNK et al. (1991) adatai alapján megadott azonos kategóriába tartoztak. A termékenységet nem mutató idős nőtények szárított szemlencsetömeg [307 mg] alapján becsült átlagos életkora 1-2 év, míg a termékenységet mutató idős nőtényeké [324 mg] szintén 1-2 év volt.

A termékeny nyulak placentahegszámait a területek között többtényezős varianciaanalízissel hasonlítottam össze (52. táblázat). Az egy év alatti nőtények esetében a homogenitás vizsgálat eredménye nem volt szignifikáns, így a csoporton belüli szórások megegyeztek [$F_{5,59}=1,684$ $p=0,153$]. A két területen lévő állományok első korcsoportjának placentahegszámai különböztek egymástól. A különbség az évek között is fennállt. Megfigyeltem, hogy az egy év alatti egyedek placentahegszámai ugyanazon években tértek el mindkét területen egymástól. Az 1-2 éves korcsoport Levene-teszt eredményei alapján a szórások megegyeznek [$F_{5,68}=2,033$ $p=0,085$]. A két terület 1-2 éves korcsoportjai placentahegszámokban területenként nem tértek, csak az évek között. A legidősebb korcsoport területek közötti placentahegszámok vizsgálata a szórások egyezőségét mutatta [$F_{5,22}=2,146$ $p=0,098$ $R^2=0,197$]. A 2-3 év feletti egyedek placentahegszámaiban a többtényezős varianciaanalízis alapján nem volt eltérés. Ennél a korcsoportnál az évek között sem volt eltérés a területenkénti placentahegszámokban.

A többtényezős ANOVA-vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői az összes termékeny nőtény egyedre (*: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)**

Vizsgálat	ANOVA		R^2
	F	p-érték	
Placentahegyszám (termékeny ♀)- terület/ és 1 év> korcsoport	8,047 df=1	0,006*	0,444
Placentahegyszám (termékeny ♀)- év/ és 1 év> korcsoport	8,382 df=2	0,001*	
Placentahegyszám (termékeny ♀)- terület/ és 1-2 éves korcsoport	0,098 df=1	0,755	0,197
Placentahegyszám (termékeny ♀)- év/ és 1-2 éves korcsoport	6,308 df=2	0,003*	
Placentahegyszám (termékeny ♀)- terület/ és 2-3< éves korcsoport	3,755 df=1	0,066	0,266
Placentahegyszám (termékeny ♀)- év/ és 2-3< éves korcsoport	1,490 df=2	0,247	

Összességében megállapítható, hogy, a placentahegyszámok a két területet összehasonlítva a legfiatalabb korcsoportok között mutatták a legnagyobb különbséget, a legidősebb korcsoport átlagos placentahegyszámaiban nem volt eltérés. Az állományok vemhesülési arányának növekedésével egy darabig nő az anyánkénti átlagos placentahegyszám, majd a vemhesülési arány maximumát elérve csökken. Ezek a maximumértékek területenként eltértek, a zavartabb békéscsabai területen a vemhesülési százalék 70-80%-közötti maximumhelyen, míg a kevésbé zavart túrkevei élőhelyen 70%-alatti vemhesülési aránynál volt a legnagyobb az anyánkénti átlagos placentahegyszám (30. ábra).



30. ábra: A vemhesülési arány és a placentahegszám kapcsolata

4.4.5. Placentahegszám-testtömeg-vezezsír-index kapcsolatának vizsgálata

Az egyedi paramétereket befolyásoló egy vagy több tényező önálló vagy együttes hatásának vizsgálatára az általános lineáris modellt GLM alkalmaztam. Normalitás és homogenitás vizsgálatot minden változóra elvégeztem, azoknál a változóknál, ahol nem mutattak normális eloszlást nemparaméteres tesztet alkalmaztam. A varianciák homogenitásának összehasonlítására Levene-tesztet, a páronként összehasonlításra pedig, Bonferroni tesztet használtam. A termékeny nőtények placentahegjeinek számára ható általam vélt tényezők GLM modelljében a terület, az év, az egyed kora kategorizáló faktorként szerepelt. A modellbe kovariánsként a vesezsír indexet és a testtömeget építettem be, annak vizsgálatára, hogy mely tényezők önálló, vagy együttes hatása eredményezi a vizsgált változó legnagyobb változékonyságát (53. táblázat). Megállapítottam, hogy a Levene-teszt eredménye nem szignifikáns [$F=1,683$ $p=0,052$], így a csoporton belüli szórások megegyeznek. A termékeny nőtények placentahegjeinek számára az évnek [$F=4,775$ $p=0,01$], az egyed korának [$F=9,205$ $p=0,000$], a terület*kor interakciójának [$F=5,922$ $p=0,003$] és a terület*év*kor [$F=3,244$ $p=0,014$ $R^2=0,393$] eredőjének volt legnagyobb hatása. A modell alapján a testtömeg és a kondíció nem befolyásolta a placentahegszámot.

A termékeny nőtények placentahegyszámára ható tényezők GLM modellje

GLM	β	F _{17,149}	p
terület	0,000	0,005	0,942
év	0,061	4,775	0,010
kor	0,111	9,205	0,000
terület*év	0,012	0,888	0,414
terület*kor	0,075	5,922	0,003
év*kor	0,073	2,902	0,024
terület*év*kor	0,081	3,244	0,014
testtömeg	0,001	0,220	0,640
vesezsír-index	0,000	0,000	0,994

R Squared, 393 (Adjusted R Squared, 295)

Regresszió analízissal is megvizsgáltam az összes termékeny nőtényre az életkor, a testtömeg, a VZSI és a placentahegyszámok közötti kapcsolat erősségét. Addig, amíg GLM modell összességében nem mutatta szignifikánsnak a testtömeg placentahegyszám közötti kapcsolatot, ebben a modellben a legnagyobb standard regressziós koefficienssel bíró, legerősebb hatású változó a vizsgálati testtömeg és az életkor volt. A két változó közül az életkornak kisebb hatása volt a placentahegyszámra [F=33,154, p <0,0001 R²=0,087], mint a testtömegnek [F=33,154, p <0,0001 R²=0,167]. A vesezsír-index és az adott évi reprodukciós teljesítmény között nem találtam összefüggést [F=0,000 p=0,987 R²=0,000]. PÉTELIS és BRAZAITIS (2009) litvániai vizsgálataiban az egyedsűrűsége legnagyobb hatással bíró tényezőként az adott év időjárását (a június és július havi átlagos csapadékmennyiséget, a március és június közötti átlaghőmérséklet és a december és március közötti fagyos napok számát) határozta meg. Az adott vadászterületen és évben a vadászatok száma nagyban befolyásolta az öt éves teríték alakulását. Az öt év alatt a fluktuáció ±5-10% volt, amennyiben 1-1,5-ször hasznosították ugyanazt a területet és -100-(-220) volt a terület háromszori hasznosítása esetében. SHAI-BRAUN et al. (2020) vizsgálataiban az adult nőtények placentahegyszámát sem az év, sem a terület se e kettő interakciója nem befolyásolta, ráadásul a populáció növekedési rátájára a nőtények szaporodási teljesítménye nem volt hatással. HACKLÄNDER (2012) Alsó-Ausztriában a vizsgált vadászterületeken élő mezei nyulak placentahegyszámában nem talált

különbséget. A vizsgálati időszakban sem az év, sem az év*terület interakciója nem hatott szignifikánsan a placentahegyszámra. Amiben viszont eltérést talált az a fiatalok túlélési rátája. A szignifikánsabb több ugarterülettel rendelkező területen kétszer akkora volt a túlélési ráta ($\Phi=0,16$) a fiatal egyedeknél. Erre három magyarázatot ad: a terület zavartalansága miatt nincs elhullás a betakarítások miatt, több a lehetséges búvóhely a predátorok elől, a diverz vegetáció lehetővé teszi a jobb minőségű nyúltej előállítását és a fiatalok gyorsabb megerősödését. SHAI-BRAUN et al. (2019) Alsó-Ausztriában két vadászterületen végzett vizsgálataiban megállapította, hogy a populáció növekedési rátájára legnagyobb mértékben a legfiatalabb ($\Phi=0,14$) és legidősebb ($\Phi=0,51-0,61$) korcsoport túlélési rátája volt legnagyobb hatással. A legfiatalabb korcsoport túlélési rátája korrelált legjobban az időjárással. A hasznosítható mennyiségnek 10%-ot javasol, amennyiben az állománysűrűség 45pld./100ha.

4.5. A korosztályok hozzájárulása a populáció szaporodási teljesítményéhez

Ebben a részben a korcsoport relatív és abszolút hozzájárulását használok a populáció szaporodási teljesítményének értékeléséhez. A korcsoport relatív vagy lehetséges hozzájárulása az egyes korcsoportok állományon belüli arányától függetlenül számítja a szaporodási teljesítményt. A relatív, vagy potenciális szaporodási hozzájárulás kizárólag az adott korcsoport vemhesülési arányától és a megszületett szaporulat mennyiségétől függ, vagyis azt mutatja meg, hogy az adott korcsoport egy átlagos egyede potenciálisan mennyivel járulhat hozzá az állomány szaporodási teljesítményéhez. A korcsoport *relatív hozzájárulását* (RH_{kcs}) a populáció szaporodási teljesítményéhez a következő képlettel számítottam ki:

$$RH_{kcs} = \frac{V_{kcs} * P_{kcs}}{\sum V_{kcs} * P_{kcs}} * 100$$

Ahol: V_{kcs} =a korcsoport vemhesülési aránya, P_{kcs} =a korcsoport átlagos placentahegyszáma.

A korcsoport abszolút vagy megvalósult hozzájárulása az egyes korcsoportok állományon belüli arányát figyelembe véve számítja a szaporodási teljesítményt. Az abszolút, vagy realizált szaporodási hozzájárulás a vemhesülési arány és a megszületett szaporulat mellett, az adott korcsoportnak az állományon belüli arányától is függ. Vagyis

azt mutatja meg, hogy az adott korcsoport összességében és valójában mennyivel járul hozzá az állomány szaporodási teljesítményéhez. A korcsoport *abszolút hozzájárulását* (AH_{kcs}) a populáció szaporodási teljesítményéhez az alábbi képlettel számítottam ki:

$$AH_{kcs} = \frac{N_{kcs} * V_{kcs} * P_{kcs}}{\sum SZ_{kcs}} * 100$$

Ahol: N_{kcs} =mintaszám a korcsoportban, V_{kcs} =a korcsoport vemhesülési aránya, P_{kcs} =a korcsoport átlagos placentahegszáma, $\sum SZ_{kcs}$ =a korcsoportok összes szaporulata az adott évben.

A korosztályok összes hozzájárulását vizsgálva a populáció összes szaporodási teljesítményéhez megállapítható, hogy 2014-ben Túrkevén a szaporulat nagy részét az abszolút hozzájárulást az 1-2 éves [37,8%] és a 2-3 év feletti nőtények [35,4%] adták (54. táblázat). A legidősebb korcsoport relatív hozzájárulása a populáció szaporodási teljesítményéhez 2014-ben több, mint 50%-os volt. A következő vadászati idényben az abszolút hozzájárulás alapján [69,7%] a legmeghatározóbb korcsoport az 1-2 éves egyedek voltak. A legidősebb korcsoport alacsony mintaszáma miatt a relatív hozzájárulás értéke [67,7%] önmagában megtévesztő lenne értelmezni. A túrkevei 2016-os évi adatok alapján a harmadik évben is az 1-2 éves korcsoport adta a legtöbb szaporulatot az állományban (az abszolút hozzájárulás értéke [51,2%]). A legidősebb korcsoport kis mintaszáma miatt a relatív hozzájárulás értékét nehéz értelmezni (76,5%).

54. táblázat:

Az egyes korcsoportok szaporodási teljesítménye Túrkevén

Korcsoport.	Év	N	V_{kcs}	P_{kcs}	SZ_{kcs}	AH_{kcs}	RH_{kcs}
1 év>	2014	22	0,68	3,73	56	26,8	16,5
	2015	8	0,50	2,75	11	9,2	7,5
	2016	6	0,50	0,67	2	2,3	2,6
1-2 év	2014	17	0,88	5,24	79	37,8	30,0
	2015	18	0,66	6,94	83	69,7	24,8
	2016	16	0,56	4,88	44	51,2	20,9
2-3<	2014	9	1,00	8,22	74	35,4	53,5
	2015	2	1,00	12,50	25	21,1	67,7
	2016	4	1,00	10,00	40	46,5	76,5

Békéscsabán 2014-ben a legnagyobb tényleges hozzájárulást a 1 év alatti [47,8%] és az 1-2 éves korcsoport adta a populáció szaporodási teljesítményéhez (55. táblázat). A legidősebb korcsoport abszolút hozzájárulása 10% alatti, de relatív hozzájárulása magas [47,8%], az 1-2 éves korcsoport abszolút hozzájárulása 42,9%, relatív hozzájárulása a szaporulat nagyságához 28,6% volt. Békéscsabán 2015-ben a legnagyobb tényleges hozzájárulást [78,5%] az 1 év alatti és az 1-2 éves korcsoport adta a populáció szaporodási teljesítményéhez. Az egy év alatti és 1-2 éves korcsoport relatív hozzájárulása [62,1%] volt. A legidősebb korcsoport abszolút hozzájárulása a legkisebb vélhetően a kis mintaszám (n=7) miatt, de a relatív hozzájárulása magas [37,9%]. A harmadik vizsgálati évben 2016-ban Békéscsabán az 1-2 éves és a 2-3 év feletti korcsoport járult hozzá legnagyobb mértékben a populáció szaporulati teljesítményéhez mind az AH_{kcs} [88%], mind a RH_{kcs} [85,5%] tekintetében. A békéscsabai területen a kedvezőtlen korösszetétel miatt a potenciálisan produktívabb korcsoportok effektív hozzájárulása az állomány szaporodási teljesítményéhez alacsonyabb, mint ahogy az elvárható lenne, különösen az első két évben.

55. táblázat:

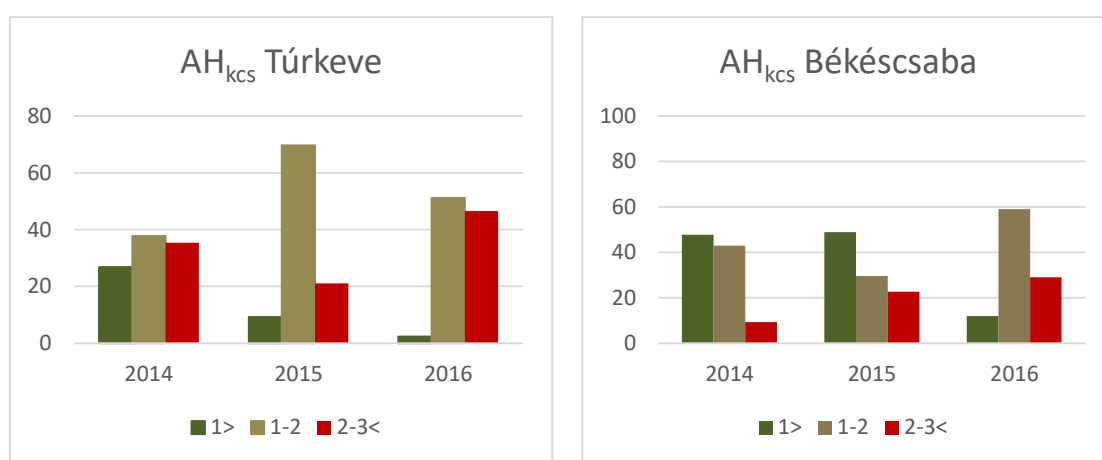
Az egyes korcsoportok szaporodási teljesítménye Békéscsabán

Korcsoport.	Év	N	V_{kcs}	P_{kcs}	SZ_{kcs}	AH_{kcs}	RH_{kcs}
1 év>	2014	31	0,81	5,07	128	47,8	23,6
	2015	18	0,72	8,5	111	48,9	33,7
	2016	8	0,62	2,25	12	12,0	14,5
1-2 év	2014	23	0,78	6,38	115	42,9	28,6
	2015	13	0,77	6,69	67	29,6	28,4
	2016	14	0,71	5,86	59	59,0	43,3
2-3<	2014	3	1,00	8,33	25	9,3	47,8
	2015	7	0,86	8,00	49	22,6	37,9
	2016	7	0,71	5,71	29	29,0	42,2

MÉRES et al. (2013) szlovákiai vizsgálataiban a fiatal-idős arány 1-nél nagyobb értékét tartja optimálisnak, az egy idős nőstényre eső utódszámot, pedig 2 felett. A nyitrai régióban a fiatal-idős arány 0,76 és 0,92 volt, más szóval a fiatalok százalékos előfordulása a populációban 43-47%. Az egy idős nőstényre eső utódszám kutatásában 1,61-2,1 volt. POPOVIĆ et al. (2008) Horvátországban a fiatal idős arányt 0,62-1,54

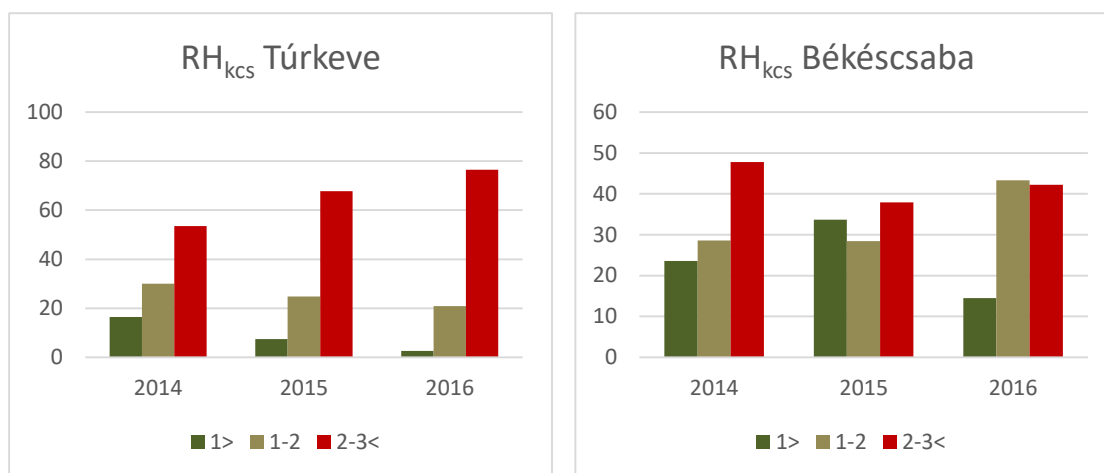
között tapasztalta, az egy nőstényre jutó utódszám pedig 0,62-3,40 példány volt almonként. A fiatalok aránya a terítéken 46,7%-volt. POPOVIĆ et al. (2013) közép-szerbiai vizsgálataiban a fiatalok aránya 57,33% volt, az 1-2 éves korcsoport arányát szignifikánsan nagyobbak tapasztalta. A hasznosított mennyiség 0,76-1,67 egyed volt 100 hektáronként.

Összehasonlítva a három korcsoport nőstényeinek szaporodási teljesítményét, megállapítható, hogy mindkét területen a legtöbb szaporulatot (AH_{kcs}) az 1-2 éves és a 2-3 éves példányok adták az esetek nagyobb részében [4/6] (31. ábra).



31. ábra: A korcsoportok abszolút hozzájárulása a populáció szaporodási teljesítményéhez

Az 1 év alatti korcsoport relatív hozzájárulása Békéscsabán magasabb volt mindhárom évben, mint Túrkevéen (32. ábra). Létszámukhoz képest jelentős hozzájárulási aránnyal bírtak mindkét területen, de különösen Túrkevéen a 2-3 év feletti példányok, azonban ezen egyedek aránya a mintákban alig volt több, mint 14%. A populáció számára „legértékesebb” állományt az abszolút hozzájárulás alapján az 1-2 év körüli egyedek alkották, mert az alacsonyabb vemhesülési arány (48. táblázat) és alacsonyabb placentaheg-szám (50. táblázat) ellenére (a 2-3 év feletti egyedekhez képest) magas volt az állományon belüli létszámarányuk, így összességében ezek adták az összes szaporulat döntő részét. Az 1-2 éves és a 2-3 éves korcsoport egyedeinek abszolút hozzájárulása a populáció szaporodási teljesítményéhez 80,95 %-volt az összes egyedre értelmezve.



32. ábra: A korcsoportok relatív hozzájárulása a populáció szaporodási teljesítményéhez

A relatív hozzájárulás létszamaránytól függetlenül mutatja meg az egyes korcsoportok szaporodási értékét, így ez alapján a populáció számára „legértékesebb” állományt összességében a legidősebb korcsoport, majd az 1-2 éves korcsoport mutatta. A 2-3 év feletti egyedek alacsony létszamaránya miatt az abszolút hozzájárulásuk a populáció szaporodási teljesítményéhez kisebb. A legkevesebb placentaheget az 1 év alatti egyedek méhe tartalmazta [átlagosan 3,71 db/anya], de vemhesülési arányuk meglepően magas volta [71%] és jelentős arányuk a populációban (különösen Békéscsabán) összességében az abszolút populációs szaporodási teljesítmény több, mint 30%-át eredményezte Békéscsabán, míg Túrkevéen nem érte el a 20%-ot a három év átlagában. SLAMEČKA et al. (1997) cit. POPOVIĆ et al. (2008) az alábbi képlettel számította ki a populáció növekedését:

$$\frac{juv - 30}{100 - juv} * 100$$

SLAMEČKA et al. (1997) cit. POPOVIĆ et al. (2008)

A képlet alapján 60%-feletti eredmény kiválónak, 50-60% között átlagosnak és ez alatt gyengének határozza meg a populáció növekedését.

4.6. A próbavadászat és a teríték mintáinak összehasonlítása

A fejezetben a próbavadászatból és a terítékből származó adatokat vizsgálom. Szeretném megtudni, hogy az adott próbavadászatból származó mintaszám nagysága (P/T) aránya mennyire határozza meg a terítékből kapott adatok és a próbateríték hasonlóságát vagy különbségét. A próbavadászatok és a terítékek mintaszámait területenként és évenként az 56. táblázatban foglaltam össze. Látható, hogy a próbavadászatból származó minták az összes teríték (n=378) 37%-át tették ki, de területenként és évenként az elemszám tág határok között [23-61%] változott a három év során.

56. táblázat:

A teríték és a próbavadászat adatainak összehasonlítása

	Terület	Teríték	Ebből próbateríték	P/T*
2014	1	91	21	0,23
	2	87	23	0,26
2015	1	49	27	0,55
	2	69	22	0,32
2016	1	39	24	0,61
	2	43	24	0,56
Σ	1	179	72	0,40
	2	199	70	0,35
$\Sigma\Sigma$	-	378	142	0,37

*:P=próbavadászat, T=teríték

A próbateríték és a teríték alapján az állományjellemző tulajdonságok az adott évben és adott területen megegyeztek egymással, a teljes vizsgálati időszakban (57. táblázat). A vemhesülési arányok, bár látszólag eltértek bizonyos esetekben (például Túrkeve (2015), vagy Békéscsaba (2016) ezt a statisztikai próba nem támasztotta alá.

**Az állományjellemző tulajdonságok szignifikanciavizsgálata a teríték és a
próbavadászatok alapján**

Jellemző	Év	Terület	Próbateríték	Teríték	Eltérés
Ivararány Chi²-próba	2014	1	1,10	1,12	chi ² =0,001; p=0,969; df=1
		2	1,87	2,00	chi ² =0,006; p=0,937; df=1
	2015	1	1,25	1,33	chi ² =0,007; p=0,934; df=1
		2	1,20	1,23	chi ² =0,004; p=0,952; df=1
	2016	1	2,00	2,00	chi ² =0,821; p=0,365; df=1
		2	2,43	2,00	chi ² =0,943; p=0,331; df=1
Korösszetétel Chi²- próba	2014	1	1,33	1,12	chi ² =1,524; p=0,467; df=2
		2	1,30	1,58	chi ² =2,335; p=0,311; df=2
	2015	1	1,16	0,92	chi ² =2,367; p=0,306; df=2
		2	0,83	0,81	chi ² =1,587; p=0,452; df=2
	2016	1	0,43	0,58	chi ² =0,680; p=0,712; df=2
		2	0,64	0,18	chi ² =3,350; p=0,187; df=2
Vemhesülési Chi²- próba	2014	1	0,375	0,194	chi ² =0,680; p=0,409; df=1
		2	0,25	0,17	chi ² =0,234; p=0,628; df=1
	2015	1	0,67	0,44	chi ² =0,258; p=0,611; df=1
		2	0,33	0,30	chi ² =0,017; p=0,897; df=1
	2016	1	0,58	0,75	chi ² =0,004; p=0,951; df=1
		2	0,31	0,58	chi ² =1,081; p=0,298; df=1

Az egyedi tulajdonságok szignifikanciavizsgálata a teríték és a próbavadászatok alapján

Jellemző	Év	Terület	Próbateríték	Teríték	Eltérés
Testtömeg t-próba	2014	1	3545	3405	p=0,255
		2	3186	3300	p=0,235
	2015	1	3588	3728	p=0,443
		2	3950	3752	p=0,118
	2016	1	3565	3291	p=0,158
		2	3314	3297	p=0,929
VZSI t-próba	2014	1	1,65	1,62	p=0,834
		2	1,91	1,61	p=0,176
	2015	1	1,34	1,40	p=0,709
		2	1,15	1,24	p=0,367
	2016	1	0,72	0,56	p=0,277
		2	0,48	0,54	p=0,664
Placentahegyszám t-próba	2014	1	5,64	4,95	p=0,574
		2	6,60	5,34	p=0,320
	2015	1	5,53	6,85	p=0,535
		2	7,67	7,85	p=0,924
	2016	1	5,17	4,29	p=0,691
		2	4,47	5,33	p=0,642

Megfigyelhető, hogy a próbavadászat és teríték egyedi paraméterekre lefolytatott szignifikanciavizsgálatai mindhárom paraméterre és mindhárom évben területenként azonosak voltak, függetlenül a P/T aránytól, így a próbavadászat által nyert adatok reprezentatívnak minősültek.

5. KÖVETKEZTETÉSEK

Dolgozatomban a célkitűzésben megfogalmazott kérdésekre az alábbi válaszokat kaptam:

1. A vizsgált nyúlállományok a szaporodási teljesítményt befolyásoló jellemzőikben (koreloszlás, testtömeg, kondíció) eltértek-e egymástól? Mindkét területen belül a két legváltozékonyabb tulajdonság a vesezsír-index és a testtömeg volt. Az egyedek testtömege a két területen három évben nem tért el ivaronként jelentősen, a különbségek a legfiatalabb korcsoportnál mutatták a legnagyobb változékonyságot. A testtömegek kiegyenlítettebbek voltak a türkevei területen. A legváltozékonyabb egyedi paraméter a vesezsír-index volt mindkét nemnél, azonban a területek között egyik évben sem különböztek azonos nemenként az adott években. SEVERTSOV et al. (2017) vizsgálataiban vadászebek által és lőfegyverrel terítékre hozott mezei nyulak vesezsír-indexeit hasonlította össze. Az ebek által elejtett példányok VZSI-értékét minden esetben szignifikánsan alacsonyabbnak találta, amelyből arra következtetett, hogy predátorok felméri a potenciális préda állapotát és a gyengébbeket választják, ezáltal a kondíció és a túlélési ráta szempontjából fontos tényező. FLIS és RATAJ (2019 b) alapján a magas VZSI-érték szignifikánsan jobb hatással van a reprodukciós potenciálra és a túlélésre, valamint a populáció stabilizálására.

2. Az egyedi jellemzők (különösen a placentahegyszám, a kor és a kondíció) egy területen belül évenként, vagy egy évben területenként mutatnak nagyobb változékonyságot? Mind a placentahegyszámok, mind a vesezsír-index értékek területek között adott évben kiegyenlítettebbek, mint az adott területen az évek között. A testtömeg változó a két terület között azonos években csak a nőstényeknél tért el egy esetben, míg a VZSI-értékben nem volt eltérés. Az összes nőstény példány VZSI-értékét az évek között összehasonlítva megállapítható, hogy azok minden évben eltértek egymástól. A vesezsír-index alakulására legnagyobb mértékben a vadászati év volt hatással, amely valószínűsíthető, hogy az adott évi időjárással és a táplálékforrásokkal, hasznosítással van összefüggésben. FLIS és RATAJ (2019 a) alapján amennyiben az egyedek kondíciója jó, az ivararány a nőstények és a fiatalok nagyobb arányát mutatja, valamint az egyedsűrűség minimum 3 egyed/100 ha, akkor a faj reprodukciós potenciálja alapján az egyedszám növekedése lehetséges. A placentahegyszámok a két terület között azonos évben nem tértek el egymástól, ugyanakkor területen belül az évek között Békéscsabán két évben, Túrkevéen egyik évben sem volt eltérés a placentahegyszámokban, amely vélhetően a

túrkevei nőtények kedvezőbb korösszetételével magyarázható. A két területen élő állományok koreloszlása az összes egyedre nézve nem különbözött a teljes vizsgálati időszakban. A koreloszlásokat évenként a területek között összehasonlítva egy évben tapasztaltam eltérést az összes egyedre vizsgálva. A nőtények korösszetétele a két terület között az évek 2/3-ban eltért egymástól, amelyet a hasznosítás jelentősen befolyásolhatott. Túrkevén mind a nőtények, mind a teljes állomány korösszetétele egy évben mutatott szignifikáns eltérést az évek között, amely a hímek korösszetételénél nem mutatkozott. Békéscsabán az évek között az állományszintű korösszetételben és a hímek korösszetételében két esetben, a nőtényeknél egy esetben tért el egymástól az évek között. A harmadik vizsgálati évben mindkét területen nagyon lecsökkent az egy év alatti egyedek aránya a populációban 33% és 27,9% (így az BEUKOVIĆ et al. (2017 b) alapján igen gyengének értékelhető). Véleményem szerint a következő évben a hasznosítást (de a befogásokat mindenképpen) gyakorlatilag fel kellett volna függeszteni mindkét területen. SLAMEČKA et al. (1997) cit. POPOVIĆ et al. (2008) által használt képlet alapján a populáció növekedése 2016-ban a túrkevei területen 4,48%, a békéscsabai területen pedig [-2,91] volt.

3. A placentahegyszám és egyedi jellemzők (korcsoport, testtömeg, vesezsír-index) között van-e ok-okozati összefüggés? A placentahegek száma Túrkevén nem, Békéscsabán két évben változékonyságot mutatott. A termékeny nőtények placentahegyszámát az év, a kor, a terület*kor interakciója és a terület*év*kor eredője befolyásolta a GLM modell szerint. Összességében a két területen a nőtények placentahegyszáma az azonos években nem tért el egymástól. A nőtények kora szignifikánsan hatott a placentahegyszámra. BEUKOVIĆ et al. (2013 b) a testtömeg és a placentahegyszám között statisztikailag igazolható összefüggést írt le ($R^2=0,1296$) csakúgy, mint a testtömeg-index és a termékenységi ráta között is. Vizsgálataimban a többváltozós regressziós modell alapján kapcsolat van az életkor és a testtömeg placentahegyszámra gyakorolt hatása között. A két változó közül a testtömegnek volt nagyobb hatása a placentahegyszámra, amelynek variációját 16,7%-ban az egyedek testtömege, 8,7%-át pedig az életkor magyarázta. A vesezsír-index és a placentahegyszámok között nem mutattam ki összefüggést. A regresszió analízis eredménye alapján a legnagyobb standard regressziós koefficienssel bíró, legerősebb hatású változók, amely a placentahegyszámra hatottak a vizsgálati modellben a testtömeg és az életkor volt. BENSINGER et al. (2000) az adult nőtények 84%-át találta

termékenynek, míg a juvenil nőstényeket csupán 1%-ban. Vizsgálataimban az 1 év alatti nyulak méhe 30-70%-ban, az egy évtől idősebb egyedek méhe 77%-ban tartalmazott legalább egy placentaheget.

4. Befolyásolja-e az egyedek kondícióját a példányok életkora? Az elvégzett vizsgálatok alapján a vesezsír-indexek a korcsoportok között nem tértek el egymástól, azaz az egyedek kondícióját a példányok életkora nem befolyásolta. Az évek között a legnagyobb eltérés az egy év alatti egyedek, valamint az 1-2 éves példányok kondíciójában mutatkozott. Az ivarérett egyedek kondícióját vizsgálva STOTT és HARRIS (2006) megállapította, hogy a laktáló nőstények emésztőszervi zsírtartalékainak képzése a legintenzívebb, ez alapján bizonyára van eltérés a VZSI-értékekben, amennyiben kellő számú laktáló nőstény kerül a mintába.

5. Van-e különbség a vadászterületen lévő nyúlállományok korcsoportonkénti vemhesülési arányaiban? A korcsoportonkénti vemhesülési arányok az összes nőstény egyedre értelmezve nem tértek el egymástól [$\chi^2=3,581$ és $p=0,167$ $df=2$], amelyből arra következtetnek, hogy az egy év alatti egyedek nagyobb része már potenciálisan szaporodóképes egyed volt és relatíve kedvező volt az állomány korösszetétele reprodukciós teljesítmény szempontjából. Az összes nőstény vemhesülési aránya az évek között összehasonlítva egy esetben tért el egymástól.

6. A korcsoporton belül fiatalabbak-e a nem termékeny fiatal nőstények a termékeny fiatal nőstényektől? Az egy év alatti példányok szemlencsetömege 180-260 mg között változott. A nem termékeny fiatal nőstények a korcsoporton belül fiatalabbak voltak a termékeny fiatal nőstényektől, az átlagos szemlencsetömegük [176 mg] alapján körülbelül 4 hónapos egyedeknek feleltek meg. A nőstények ivarérettsége a szemlencsetömeg alapján már 6 hónapos korban bekövetkezhet, 1-2 hónappal korábban, mint amelyet MACDONALD és BARETT (1993) említ.

7. A korcsoporton belül idősebbek-e a nem termékeny idős nőstények a termékeny idős nőstényektől? A nem termékeny idős nőstények ugyanabba a korcsoportba tartoztak, mint a termékeny adult nőstények. A termékenységet nem mutató idős nőstények szárított szemlencsetömeg [307 mg] alapján becsült átlagos életkora 1-2 év, ahogyan a termékeny idős nőstényeké is [324 mg]. Ez azt jelentheti, hogy az idős nőstények esetében a terméketlenség oka lehet valódi terméketlenség, vagy valami oknál fogva a szaporodás elmaradása, hiszen potenciálisan szaporodóképes példányokról van

szó. NIKODÉMUSZ et al. (1985) az általuk vizsgált női ivarszerv minták 39,5%-ában talált valamilyen kórbonctani elváltozást. Az 5 évtől idősebb egyedek kevesebb, mint 60%-a vett részt a szaporodásban.

8. Hány százalékban változik a korszerkezet a vadászatoktól függően? Az évenkénti hasznosítás a korszerkezetet átalakíthatja. A vizsgált állományokban az egy év alatti és 1-2 éves korosztályok nagyobb arányban voltak jelen, mindhárom évben, amely a hasznosítás szempontjából kedvező. Az összes egyedre vonatkoztatva az egy év alatti korosztály 48,3%-ban, az 1-2 éves 40,3%-ban, a 2 évestől idősebb korosztály csupán 11,4%-ban volt jelen a mintákban. Összességében megállapítható, hogy mindkét területen és három évben a minták több, mint 80%-át az egy évnél fiatalabb és az 1-2 éves mezei nyulak alkották, a két évtől idősebb nyulak jelenléte a terítéken 10,1-12,8%-volt. Eredményeim hasonlóak BEUKOVIĆ et al. (2011) szerbiai adataihoz, aki az őszi nyúlpopuláció mintegy 50-75%-át 1 éves kor alattinak, 25-50%-át 1-2 évesnek határozta meg. Más országokban, az őszi nyúlállományokban a fiatalok aránya jóval alacsonyabb volt. WASILEWSKI (1991) Közép-Lengyelországban az 1 év alatti fiatalok arányát az őszi populációban 20-40%-ban, PINTUR et al. (2006) Horvátországban 50%-ban, míg BENSINGER et al. (2000) Németországban 41%-ban írta le. HANSEN (1992) a fiatalok arányát ősszel 31,8-41,3%-ban írta le Dániában.

9. Az állományokat alkotó korcsoportok azonos mértékben járulnak-e hozzá a populáció produktivitásához? Az állományokat alkotó korcsoportok különböző mértékben járultak hozzá a populáció produktivitásához. A legtöbb tényleges szaporulatot (AH_{kcs}) az 1-2 éves és a 2-3 év feletti példányok adták az esetek 2/3 részében, annak ellenére, hogy a 2-3 évtől idősebb egyedek előfordulása a mintákban alig volt több, mint 14%. Ennél a korcsoportnál a $RH_{kcs}=48\%$ érték magas, hiszen potenciálisan képesek az állományok létszámát jelentősen növelni. Ennek mértékét a korcsoport százalékos aránya nagyban befolyásolja. A relatív hozzájárulás a legidősebb majd az 1-2 éves korcsoportnál a legnagyobb. A legkevesebb placentahegszám az 1 év alatti egyedekben volt, átlagban 3,71 db/anya, de vemhesülési arányuk magas volta [71%] és jelentős arányuk a populációban [40% feletti] összességében az abszolút populációs szaporodási teljesítmény több, mint 30%-át eredményezte. A populáció számára „legértékesebb” állomány az 1-2 év körüli egyedek, hiszen relatíve magas a vemhesülési arányuk, a placentahegszámuk és az előfordulási arányuk a mintákban.

10. A vadászterület és a vadászati év milyen hatással van a megszületett szaporulat mennyiségére? A szaporulat mennyiségét az év nagyobb mértékben befolyásolta, mint a terület. A kapott eredmények alapján a különbségek jellemzően a területeken belül az egyes évek között nagyobbak, mint a területek között az azonos években. Látszólag a zavartabb békéscsabai területen magasabb a vemhesülési arány, amelyet a statisztikai próba nem támaszt alá [$\chi^2=0,617$ és $p=0,735$ $df=2$]. Az átlagos placentahegyszám mindkét területen a három év átlagában megegyezett. A vadászterület nem befolyásolja szignifikánsan a termékeny nőtények vemhesülési arányát, MACDONALD és BARRETT (1993) szerint. Vizsgálataiban Nagy-Britanniában és Európában is, évente három fialással (vadászterülettől függetlenül) és 1-4 utóddal számolhatunk anyánként fialásonként. A megszületett szaporulat nagyságára a vadászati évnek nagyobb hatása volt. Vélhetően az időjárás miatt, ahogyan PAP és SZRNKA (2004) említi, az esős tavasz vagy a korai nyár a felnevelt szaporulat nagyságára kedvezőtlen hatást gyakorol a kondíciórómolás révén. SHAI-BRAUN et al. (2020) vizsgálataiban a vadászterületen lévő ugarterület nagysága pozitív hatással van a tavaszi egyedsűrűsége, a populáció növekedésére, a fiatalok arányára, a fiatalok túlélési rátájára és az őszi teríték nagyságára. POPOVIĆ et al. (2012) Szerbiában 2000-2009 között az átlagos egyedsűrűséget 8,17-9,10 példány /100 között tapasztalta. A populáció egyedszáma az országos átlag szerint 0,43%-os csökkenést mutatott, míg Vajdaságban 10,09%-os volt a növekedés, ahol az egyedsűrűség 12,62-15,16 példány /100 ha között volt. A tapasztalatok alapján a tavaszi egyedszám pontos meghatározását, az első vadászati héten a kormeghatározást kiemelkedően fontosnak tartja. A jövőre nézve a hivatásos vadászok továbbképzésére, az élőhelyfejlesztésre, vadtakarmányozásra és bizonyos területeken a vadászat ideiglenes felfüggesztésére tesz javaslatot 2-3 évre (5/példány/100ha) alatt. BUTTERWORTH et al. (2017) Angliában és Walesben megállapította, hogy a februárban (közel a szaporodási időhöz) magas (69%) hasznosítási rátával hasznosított állomány több évre csökkenő tendenciájú állományalakuláshoz vezet, míg Skóciában ugyanezzel a hasznosítási rátával, de havonta (október és február között) arányosan elosztott hasznosított mennyiséggel a populáció növekedését eredményezte. A különbség oka az árván maradt nyulak számával magyarázta, amely az első esetben 7,6%-a, a második esetben 0,3%-a volt a tavaszi populáció létszámának. POPOVIĆ et al. (2013) közép-szerbiai kutatásában a területnek, mint ható tényezőnek a korszerkezetre gyakorolt hatása kisebb mértékű.

11. A vadászterületen lévő nyúlállományok korcsoportonkénti túlélési arányokban különböznek-e egymástól? A két terület korcsoportjainak túlélési mintázata azonos

években nem tért el egymástól. Az egyes területen belül a korcsoportonkénti túlélési arányok a békéscsabai területen különböztek. A két ivar túlélési mintázata az összes egyedre nézve eltérést mutatott, amely a túrkevei területen élő hímek és nőstények eltérő túlélési mintázatából adódott. Az azonos ivaron belül is különbség volt az évenkénti és korcsoportonkénti túlélési arányokban mindkét nemnél. Összességében a hímek esetében a túlélési mintázat kiegyenlítettebbnek tekinthető a három év során, amely hasonló MARBOUTIN és HANSEN (1998) eredményeihez, akik az éves példányok túlélési arányát a téli hőmérsékleti adatok, az egyedek neme és testtömege ismeretében értékelték. Megállapították, hogy a 3 kg testtömeg feletti példányok áttelelése biztosabbnak tűnik a fiatal egyedeknél, továbbá a hímek sikerebben vészeli át a telet, mint a nőstények.

12. Az évek során különbözik-e jelentősen az évenkénti populációs szintű korösszetétel és a szaporodási teljesítmény a vadászatok miatt? A békéscsabai területen a kedvezőtlen korösszetétel miatt a potenciálisan produktívabb korcsoportok effektív hozzájárulása az állomány szaporodási teljesítményéhez, alacsonyabb, mint túrkevei területen, különösen az első két évben. Ez rávilágít a törzsállomány kíméletének a fontosságára a magasabb szaporulat és hasznosítható mennyiség érdekében. GÖRITZ et al. (2001) nem talált különbséget a vizsgált németországi vadászterületek állományainak reprodukciós teljesítményében. VOLOKH (2014) Dél-Ukrajnában azokban az években tapasztalta a nyúlállományok növekedését, amelyekben a novemberi állományokban a fiatalok aránya legalább 62,7%-volt. BEUKOVIĆ et al. (2012) Vajdaságban a hasznosítás mértéke, az őszi állománysűrűség és a következő évbeli létszámok között szignifikáns hatást tapasztalt. A racionális gazdálkodás (minta-beszolgáltatás alapján történő kormeghatározást követő egyedi gazdálkodási javaslat) eredményeképpen a vizsgált 15 évben a vajdasági populáció stabil volt (becsült egyedszám 262 042 pld., az átlagos nyúlsűrűség 13,20 pld./100ha, a fiatalok átlagos aránya ősszel 56%). BEUKOVIĆ et al. (2017 b) Szerbiában jelenséggként említi, hogy amióta nem kötelező a vadgazdálkodónak az egyedek kormeghatározása a terítékből, gyakran szándékosan nem adnak mintát vagy adatokat, ezáltal a hasznosítás tervezhetőségét nehezítik meg. PĖTELIS és BRAZAITIS (2009) Litvániában az éves hasznosítási arányokban adott évben területek között nagy eltérést tapasztalt (3-39%). Az átlagos éves hasznosított mennyiség vizsgálataiban 1,5 pld/1000 ha. BUTTERWORTH et al. (2017) a fiatalok arányát különböző szerzőket idézve 32% (WASIŁEWSKI, 1991) és 65% között (PEPIN, 1989) írja le.

6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

- Az általam vizsgált vadászterületeken belüli legváltozékonyabb tulajdonság a testtömeg és a vesezsír-index, és legkevésbé változékony a vemhesülési arány volt. Kimutattam, hogy mindkét területen az állomány nagyobb részét az egy év alatti és az 1-2 éves korcsoport egyedei alkották. Megállapítottam, hogy az évenkénti koreloszlás alapján mindhárom évben az állományok nagyobb részét az említett korosztályok egyedei tették ki, de a vadászat bizonyos években felborítja a korösszetételt.
- Vizsgálataim alapján az évek közötti túlélési arányok az 1-2 év feletti korosztálynál mindkét területen magasabbak, mint az 1 év alatti korosztály esetében.
- A placentahegyszám alakulását befolyásoló tényezők és egyedi jellemzők közötti ok-okozati összefüggését állapítottam meg. A placentahegyszámok alakulását a vadászati év, az egyed kora és testtömege, az év*kor, valamint a terület*év*kor interakciója befolyásolta legnagyobb mértékben. A példányok kondíciója pedig nem hatott a szaporulat nagyságára.
- Kimutattam, hogy mindkét területen és mindhárom évben az egy évesnél idősebb egyedek termékenysége „állandónak” tekinthető a számított értékek alapján. A fiatal nőstények esetében a terméketlenség, jó eséllyel nem valódi terméketlenséget jelent, hanem az ivarérettség előtti állapotot. Leírtam, hogy a nőstények szaporodási küszöbéletkora fél év körüli, mert az ilyen korú egyedek már tartalmaztak placentahegeket. Megállapítottam, hogy a termékenységet nem mutató adult nőstények ugyanabba a korcsoportba tartoztak, mint a termékeny idős nőstények, így esetükben a szaporodás kimaradásáról, vagy patológiai elváltozásból eredő meddőségről beszélhetünk.
- Megbecsültem, hogy a próbavadászatok alapján az egy év alatti fiatal egyedek több, mint 60%-a április(közepe) és szeptember (közepe) között születhetett, amely egybe esik a faj egyedeinek születés utáni szétterjedésének idejével.
- Kiszámítottam a korcsoportonkénti abszolút (AH_{kcs}) és relatív (RH_{kcs}) hozzájárulást az állományszintű szaporodási teljesítményhez. Megállapítottam, hogy a 2-3 éves és a fölötti korúak relatív szaporodási teljesítmény szempontjából a legértékesebbek, de alacsonyabb létszamarányuk miatt az abszolút hozzájárulásuk kisebb. A magasabb abszolút hozzájárulást az 1 év alatti és 1-2

éves korcsoportok adják alacsonyabb relatív hozzájárulásuk ellenére, a magasabb állományon belüli létszámarányuk miatt.

- Az évek során a területek között különbség van a potenciálisan produktívabb korcsoportok effektív hozzájárulása az állomány szaporodási teljesítménye között, amelynek oka az egyik területen lévő kedvezőtlen körösszetételben keresendő. Ez megerősíti a törzsállomány kíméletének a fontosságát a magasabb szaporulat és hasznosítható mennyiség érdekében.

7. AZ EREDMÉNYEK GYAKORLATI HASZNOSÍTHATÓSÁGA

1. Több száz hazai mezei nyúlból gyűjtöttem adatokat, különösen a faj életkorára és szaporodási mutatóira vonatkozóan. A kapott adatok birtokában felmértem az állományok korszerkezetét és az egyes korcsoportok abszolút és relatív hozzájárulását a populáció szaporodási teljesítményéhez, amely megerősíti az adatokon alapuló hasznosítás szükségességét, valamint az esetleges kötelező terítékminta beküldésen alapuló kormeghatározáson alapuló hasznosítható mennyiség kidolgozását. Természetesen a mai kornak megfelelő technikai eszközök (pl. hőkamerák) használatával, valamint jól időzített becslés megbízható elvégzésével és ellenőrzésével.
2. Kimutattam, hogy az egyedi jellemzők jellemzően nem a területek között, hanem a területeken belül az évek között térnek el, az állományjellemzőkben (különösen a nőtények korösszetételében és a vemhesülési arányában), pedig a területek között vannak különbségek, ez megerősíti a területek adott évekhez történő hasznosítható mennyiségének tervezését. Fontos információhoz jutottam az egy év alatti egyedek életkorával kapcsolatban a (vadászatok idején az egyedek jelentős része 4-7 hónapos korú), amely egybeesik a faj diszperziós idejével.
3. Ok-okozati összefüggéseket tártam fel bizonyos egyes egyedi jellemzők és a termékeny nőtények átlagos placentahegszáma között.
4. Adatokat gyűjtöttem a korspecifikus túlélési arány megismeréséhez, amelyből a fiatal korcsoport gyengébb túlélési arányait igazoltam, valamint a hímek magasabb túlélési arányait. Kimutattam, hogy a korcsoportok egyes évek közötti túlélési arányai területenként eltérhetnek, tehát a vadgazdálkodó a élőhelyfejlesztésekkel (pl. ugarterület növelésével, jól menedzselt ragadozókontrollal) sokat tehet a fiatalok túlélési arányok növelése érdekében.
5. A gyűjtött adatokból megbecsültem, a szaporodási küszöbéletkort a nőtény egyedeknél (fél éves kor) és azt, hogy a fiatal egyedek kis utódszámmal, de nagyobb arányban vesznek részt a szaporodásban a korábban leírtaknál. A vizsgálatok megerősítették, hogy a kortól függő vemhesülési arány és az évenként változó korösszetétel miatt az évenkénti populációs szintű szaporodási teljesítmény eltérhet területenként és évenként is egymástól.
6. Megállapítottam, hogy a próbavadászatok eredménye reprezentatívnak tekinthető az általam felhasznált elemszámnál ($n_{\text{próba}}=141$ és $n_{\text{össz}}=378$).

8. ÖSSZEFOGLALÁS

Kutatásom célja a mezei nyúl állományok alakulását befolyásoló tényezők vizsgálata, eltérő egyedsűrűségű alföldi élőhelyeken. A téma feldolgozása során felmerült a faj reprodukciós teljesítményének csökkenése, mint az egyedszámcsökkenés egyik lehetséges oka. Az adatgyűjtést 2014-2016 között végeztem Túrkevéen és Békéscsabán. Összesen 378 egyedből származó szervmintát vizsgáltam meg. Munkám terepi adatgyűjtésből (tavaszi és őszi állománybecslések), mintagyűjtésből, laboratóriumi vizsgálatokból és számítógépes adatfeldolgozásból állt. A mintákat a Szegedi Tudományegyetem Mezőgazdasági Karának laboratóriumában vizsgáltam. A vadászterületek bemutatását az OVA adatai alapján tettem meg. A statisztikai adatfeldolgozást az Excel és az IBM SPSS Statistics 22 programcsomaggal végeztem. Megállapítottam, hogy a területen belül a két legváltozékonyabb egyedi tulajdonság a vesezsír-index és a testtömeg, legkevésbé változékony pedig a placentahegyszám volt. Az állományadatok közül pedig a vemhesülési arány. A területek között az egyedi jellemzőkben csak a testtömeg mutatott változékonyságot, míg az állományadatok közül a nőtények korösszetételében volt eltérés. Az összes adat területek közötti értékelése nem mutatott különbséget a nőtények vesezsír-index, vemhesülési arány, és placentahegyszám változóiban. Mindkét vizsgált területen az 1 év alatti és az 1-2 éves korosztály egyedei alkották a minták túlnyomó részét. Az ettől idősebb korosztály 4,1-18,6%-ban alkotta a terítéket. Az egy év alatti példányok közel fele a 4-7 hónapos korú egyedek voltak a vadászatok idején, amely egybeesik az egyedek diszperziójának idejével. Az egy év alatti mezei nyulak túlélési arányát, minden esetben alacsonyabbnak találtam, mint az idősebb egyedekét. A korcsoportok közötti túlélési arányok között a területek között is eltérést tapasztaltam. Összességében a hímek korspecifikus túlélési valószínűsége az egyes évek között kiegyenlítettebbnek tekinthető, mint a nőtényeké. A vizsgálatokból kiderült, hogy az egyedi és állományjellemző tulajdonságok, jellemzően nem a területek között, hanem területen belül az egyes évek között térnek el nagyobb mértékben. A populáció korcsoportonkénti szaporodási teljesítményhez való hozzájárulás vizsgálata során megállapítottam, hogy a legtöbb abszolút szaporulatot az 1-2 éves és a 2-3 példányok adták. A 2-3 éves és a fölötti korú egyedek a relatív szaporodási teljesítmény szempontjából a legértékesebbek, de alacsonyabb létszámarányuk miatt az abszolút hozzájárulásuk kisebb, mint az 1-2 éves egyedeké. A magasabb abszolút hozzájárulást az 1 év alatti és 1-2 éves korcsoportok adják alacsonyabb relatív

hozzájárulásuk ellenére, a magasabb állományon belüli létszamarányuk miatt. A korcsoportok vemhesülési aránya az 1 év alatti korcsoportban volt a legalacsonyabb [71%] és a 2-3 éves egyedeké a legmagasabb [87%]. Az egy év alatti egyedek átlagos placentahegyszáma volt a legkisebb a három korcsoport közül [3,71db/anya]. Az egy év alatti példányok vemhesülési aránya az irodalmi adatokhoz képest magas volt. Ezek a példányok jelentős aránya az összesített területen összességében az abszolút szaporulat 20-30%-át eredményezte a három év átlagában. Annak ellenére, hogy az összesített területek 14%-át alkotta csupán a legidősebb 2-3 éves korosztály, jelentősen hozzájárult a populáció szaporodási teljesítményéhez [22,9%]. Megállapítható, hogy mindkét területen és mindhárom évben az egy évesnél idősebb egyedek termékenysége „állandónak” tekinthető. Az egyedi paramétereket befolyásoló egy vagy több tényező önálló vagy együttes hatásának vizsgálatára alkalmazott GLM modellek alapján a termékeny nőstények placentahegyszámait a vadászati év, az egyed kora, a terület*kor, valamint a terület*év*kor interakciók befolyásolták legnagyobb mértékben [$R^2=0,393$]. Bár a GLM modellben a testtömeg nem hatott szignifikánsan a placentahegyszámra, az elvégzett regresszióanalízis alapján a nőstények testtömege is [$R^2=0,167$] befolyásolja az életkor mellett [$R^2=0,087$] a placentahegyszámot. Az összes példány kondícióját vizsgálva a vadászati évnek kizárólagos hatása állapítható meg [$R^2=0,369$], amelyben vélhetően az időjárásnak kiemelkedő szerepe van. A terméketlen és termékeny fiatal nőstények életkorukban az adott korcsoporton belül különböztek egymástól. A nem termékeny nőstények fiatalabbak voltak a termékenységet mutató nőstényektől. Az adatok alapján a nőstények szaporodási küszöbéletkora fél év körüli korra becsülhető. A terméketlen és termékeny idős nőstények száritott szemlencsetömegei szintén eltértek az adott korcsoporton belül egymástól. A nem termékeny idős nőstények szemlencsetömegei kisebbek voltak a termékeny idős nőstényektől, annak ellenére, hogy a SUCHENTRUNK et al. (1991) által megadott azonos kategóriába tartoztak (1-2 év). Ez azt jelentheti, hogy az idős nőstények esetében a terméketlenség, oka lehet valódi meddőség, vagy a szaporodás kimaradása az adott szaporodási ciklusban. A vemhesülési arány a statisztikailag a két területen megegyezett. A faj reprodukciós mutatói alapján az egyedszám csökkenés fő oka nem a szaporodási teljesítmény esetleges csökkenésében keresendő.

9. SUMMARY

My research goal was to examine the factors influencing changes in brown hare populations in different lowland habitats where the species occurs in large numbers. While developing the thesis, a reduced reproductive performance in the species was examined as a possible cause for the decrease in the number of individuals. Data were collected between 2014 and 2016 in Túrkeve and Békéscsaba, Hungary. I examined organ samples from a total of 378 animals. My work consisted of field data collection (population estimates in spring and autumn), sample collection, laboratory tests, and computerized data processing. The samples were examined at the laboratory of the University of Szeged Faculty of Agriculture. Hunting areas have been described based on data from the National Game Management Database. Statistical data were processed in Excel and in the IBM SPSS Statistics 22 software package. I found that the two most varied individual characteristics at the area were kidney fat index and body weight, while the least varied was placental scar count. Among population-wide data, however, fecundity varied the most. In individual characteristics across areas, only body weight varied significantly, while there was a difference in female age composition and the proportion of sexes in population data. When assessing all data across the sites, there was no difference in the variables of female kidney fat index, fecundity, and placental scar count. At both study sites, leverets and yearlings constituted the majority of the samples. Older age groups accounted for 4.1-18.6% of the abundance. Nearly half of the leverets were 4-7 months old, which overlap the time of dispersion of the species. There were differences in the survival rate of age groups between areas. The survival rate of leverets in each case was found to be lower than that of older individuals. Overall, the age-specific probability of survival for males can be considered more balanced across the years than that of females. The studies reveal that notable variability in individual and population-specific characteristics does not typically occur across sites, but within a given site across years. Examining the contribution of various age groups to the reproductive performance of the population, I found that the absolute increase of the population was mostly facilitated by yearlings and 2-3 old hares. The most valuable age group to the relative reproductive performance of the population was the 2-3 old hares but due to the low number in the population its absolute increase of the population was lower than in age group 1-2 years. Due to the higher proportion in the population the leverets and yearlings gave higher absolute contribution to the reproductive performance of the population

despite its lower relative contributions. Fecundity across age groups was lowest in leverets and highest in individuals between 2 and 3 years of age. The mean placental scar count in leverets was the lowest of the three age groups. Leveret fecundity [70%] differed significantly from data in the literature.

The high proportion of these individuals within the overall abundance constituted a total of 20-30% of the absolute increase in population. Even though the oldest age group, between 2 and 3 years of age, accounted for 14% of the total abundance, they contributed significantly to the reproductive performance of the population. What can be ascertained is that in each of the three years and at both sites, the fecundity of individuals older than one year appeared to be constant. Consequently, the “most valuable” age groups within the abundance are yearlings, as they have high fecundity, placental scar count, and incidence rates in the samples. Based on the GLM models used to examine unique and combined effects of one or more factors in individual parameters, placental scar count in fertile females was most affected by the interaction between hunting year, age, site*age, and site*year*age [$R^2 = 0.393$]. Although body weight did not significantly affect placental scar count in the GLM model, regression analysis shows that female body weight [$R^2 = 0.167$], apart from age [$R^2 = 0.087$], also influences placental scar count. Examining the condition of all animals, we can establish the exclusive effect of the hunting year [$R^2 = 0.369$], where weather presumably plays a prominent role. Infertile and fertile young females differed significantly in their age within a given age group. Females showing no fertility were significantly younger than females showing fertility. Based on the data, the age threshold for reproduction in females is around 6 months. The dry weight of the eye lens in infertile and fertile elderly females also differed significantly within each age group. The dry weight of eye lens in older females showing no fertility was significantly lower than that of older females showing fertility, despite the individuals being in the same category [14–23 months] as classified by SUCHENTRUNK et al. (1991). This may mean that in case of older females, infertility could be due to true infertility, or possibly a temporary lack of reproduction in a given reproductive cycle, since these individuals are of a potentially reproductive age. Fecundity in the droves inhabiting the sites was higher in the disturbed site. From the reproductive indices of the species in the study sites we can conclude that the main reason behind the decrease in the number of individuals is not the potential decrease in reproductive performance.

10. IRODALOMJEGYZÉK

1. ANTONIOU, A. - KOTOULAS, G. - MAGOULAS, A. - ALVES, P. C. (2008): Evidence of autumn reproduction in female European hares (*Lepus europaeus*) from southern Europe. *European Journal of Wildlife Research*. 54, 581–587.
2. APÁTHY T. M. (2003): Az emlősök szőrmintáinak információtartalma, a szőrhatározás módszertana, a módszer gyakorlati alkalmazása. ELTE TTK Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, doktori disszertáció.
3. AVRIL, A. - LEONARD, I. - LETTY, J. - PÉROUX, R. - GUITTON, J-S. - PONTIER, D. (2011): Natal dispersal of European hare in a high-density population. *Mammalian Biology*. 76, 148–156.
4. BABOS S. (1971): A magyarországi vadnyulak parazitás betegségei. A vadgazdálkodás fejlesztése. In: Vadegészségügy. Szerk. IZRAEL G., Budapest, 1971. MÉM Vadászati és Vadgazdálkodási Főosztálya 44-47.
5. BAKER, P. - FURLONG, M. - SOUTHERN, S. - HARRIS, S. (2006): The potential impact of red fox (*Vulpes vulpes*) predation in agricultural landscapes in lowland Britain. *Wildlife Biology*. 12 (1), 39-50.
6. BANKS, P. B. (2000): Can foxes regulate rabbit populations? *Journal of Wildlife Management*. 64, 401-406.
7. BARKÓCZI I. - HAGYMÁSI L. (1982): Nyúlremények. *Nimród*. 102 (2), 58-59.
8. BENSINGER, S. - KUGELSCHAFTER, K. - ESKENS, U. - SOBIRAJ, A. - SOBIRAJ, G. (2000): Untersuchungen zur jährlichen Reproduktionsleistung von weiblichen Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas 1778) in Deutschland. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*. 46, 73-83.
9. BEUKOVIĆ, M. - BEUKOVIĆ, D. - BURSIC, V. - KRISTOVIĆ, S. - JAJIĆ, I. - POPOVIĆ, Z. - LAVADINOVIĆ, V. (2017 a): The presence of pesticides in the fatty tissue of Brown hare (*Lepus europaeus* Pall.): Pilot test in one hunting ground of Bačka territory. In: Sustainable Forestry: Fact or Fiction? International Scientific Conference. 4-6. October 2017. Skopje. Szerk. NAJDOVSKI, B., SIMOVSKI, B., GJENCHEVSKI, D., Skopje, 2017. Cyril and Methodius University, 37.
10. BEUKOVIĆ, M. - BEUKOVIĆ, D. - POPOVIĆ, Z. - ĐORĐEVIĆ, N. - ĐORĐEVIĆ, M. (2013 a): Impact of climatic factors to the percentage of young in the population of brown hare (*Lepus europaeus*) in the Bačka district. *Acta Veterinaria (Beograd)*. 63 (1), 111-122.

11. BEUKOVIĆ, M. - ĐORĐEVIĆ, N. - POPOVIĆ, Z. - BEUKOVIĆ, D. - ĐORĐEVIĆ, M. (2011): Nutrition specificity of brown hare (*Lepus europaeus*) as a cause of decreased number of population. Contemporary Agriculture. 60, 403-413.
12. BEUKOVIĆ, M. - POPOVIĆ, Z.- BEUKOVIĆ, D (2017 b): Age determination of brown hare in province of Vojvodina for season 2016, trends of juvenile in population In: Proceedings International Symposium on Animal Science (ISAS). 5-10. June. 2017. Herceg Novi, Montenegro. Szerk. TRIVUNOVIĆ, S. 2017. University of Novi Sad, Faculty of Agriculture, 347-353.
13. BEUKOVIĆ, D. - POPOVIĆ, Z. - BEUKOVIĆ, M. - BURSIC, V. - ĐORĐEVIĆ, N. - KRISTOVIĆ, S. - JAJIĆ, I. - LAVADINOVIĆ, V. (2018): The pesticide in Brown hare adipose tissue as consequence of anthropogenic factors. In: Proceedings International Symposium on Animal Science (ISAS). 22-23. November. 2018. Zemun, Belgrade. Szerk. POPOVIĆ, Z., MILJUŠ, M. 2018. University of Belgrade, 69-74.
14. BEUKOVIĆ, M. - POPOVIĆ, Z. - ĐORĐEVIĆ, N. (2012): The management analysis of hare population in Vojvodina for the period 1997-2011. In: Modern aspects of sustainable management of game population. International Symposium on Hunting. 22-24. June 2012. Zemun-Belgrade. Szerk. POPOVIĆ, Z., BEUKOVIĆ, M., MILUTINOVI, M., BEUKOVIĆ, D. 2012. University of Novi Sad, 9-15.
15. BEUKOVIĆ, M. - STANIC, I. - BOZIC, A.- BEUKOVIĆ, D. - DJAN, M. - VELICKOVIC, N. (2013 b): Correlation of hunting mass with reproductive potential of female hare (*Lepus europaeus* P.) In: Modern aspects of sustainable management of game population. International Symposium on Hunting. 2. 17-20 October 2013. Novi Sad. Szerk. BEUKOVIĆ, M., POPOVIĆ, Z., ĐORĐEVIĆ, N., ĐORĐEVIĆ, M., DAN, M., BEUKOVIĆ, D., LAVADINOVIĆ, V. 2013. University of Novi Sad, 73-78.
16. BERTÓTI I. (1975): A zárt rendszerű kukoricatermesztés a mezei nyúl állományaira. A vadgazdálkodás fejlesztése. 15, 33-41.
17. BIRÓ ZS. - ROSZIK Á. - RÍZMAYER P. (2009 a): Az élőhelyvesztés szerepe a mezei nyúl (*Lepus europaeus*, Pallas 1778) állományok csökkenésében Magyarországon. Természetvédelmi Közlemények. 15, 35-45.

18. BIRÓ ZS. - SZEMETHY L. - HELTAI M. - CSÁNYI S. - SZABÓ L. - PATKÓ L. - UJHEGYI N. (2013): Az apróvad állomány és a ragadozógazdálkodás helyzete Magyarországon. „A parlasi sas védelme Magyarországon”c. programhoz. Gödöllő.
19. BIRÓ ZS. - VAD A. - VERES K. (2009 b): A mezei nyúl mezőgazdasági kultúra használatának időbeli és térbeli variabilitása. In: Kari Tudományos Konferencia Kiadvány. 2009.10.12. Sopron. Szerk. Lakatos F, Kui B., Sopron, 2009. Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, 239-242.
20. BIRÓ ZS. - KATONA K. - SZEMETHY L. (2003): A mezei nyúl táplálkozási jellegzetességei különböző magyarországi élőhelyeken. Vadbiológia. 10, 68-73.
21. BIRÓ ZS. - SZEMETHY L. (2002): A Kovács- Heltay féle mezei nyúl gazdálkodási modell kritikája és továbbfejlesztésének lehetősége. Vadbiológia. 9, 73-82.
22. BLOTTNER, S. (2001): Gestörte Fortpflanzungsfähigkeit des Feldhasen? Notwendigkeit und Schwierigkeit der Unterscheidung zwischen physiologischen, ökologischen und anthropogenen Einflussfaktoren. Zeitschrift für Jagdwissenschaft. 47, 77-83.
23. BONINO, N. – BUSTOS, J. C. (1998): Kidney mass and kidney fat index in the european hare inhabiting Northwestern Patagonia. Mastozoologia neotropical. 5 (2), 81-85.
24. BOYE, P. (1996): Ist der Feldhase in Deutschland gefährdet? Natur und Landschaft. 71, 167-174.
25. BRAY, Y. - CHAMPELY, S. - SOYEZ, D. (2002): Age determination in leverets of European hare *Lepus europaeus* based on body measurements. Wildlife Biology. 8, 31-39.
26. BRAY, Y. – DEVILLARD, S.- MARBOUTIN, E.-MAUVY, B.- PEROUX, R. (2007): Natal dispersal of European hare in France. Journal of Zoology. 273 (4), 426-434.
27. BRAY, Y. - MARBOUTIN, E.- PEROUX, R.- FERRON, J. (2003): Reliability of stained placentalscar counts in European hares. Wildlife Society Bulletin. 31 (1), 237-246.
28. BRODOWSKI, A. K. - JEWGENOW, K. - PIELOWSKI, Z. - BLOTTNER, S. (2001): Seasonal changes in histological-morphometric parameters of testes in the European brown hare. Zeitschrift für Jagdwissenschaft. 47 (1), 26-33.

29. BROEKHUIZEN, S. (1979): Survival in adult European Hares. *Acta Theriologica*. 24, (34): 465-473.
30. BROEKHUIZEN, S. (1979): Survival in adult European Hares. *Acta Theriologica*. 24, (34): 465-473. In: WINCENTZ, T. (2009): Identifying causes for population decline of the brown hare (*Lepus europaeus*) in agricultural landscapes in Denmark. PhD thesis. Aarhus University, Denmark.
31. BROEKHUIZEN, S.- MAASKAMP, F. (1979): Age determination in the European hare (*Lepus europaeus*, Pallas) in the Netherlands. *Zeitschrift für Säugetierkunde*. 44, 162-175.
32. BROEKHUIZEN, S. - MAASKAMP, F. (1980): Behaviour of does and leverets of the European hare (*Lepus europaeus*) whilst nursing. *Journal of Zoology*. 191, 487-501.
33. BROEKHUIZEN, S. - MAASKAMP, F. (1981): Annual production of young in brown hares (*Lepus europaeus*) in the Netherlands. *Journal of Zoology*. 193, 499-516.
34. BUTTERWORTH, A. –TURNER, K. M. –JENNINGS, N. (2017): Minimising orphaning in the brown hare *Lepus europaeus* in England and Wales: should a close season be introduced? *Wildlife Biology*. 2017 (4), 00279.
35. CABOŃ-RACZYŃSKA, K. – RACZYŃSKI, J. (1972): Methods for Determination of Age in the European Hare. *Acta Theriologica*. 17, (7): 75-86.
36. CANOVA, L. – GAZZOLA, A. – POLLINI, L. – BALESTIERI, A. (2020): Surveillance and habitat diversity affect European brown hare (*Lepus europaeus*) density in protected breeding areas. *European Journal of Wildlife Research*. 66 (4), 66.
37. CAUGHLEY, G. (1977): Analysis of vertebrate populations. J. Wiley & Sons, Chicester-New York-Brisbane-Toronto, 1-234.
38. CAUGHLEY, G. - SINCLAIRS, A. R. E. (1994): Wildlife Ecology and Management. Blackwell Science, Oxford. 1-344. In: FARAGÓ S. - NÁHLIK A. (1997): A vadállomány szabályozása- A fenntartható vadgazdálkodás populációökológiai alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-315.
39. CASWELL, H. (1989): Matrix Population Models: Construction, Analysis and Interpretation. Sinauer Associates, 1-328. In: WINCENTZ, T. (2009): Identifying causes for population decline of the brown hare (*Lepus europaeus*) in agricultural landscapes in Denmark. PhD thesis. Aarhus University, Denmark.

40. CHAPMAN, D. I. (1974): Reproductive physiology in relation to deer management. Mammal Review. Proceedings of a Symposium on the Biological Basis of Deer Management. 4 (3), 61-74. In: FARAGÓ S. - NÁHLIK A. (1997): A vadállomány szabályozása- A fenntartható vadgazdálkodás populációökológiai alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-315.
41. CHAPMAN, J. A. - FLUX, J. E. C. (1990): Rabbits, Hares and Pikas: Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN, Gland. 1-168.
42. COOKE, M. M.- JACKSON, R.- COLEMAN, J. D. (1993): Tuberculosis in free-living brown hare (*Lepus europaeus occidentalis*). New Zealand Veterinary Journal. 41, 144-146.
43. COWAN, D. (2004): An overview of the current status and protection of the Brown Hare (*Lepus europaeus*) in the UK. Defra report prepared for European Wildlife Division.
44. CUKOR, J. – HAVRÁNEK, F. – LINDA, R. – BUKOVJAN, K. – PAINTER, M. S. –HART, V. (2018): First findings of brown hare (*Lepus europaeus*) reintroduction in relation to seasonal impact. Plos one. October 10, 2018.
45. CSÁNYI S. (2007):Vadbiológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-136.
46. CSÁNYI S., (szerk.) (2016): Vadgazdálkodási Adattár 1960-2016. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 1-48.
47. CSÁNYI S. - MÁRTON M. - KOVÁCS V. - KOVÁCS I. - PUTZ K. - SCHALLY G. (szerk.) (2017): Vadgazdálkodási Adattár - 2016/2017. vadászati év. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 1-52.
48. CSÁNYI S. - MÁRTON M. - KÖTELES P. - LAKATOS E. - SCHALLY G. (szerk.) (2019): Vadgazdálkodási Adattár - 2018/2019. vadászati év. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 1-66.
49. DEBROT, S. - FIVAZ, G. - MERMOD, C. - WEBER, J. M. (1982): Atlas des poils des mammifères d'Europe. Institut de Zoologie, Neuchatel. 1-208.
50. EDWARDS, P. J. - FLETCHER, M., R. - BERNY, P. (2000): Review of the factors affecting the decline of the European brown hare, *Lepus europaeus* (Pallas, 1778) and the use of wildlife incident data to evaluate the significance of paraquat. Agriculture, Ecosystems and Environment. 79, 95–103.
51. EIBERLE, K. - MATTER, J. F. - WETTMAN, O. (1982): Zur Bestandentwicklung des Feldhasen im Kanton Zürich. Vierteljahrsschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich. 127 (3), 231-245. In: KOVÁCS, GY. -HELTAY, I. (1993):

- A mezei nyúl. Ökológia, gazdálkodás, vadászat. Hubertus Bt. és Magyar Mezőgazdaság Kft., Budapest. 1-78.
52. ENGELHARDT, W. - OBERGRUBER, R. - REICHHOLF, J. (1985): Lebensbedingungen des europäischen Feldhasen (*Lepus europaeus*) in der Kulturlandschaft und ihre Wirkungen auf Physiologie und Verhalten. Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege Beiheft. 5, 1-90.
 53. ERLINGE, S. - FRYLESTAM, B. - GÖRANSSON, G. - HÖGSTEDT, G. - LIBERG, O. - LOMAN, J. (1984): Predation on brown hare and ring-necked pheasant population in southern Sweden. Holarctic Ecology. 7, 300-304.
 54. ESKENS, U. - FRÖLICH, K. - KUGEL, B. - FROST, JW.- STREICH, WJ. - BENSINGER, S. (2000): Seroepidemiologische Untersuchungen zur Verbreitung des European Brown Hare Syndrome (EBHS) und der Rabbit Haemorrhagic Disease (RHD) in Feldhasenbeständen ausgewählter Reviere in der Bundesrepublik Deutschland. Zeitschrift für Jagdwissenschaft. 46, 61-72.
 55. FARAGÓ S. (1997): Élőhelyfejlesztés az apróvad-gazdálkodásban: A fenntartható apróvad-gazdálkodás környezeti alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-356.
 56. FARAGÓ S. (2012): Vadászati állattan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-496.
 57. FARAGÓ S.- LÁSZLÓ R. (2003): Magyar vadelhullás monitoring 2000/2001. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron.
 58. FARAGÓ S.- LÁSZLÓ R. (2016): Magyar vadelhullás monitoring 2014/15. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási Intézet, Sopron.
 59. FARAGÓ S. - NÁHLIK A. (1997): A vadállomány szabályozása- A fenntartható vadgazdálkodás populációökológiai alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-315.
 60. FARKAS D. (1977): A lucerna betakarítás hatása a mezei nyúlra és a fácánra. Nimród Fórum. 7, 1-4.
 61. FARKAS D. (1983): Eltérő egyedsűrűségű mezei nyúl állományok reprodukciós képességének vizsgálata. Beszámoló a Természet és Vadvédelmi Állomás 1983. évi munkájáról. Fácánkert, 37-40.
 62. FARKAS S. - MAJZINGER I. (2007): A mezei nyúl (*Lepus europaeus*, Pallas 1778) élőhelypreferenciája a táplálkozási időszakban. (Habitat preference of the European brown hare (*Lepus europaeus*, Pallas 1778) in the feeding period. Agrár- és vidékfejlesztési szemle. 2, 29-37.

63. FLIS, M.-RATAJ, B. (2019 a): Characteristics of population indicators of Brown hare (*Lepus europaeus*, Pall.) obtained during group hunting in the region with the highest density in western part of the Lubin region in Poland. *Applied Ecology and Environmental Research* 17 (6), 13701-13711.
64. FLIS, M.-RATAJ, B. (2019 b): Weight of body, carcass and internal organs as well as paranephric fat index (KFI) as the individual condition indices of the brown hare (*Lepus europaeus*) in eastern Poland. *Annals of Warsaw University of Life Sciences-SGGW Animal Science* 58 (2), 133-141.
65. FLUX, J. E. C. (1967): Reproduction and body weights of the hare *Lepus europaeus*, Pallas in New Zeland. *New Zealand Journal of Science*. 10, 357-401.
66. FLUX, J. E. C.- ANGERMANN, R. (1990): Chapter 4: The Hares and Jackrabbits. In: CHAPMAN, J. A., FLUX, J. E. C. (szerk.): *Rabbits, Hares and Pikas: Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN, Gland. 61-94.
67. FRYLESTAM, B. (1979): Structure, size and dynamic of three European hare population of Southern Sweden. *Acta Theriologica*. 24, 449-464.
68. FRYLESTAM, B. (1986): Agricultural land use effect on the winter diet of Brown hare (*Lepus europaeus* Pallas) in southern Sweden. *Mammal Review*. 16, 157-161.
69. GÁL J. (2005): Egyes fertőző betegségek hatása a mezei nyúl populációra. In: IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium. 2005.10.17-19. Budapest. Szerk. KORSÓS Z., Budapest, 2005. Fővárosi Állat- és Növénykert, 421-424.
70. GÁL J. (2006): A Lajta-Hanság mezei nyúl állományának vizsgálata különös tekintettel annak egészségügyi helyzetére. PhD értekezés, Sopron.
71. GÁL J.- MAROSÁN M. (2003): A mezei nyulak pasteurellosisa. *Vadgazda*. 4, 9.
72. GÁL J. - MAROSÁN M. - FARAGÓ S. (2002): A mezei nyulak (*Lepus europaeus* Pallas.) hereelváltozásainak vizsgálata a Lajta-Hanság területén. *Magyar Állatorvosok Lapja*. 124 (12), 749-753.
73. GÁL J. - MAROSÁN M. - WINKLER D. - KOLICS L. - BOZSÉR O. - SÓS E. (2003): A mezei nyulak tularémiája. *Magasles*. I (2), 31.
74. GOSZCZYNSKI, J. - WASILEWSKI, M. (1992): Predation of foxes on hare population in Central Poland. *Acta Theriologica*. 37 (4), 329-338.
75. GÖRITZ, F. - FAßBENDER, M. - BROICH, A. - QUEST, M. - BLOTTNER, S. A. - GILLES, M. - LENGWINAT, T. - SPITTLER, H. - HILDEBRANDT, T. B. (2001): Untersuchungen zur reproduktiven Fitness lebender weiblicher Feldhasen aus unterschiedlichen Habitaten. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*. 47, 92-99.

76. GÖRNER, M. - HACKENTHAL, H. (1987): Säugetiere Europas. Neumann Verlag, Leipzig-Radebeul. 1-372.
77. HACKLÄNDER, K. (2012): Sustainable management of European hare in Lower Austria. In: Modern aspects of sustainable management of game population. International Symposium on Hunting. 22-24. June 2012. Zemun-Belgrade. Szerk. POPOVIĆ, Z., BEUKOVIĆ, M., MILUTINOVI, M., BEUKOVIĆ, D. 2012. University of Novi Sad, 7-8.
78. HACKLÄNDER, K. - ZEITLHOFFER, C. - CEULEMANS, T. - SUCHENTRUNK, F. (2011): Continentality affects body condition and size but not yearly reproductive output in female European hares (*Lepus europaeus*). Mammalian Biology. 76, 662-664.
79. HAERER, G. – NICOLET, J. –BACCIARINI, L. – GOTTSTEIN, B. – GIACOMETTI, M. (2001): Causes of mortality, zoonoses and reproductive performance in European brown hare in Switzerland. SAT Schweizer Archiv. 143 (4), 193-201.
80. HANSEN, K. (1992): Reproduction in European hare in a Danish farmland. Acta Theriologica. 37 (1-2), 27-40.
81. HELL, P. (1972): Zajac a kralík. Priroda, Bratislava. In: KOVÁCS, GY. - HELTAY I. (1993): A mezei nyúl. Ökológia, gazdálkodás, vadászat. Hubertus Bt. és Magyar Mezőgazdaság Kft., Budapest. 1-79.
82. HELTAI M. (szerk.) (2010): Az emlős ragadozók Magyarországon. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-240.
83. HELTAI M.- SZEMETHY L. (2000): A vadgazdálkodás törvényes lehetőségei a ragadozókkal való együttélésben. A Vadgazdálkodás Időszerű Tudományos Kérdései, Gödöllő. 1. 89-98.
84. HELTAI M.- SZEMETHY L. (2013): Ragadozógazdálkodási stratégia, különös tekintettel a védett veszélyeztetett prédafajok állományainak védelmére. SZIE, Gödöllő. 16-19.
85. HELTAY I. (1989): A róka ökológiája és vadászata. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 1-175.
86. HELTAY I.- KOVÁCS GY. (1978): Szomszédos mezei nyúl populációk vizsgálata az optimális hasznosítható mennyiség meghatározása érdekében. Nimród Fórum. 9, 6-8.

87. HELTAY I. - SZÉKY P. (1975): Populáció-dinamikai vizsgálatok mezei nyúlnál. A vadgazdálkodás fejlesztése. 7, 5-31.
88. HILDEBRANDT, T. B. - ROELLING, K. - GOERITZ, F. - FASSBENDER, M. - KRIEG, R. - BLOTTNER, S. - BEHR., B. - HERMES, R. (2009): Artificial insemination of captive European brown hares (*Lepus europaeus* PALLAS, 1778) with fresh and cryopreserved semen derived from free-ranging males. Theriogenology. 72, 1065-1072.
89. HOFFMANN, R. S. - SMITH, A. T. (2005): Order Lagomorpha. In: WILSON, D.E. - REDEER, D. M. (szerk.), Mammal Species of the World. 185-211. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
90. HOMOLKA, M. (1985): Spatial activity of hares (*Lepus europaeus*). Folia Zoologica. 34, 217-226.
91. HÖNICH M. - SUGÁR L. - KEMENES F. (1978): A vadon élő állatok betegségei. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-223.
92. HUŠEK, J. - PANEK, M. –TRYJANOWSKI, P. (2015): Predation risk drives habitat-specific sex ratio in a monomorphic species, the brown hare (*Lepus europaeus*). Ethology. 121 (6), 593-600.
93. (I1) http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_ux004b.html?down=195.42857360839844
94. (I2) <https://docplayer.hu/7021458-Integralt-mezei-nyul-gazdalkodas-dr-farago-sandor.html> Utolsó hozzáférés 2020.08.24.
95. (I3) <https://hu.wikipedia.org/wiki/Popul%C3%A1ci%C3%B3dinamika>
96. (I4) https://en.wikipedia.org/wiki/European_hare Utolsó hozzáférés: 2018.03.02.
97. (I5) <https://www.magyarvadasz.hu/images/cms/File/vadaszinfotar/vadgazdalkodasitajegyseg-bekesmegye.pdf> Utolsó hozzáférés: 2018.03.02.
98. (I6) <https://www.google.com/maps/place/T%C3%BArkeve> Utolsó hozzáférés: 2018.03.02.
99. (I7) <https://www.google.com/maps/place/B%C3%A9k%C3%A9scsaba> Utolsó hozzáférés: 2018.03.02.
100. JENNINGS, N.- SMITH, R. K.-HACKLÄNDER, K.-HARRIS, S.-WHITE, P.C.L. (2006): Variation in demography, condition and dietary quality of hares *Lepus europaeus* from high-density and low density populations. Wildlife-Biology 12 (2), 179-189.

101. KALOTÁS ZS. (1980): Adatok az egerészölyv (*Buteo buteo*) táplálkozásához. Állattani Közlemények. LXIX. 111-117.
102. KALUZINSKI, J. - PIELOWSKI, Z. (1976): The effect of technical agricultural operations on the hare population. In: PIELOWSKI, Z.- PUCEK, Z. (szerk.): Ecology and management of European hare populations. Polish Hunting Association, Warsaw. 205-211.
103. KAMIENIARZ, R. - VOIGT, U. - PANEK, M. - STRAUSS, E. - NIEWĘGŁOWSKI, H. (2013): The effect of landscape structure on the distribution of brown hare (*Lepus europaeus*) in farmlands of Germany and Poland. Acta Theriologica. 58, 39–46.
104. KARDEVÁN A.- KEMENES F. (1961): A mezei nyulak brucellózisa hazánkban. Magyar Állatorvosok Lapja. 16 (2), 59-61.
105. KARP, D. – GEHR, B. (2020): Bad hare day: very low survival rate in brown hare leverets. Wildlife Biology. 2020 (2), 00645.
106. KATONA K. - BIRÓ ZS. - SZEMETHY L. - DEMES T. - NYESTE M. (2010): Spatial, temporal and individual variability in the autumn diet of European hare (*Lepus europaeus*) in Hungary. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae. 56, 89-101.
107. KAUHALA, K. - LAUKKANEN, P. - VON RÉGE, I. (1998): Summer food composition and food niche overlap of the racoon dog, red fox and badger in Finland. Ecography. 21 (5), 457-463.
108. KELEMEN J.-SZEMETHY L.-BÍRÓ ZS. (2005): A mezei nyúl gazdálkodás aktuális helyzete és szükségés fejlesztése. Gazdálkodás. XLIX.13. 81-91.
109. KEMENES F. (1971): A mezei nyulak fertőző betegségei. In: Vadegészségügy. Szerk. IZRAEL G., Budapest, 1971. MÉM Vadászati és Vadgazdálkodási Főosztálya 47-51.
110. KERSCHAGL, W. (1965): Wildkrankheiten. Österreichischer Jagd und Fischerei Verlag, Wien. 328.
111. KOTLÁN S. - KOBULEJ T. (1972): Parazitológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 503.
112. KOVÁCS F.- VÁNYI A. (1993): Egyes nehézfémek, a nitrátok és mikotoxinok mozgása a táplálékláncban. Magyar Állatorvosok Lapja. 48 (4), 197-201.
113. KOVÁCS GY. (1986a): A felnőtt mezeinyulak túlélési mintázata. Állattani Közlemények. LXXIII. 45-49.

114. KOVÁCS GY. (1986 b): A szaporodási ciklus befejező szakasza a mezei nyúlnál: mikor kezdődjön a vadászdény? Vadbiológia. 1, 23-29.
115. KOVÁCS GY. (1986 c): Létszámbecslési módszer gyakorló vadgazdáknak. A mezei nyúl állománysűrűségének becslése reflektorral. Vadbiológia. 1, 73-79.
116. KOVÁCS GY. - BÚZA CS. (1988): a mezei nyúl (*Lepus europaeus*, Pallas) mozgáskörzetének jellemzői egy erdősült és egy intenzíven művelt mezőgazdasági élőhelyen. I. A mozgáskörzet nagysága. Vadbiológia. 2, 67-84.
117. KOVÁCS GY. - HELTAY I. (1985): A mezei nyúl. Ökológia, gazdálkodás, vadászat. Mezőgazdaság Kiadó, Budapest. 1-176.
118. KOVÁCS GY. - HELTAY I. (1993): A mezei nyúl. Ökológia, gazdálkodás, vadászat. Hubertus Bt. és Magyar Mezőgazdaság Kft., Budapest. 1-176.
119. KOVÁCS GY. - ÖCSÉNYI M. (1980): Egy mezei nyúl populáció koreloszlásának meghatározása az állkapocs periosztális növekedési vonalai alapján. Vadbiológiai Kutatás. 26, 5-7.
120. KOZDROWSKI, R. - SIEMIENIUCH, M. (2009): Inducing ovulation and artificial insemination in the European brown hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778). Animal Reproduction Science. 112, 377–383.
121. KOZDROWSKI, R.- DZIĘCIOŁ, M.- STAŃCZYK, E.- OCHOTA, M.- SŁAWUTA, P.- SIEMIENIUCH, M. J. (2011): Artificial induction of superfetation in the European hare (*Lepus europaeus*). European Journal of Wildlife research. 57, 333-336.
122. KÓHALMY T. (1994): Vadászati enciklopédia. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-628.
123. KÓHALMY T. (1999): Korbecslések. Szarvastól a siketfajdig. Nimród Vadászakadémia. 2, 85-87.
124. LANSZKI J. (2002): Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozásökológiája. Natura Somogyiensis. 4.
125. LEWANDOWSKI, K. – NOWAKOWSKI, J. J. (1993): Spatial distribution of brown hare *Lepus europaeus* populations in habitats of various types of agriculture. Acta Theriologica. 38 (4), 435-442.
126. LACK, D. (1954): The natural regulation of animal numbers. Clarendon Press, Oxford. 1—343. Oxford. In: BROEKHUIZEN, S. (1979): Survival in adult European Hares. Acta Theriologica. 24, (34): 465-473.

127. LINCOLN, G. A. - MACKINNON, C. B. (1976): A study of seasonally delayed puberty in the male hare *Lepus europaeus*. Journal of Reproduction and Fertility. 46, 123-128.
128. LORD, RD. (1959): The lens as an indicator of age in cottontail rabbits. Wildlife Management. 23.
129. LUTZ, W. - SLAMECKA, J. (1997): Vergleichende Blei- und Cadmiumbelastung des Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas) in landwirtschaftlich und industriell genutzten Gebieten in Deutschland und der Slowakei. Zeitschrift für Jagdwissenschaft. 43, 176-185.
130. MACDONALD, D. - BARETT, P. (1993): Mammals of Britain and Europe. Harper Collins Publishers, New York. 1-312.
131. MAHLERT, B. (2014): Survival of juvenile European hares (*Lepus europaeus*) and the attempt to identify predators by trail cameras in areas of different population densities in Western Germany. http://stifterverband.jagdwissenschaften.de/wpcontent/uploads/2014/04/Internship_report_Britta_Mahlert.pdf.
Utolsó hozzáférés: 2020.01.02.
132. MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2020 a): Magyarország madarai: Dolmányos varjú.
<https://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-cornix>
Utolsó hozzáférés: 2020.01.02.
133. MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2020 b): Magyarország madarai: Egerészölyv.
<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madarbazis-butbut>
Utolsó hozzáférés: 2020.01.02.
134. MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2020 c): Magyarország madarai: Barna rétihéja.
<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madarbazis-ciraer>
Utolsó hozzáférés: 2020.01.02.
135. MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2020 d): Magyarország madarai: Héja.
<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madarbazis-accgen>
Utolsó hozzáférés: 2020.01.02.

136. MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2020 e): Magyarország madarai: Parlagi sas.
<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madarbazis-aquhel> Utolsó hozzáférés:2020.01.02.
137. MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2020 f): Magyarország madarai: Vetési varjú.
<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madarbazis-corfru> Utolsó hozzáférés:2020.01.02.
138. MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2020 g): Magyarország madarai: Holló.
<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madarbazis-corrax> Utolsó hozzáférés:2020.01.02.
139. MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2020 h): Magyarország madarai: Fehér gólya.
<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madarbazis-ciccic> Utolsó hozzáférés:2020.01.02.
140. MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2020 i): Magyarország madarai: Szürke gém.
<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madarbazis-ardcin> Utolsó hozzáférés:2020.01.02.
141. MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2020 j): Magyarország madarai: Nagy kócsag.
<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madarbazis-egralb> Utolsó hozzáférés:2020.01.02
142. MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2020 k): Magyarország madarai: Dankasirály.
<http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madarbazis-larrid> Utolsó hozzáférés:2020.01.02.
143. MAJZINGER I. (2013): Preliminary results of reproductive parameters of the brown hare on field territories. *Lucrari Stiintifice*. 15 (1), 13-17.
144. MAJZINGER I. (szerk. 2008): Apróvadgazdálkodás. Főiskolai jegyzet. Szegedi Tudományegyetem Mezőgazdasági Kar, Állattudományi és Vadgazdálkodási Intézet, Hódmezővásárhely. 52-63.

145. MAJZINGER I. (2014): Adatok a mezei nyúl szaporodási paramétereinek vizsgálatához és hasznosításához alföldi területeken. Vadbiológia. 16, 107-113.
146. MAJZINGER I. - CSÁNYI S. (2017): Útmutató az adatokon alapuló mezei nyúl-gazdálkodáshoz. Szent István Egyetemi kiadó, Gödöllő. 1-70.
147. MÁNDOKI M. - GÁL J. - FARAGÓ S. - RUSVAI M. (2003): Effect of *Pastuerella multocida* on the European brown hare population in Hungary. In: 41. Internationalen Symposiums über die Erkrankungen der Zoo- und Wildtiere. 28. May-01. June, 2003. Szerk. WISSER, J., Berlin, 2003. IZW 1-438.
148. MARBOUTIN, E. - BRAY, Y. – PÉROUX, R. –MAUVY, B. –LARTIGES, A. (2003): Population dynamics in European hare: breeding parameters and sustainable harvest rates. *Journal of Applied Ecology*. 40, 580-591.
149. MARBOUTIN, E. - HANSEN, K. (1998): Survival rates in non harvested brown hare population. *The Journal of Wildlife Managment*. 62, 772-779.
150. MARBOUTIN, E.- PEROUX, R. (1995): Survival Pattern of European Hare in a Decreasing Population. *Journal of Applied Ecology*. 32 (4), 809-816.
151. MARTINET, L. (1980): Oestrus behavior, follicular growth and ovulation during pregnancy in the hare (*Lepus europaeus*). *Journal of Reproduction and Fertility*. 59, 441-445.
152. MEREGGI, A.-VERRI, A. (1990): Population dynamics and habitat selection of the European hare on poplar monocultures in northern Italy. *Acta Theriologica*. 35 (1-2), 69-76.
153. MÉRES, J. – OSTRIHOŇ, M. –SLAMEČKA, J. – KAŠTIER, P. (2013): Population structure of brown hare (*Lepus europaeus*): a case study in selected areas of Nitra region. *Acta Facultatis Forestalis Zvolen*. 55 (1): 43-58.
154. MEZEI, M. - BURSIC, V. - VUKOVIC, G. - PETROVIC, A. - BEUKOVIĆ, D. - DUŠAN, M.- BEUKOVIĆ, M. (2018): Pesticides and the loss of biodiversity: European hare. In: Proceedings 26 th International Conference Ecological Thruth and Enviromental Research. 12-15 June 2018. Bor. Szerk. ŠERBULA, S., Bor, 2018. University of Belgrade, 221-225.
155. MITCHELL-JONES, AJ. - AMORI, G.- BOGDANOWICZ, W.- KRYSTUFEK, B. - REIJNDERS, PJH. - SPITZENBERGER, F. - STUBBE, M. - THISSEN, JBM. - VOHRALIK, V. - ZIMA, J. (1999): Atlas of European Mammals. Academic Press, London. 1-250.

156. MISIOROWSKA, M. - WASILEWSKI, M. (2012): Survival and causes of death among released brown hares (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) in Central Poland. *Acta Theriologica*. 57, 305–312.
157. MOCSÁRI E. (1993): A mezei nyulak ún. „European brown hare syndrome”-ja (EBHS). *Magyar Állatorvosok Lapja*. 5, 267-268.
158. MÖLLER D. (1980): Der Verlauf der Fortpflanzungsaktivität beim Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) im Jahresablauf. *Beitr Jagd und Wildforsch.* 11, 310-324.
159. NIKODÉMUSZ E. (1978): Növényvédőszeres vadtoxikológiai vizsgálata. *Nimród Fórum*. 4, 7-8.
160. NIKODÉMUSZ E. - KOVÁCS G. - VETÉSI F. (1985): On the pathology of the female reproductive tract in the European hare. In: XVIIth Congress of the International Union of Game Biologist. 17-21 September 1985. Brussels. Szerk. CROMBRUGGE, S. A., 1985. Brussels, 773-775.
161. NYENHUIS, H. (1995): The influence of weather on the population dynamics of European hare (*Lepus europaeus* P.). *European Journal of Wildlife Research*. 41, 182-187.
162. OHTAISHI, N. - HACHIYA, N. - SHIBATA, Y. (1976): Age determination of hare annual layers. *Acta Theriologica*. 21, 168-171.
163. ONDERSCHEKA, K. - OBERWALDER, U. - STEINECK, T. - TATARUCH, F. - VAVRA, I. - KLANSEK, E. (1992): Untersuchungen über die Ursachen rückläufiger Feldhasenstrecken im nördlichen Burgenland. *Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie der Veterinärmedizinischen Universität, Wien*.
164. PANEK, M. (1999): relationship between density of brown hare *Lepus europaeus* and landscape structures in Poland in the years 1981-1995. *Acta Theriologica*. 44 (1), 67-75.
165. PANEK, M. (2009): Factors Affecting Predation of Red Foxes *Vulpes vulpes* on Brown Hares *Lepus europaeus* During the Breeding Season in Poland. *Wildlife Biology*. 15 (3), 345-349.
166. PAP T. - SZRNKA T. (2004): A mezei nyúl gazdálkodási modellek vizsgálata. *Nimród*. 6, 4-7.
167. PEGEL, M. (2008): Ergebnisse der Feldhasenzählungen in Baden-Württemberg im Jahr 2007. *WFS-Mitteilungen* 1, 1-10.

168. PEGEL, M. - SEITLER, S. (2002): Zur Bestandssituation des Feldhasen in Baden-Württemberg Ergebnisse der Feldhasenzählungen Herbst 2001 im Rahmen des Projektes „Niederwildzensus Baden-Württemberg“. WFS-Mitteilungen 2, 1-4.
169. PEPIN, D. (1987 a): Dynamics of heavily exploited population of brown hare in a large-scale farming area. *Journal of Applied Ecology*. 24 (3), 725-734.
170. PEPIN, D. (1987 b): Kidney weight and kidney fat index on the European hare during the breeding season, in relation with the reproductive status of the animals. *Mammalis*. 51, 117-123.
171. PEPIN, D. (1989): Variation in survival of Brown hare (*Lepus europaeus*) leverets from different farmland areas in the Paris basin. *Journal of Applied Ecology*. 26 (1), 13-23.
172. PĖTELIS, K. –BRAZAITIS, G. (2009): The European hare (*Lepus europaeus* Pallas) population in Lithuania: the status and causes of abundance change. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis*. 9 (1), 115-120.
173. PIELOWSKI, Z. (1972): Home range and degree of residence of the European hare. *Acta Theriologica*. 17, 93-103.
174. PIELOWSKI, Z. (1969): Sex ratio and Weight of Hares. *Acta Theriologica*. 14 (8), 119-131.
175. PIELOWSKI, Z. - RACZYNSKI, J. (1976): Ecological conditions and rational management of hare populations. In: KOVÁCS, GY. - HELTAY, I. (1993): A mezei nyúl. Ökológia, gazdálkodás, vadászat. Hubertus Bt. és Magyar Mezőgazdaság Kft., Budapest. 1-176.
176. PINTUR, K. - POPOVIĆ, N. - ALEGRO, A. - SEVERIN, K. - SLAVICA, A. - KOLIĆ, E. (2006): Selected indicators of Brown hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) population dynamics in northwestern Croatia. *Veterinarski Arhiv*. 76, 199-209.
177. POPESCU, F. D. - HACKLÄNDER, K. - ARNOLD, W. - RUF, T. (2011): Effects of season and reproductive state on lipid intake and fatty acid composition of gastrointestinal tract contents in the European hare. *Journal of Comparative Physiology*. 181 (5), 681-689.
178. POPOVIĆ, Z. - BEUKOVIĆ, M. - ĐORĐEVIĆ, N. (2012): Management brown hare (*Lepus europaeus* Pall) population in Serbia. 1997-2011. In: Modern aspects of sustainable management of game population. International Symposium on

- Hunting. 22-24. June 2012. Zemun-Belgrade. Szerk. POPOVIĆ, Z., BEUKOVIĆ, M., MILUTINOVI, M., BEUKOVIĆ, D. 2012. University of Novi Sad, 1-6.
179. POPOVIĆ, Z. - BEUKOVIĆ, M. - MILOŠEVIĆ, G. (2013): Analysis of the state of hare population in the hunting grounds of central Serbia. In: Modern aspects of sustainable management of game population. 2nd International Symposium on Hunting. 17-20. October, 2013. Novi-Sad. Szerk. POPOVIĆ, Z., ĐORĐEVIĆ, N., ĐORĐEVIĆ, M., ĐAN, M., BEUKOVIĆ, D., LAVADINOVIĆ, V. 2013. University of Novi Sad, 39-47.
 180. POPOVIĆ, Z. - BOGDANOVIC, V. - GAJIC, I. (1999): The influence of climatic factors on the participation of young in the hare's population (*Lepus europaeus* Pall.) [Yugoslavia] [1997]. AGRIS 32 (1), 139-144.
 181. POPOVIĆ, N. - PINTUR, K. - ALEGRO, A. – SLAVICA, A. – LACKOVIĆ, M. – SERTIĆ, D. (2008): Themporal changes in the status of the European hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) populations of Međimurje, Croatia. Natura Croatica 17 (4), 247-257.
 182. POPOVIĆ, Z. - BEUKOVIĆ, M. - BEUKOVIĆ, B. (2015): Age structure determination of brown hare populations (*Lepus europaeus* Pall.) in 2014 year under management in different habitats. International Symposium on Animal Science 2015, Novi Sad. Proceedings and Abstract book. 266-274.
 183. POPOVIĆ, Z. - BOGDANOVIĆ, V. - GAJIĆ, I. (1997): The influence of climatic factors on the percipitation of young in the hare's population (*Lepus europaeus* Pall.). V. Kongres Ekologija Jugoslavije, Beograd. Proceedings. 32, 139-144.
 184. RISTIĆ, Z. A – PONJIGER, I. –MIJAILOVIĆ, V. –TEŠIĆ, V. –KOVAČEVIĆ, M. – MATEJEVIĆ, M. – PADEJSKI, P. –MARKOVIĆ, V. – LULIĆ, D. (2016): Evaluation of the management of brown hare population in Vojvodina region for the period 1967-2011. Archive veterinarske medicine. 9 (1), 83-92.
 185. REITZ, F. –LÉONARD, Y. (1994): Characteristics of European hare *Lepus europaeus* use of space in a French agricultural region of intensive farming. Acta Theriologica. 39 (2), 143-157.
 186. REYNOLDS, J. C. - STOATE, C. - BROCKLESS, M. H. - AEBISCHER, N. J. - TAPPER, C. S. (2010): The consequences of predator control for brown hares (*Lepus europaeus*) on UK farmland. European Journal of Wildlife Research. 56, 541–549.

187. REYNOLDS, JC. - TAPPER, SC. (1995): Predation by foxes *Vulpes vulpes* on brown hare *Lepus europaeus* in central southern England, and its potential impact on annual population growth. *Wildlife Biology*. 1, 145-158.
188. RIZZOTTO, M. - FOCARDI, S. (1997): A physiologically-based model of a self-motivated hare in relation to its ecology. *Ecological Modelling*. 95, 191-209.
189. ROEDENBECK, I. A. - VOSER, P. (2008): Effects of roads on spatial distribution abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland. *European Journal of Wildlife Research*. 54, 425-437.
190. RÖDEL, G. H. - DEKKER, J. J. A. (2012): Influence of weather factors on population dynamics of two lagomorph species based on hunting bag records. *European Journal of Wildlife Research*. 58, 923–932.
191. SANTILLI, F. - GALARDI, L. (2006): Factors affecting brown hare (*Lepus europaeus*) hunting bags in Tuscany region (Central Italy). *Hystrix. The Italian Journal of Mammalogy*. 17, 143-153.
192. SCHMIDT E. (1967): Bagolyköpet vizsgálatok. A Magyar Madártani Intézet kiadványa, Budapest. 1-137.
193. SCHMIDT, N. M. – ASFERG, T.-FORSCHHAMMER, M. C. (2004): Long-term patterns in European brown hare population dynamics in Denmark: effects of agriculture, predation and climate. *BMC. Ecology* 4 (1), 15.
194. SCHRÖPFER, R.- NYENHUIS, H.- (1982): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Populationsdichte des Feldhasen (*Lepus europaeus*, PALLAS 1778). *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*. 28, 213-231.
195. SCHÖNWIESE, C. D - RAPP, J. (1997): *Climate Trend Atlas of Europe Based on Observations 1891–1990*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
196. SCHNEIDER, E. (1978): Der Feldhase. In: KOVÁCS, GY., HELTAY, I. (1993): *A mezei nyúl. Ökológia, gazdálkodás, vadászat*. Hubertus Bt. és Magyar Mezőgazdaság Kft., Budapest. 1-176.
197. ŠELMIĆ, V. - ĐAKOVIĆ, D.- NOVKOV, M. (1999): Istraživanja realnog prirasta zečijih populacija i micropopulacija u Vojvodini, Godišnji izveštaj o naučnoistraživačkom radu u organizaciji, Novi Sad. 127-134.
198. SELTMANN, MW. - RUF, T. - RÖDEL, HG. (2009): Effects of body mass and huddling on resting metabolic rates of post weaned European rabbits under different simulated weather conditions. *Functional Ecology*. 23, 1070-1080.

199. SEVERTSOV, A. S. –ROSENZWEIG, M. L. –SHUBKINA, A. V. (2017): Predators detect the welfare of their potential prey and cull those that are poorly. *Evolution Ecology Research* 18: 555-569.
200. SHAI-BRAUN, S. C.- KOWALCZYK, C. – KLASNEK, E. – HACKLÄNDER, K. (2019): Estimating Sustainable Harvest Rates for European hare (*Lepus europaeus*) populations. *Sustainability* 11, 2837.
201. SHAI-BRAUN, S. C.- RUF, T. –KLASNEK, E. –ARNOLD, W. – HACKLÄNDER, K. (2020): Positive effects of set-asides on European hare (*Lepus europaeus*) populations: Leverets benefit from an enhanced survival rate. *Biological Conservation*. 244, 108518.
202. ŠKRIVANKO, M. - HADŽIOSMANOVIĆ, M.- CVRTILA, Ž. - ZDOLEC, N. - FILIPOVIĆ, I. - KOZAČINSKI, L. - FLORIJAČIĆ, T. - BOŠKOVIĆ, I. (2008): The hygiene and quality of hare meat (*Lepus europaeus* Pallas) from Eastern Croatia. *Archiv für Lebensmittelhygiene*. 59, 180-184.
203. SLAMEČKA, J.– HELL, P. - JURČÍK, R. (1997): Brown hare in the Westslovak Lowland. *Acta Sc. Nat. Brno* 31 (3–4), 21–28, 100–103. In: POPOVIĆ, N. - PINTUR, K. - ALEGRO, A. – SLAVICA, A. – LACKOVIĆ, M. – SERTIĆ, D. (2008): Temporal changes in the status of the European hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) populations of Međimurje, Croatia. *Natura Croatica* 17 (4), 247-257.
204. SLAMEČKA, J. - CAPCAROVA, M.- JURCIK, R. - KOLESAROVA, A. - ONDRUSKA, L. - GASPARIK, J. - LUKAC, N. - MERTIN, D. (2012): The occurrence and dynamics of polychlorinated hydrocarbons in brown hare (*Lepus europaeus*) in south-western Slovakia. *Journal of Environmental Science and Health*. 47 (9), 1217-1223.
205. SLIWINSKI, K. –RONNENBERG, K. – JUNG, K. –STRAUß, E. – SIEBERT, U. (2019): Habitat requirements of the European brown hare (*Lepus europaeus* Pallas 1778) in an intensively used agriculture region (Lower Saxony, Germany). *BMC Ecology*. 19, 31.
206. SMITH, A. T. - JOHNSTON, C. H. (2008): *Lepus europaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008:
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T41280A10430693.en>
Utolsó hozzáférés: 2020.01.02.
207. SMITH, R. K. - VAUGHAN JENNINGS, N. - ROBINSON, A. - HARRIS, S. (2004): Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing

- habitat heterogeneity in farmland the answer? *Journal of Applied Ecology*. 41, 1092-1102.
208. SMITH, R. K. - JENNINGS, NV. - HARRIS, S. (2005): A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review*. 35 (1), 1-24.
 209. SOKOS, C. - PAPASPYROPOULOS, K. G. - BIRTAS, P.-GIANNAKOPOULOS, A. - BILLINIS, C. (2015): Do weather and moon have any influence of spotlighting mammals? The case of hare in upland ecosystem. *Applied Ecology and Environmental Research*. 13 (4), 925-933.
 210. SPITTLER, H. (1976): Witterungsfaktoren als Grundlage für Vorhersagen über die Entwicklung des Hasenbesatzes. In: KOVÁCS, GY.- HELTAY, I. (1993): A mezei nyúl. Ökológia, gazdálkodás, vadászat. Hubertus Bt. és Magyar Mezőgazdaság Kft., Budapest. 1-176.
 211. STAMATIS, C. – SUCHENTRUNK, F. –SERT, H. –TRIANTHAPHYLLIDIS, C. – MAMURIS, Z. (2007): Genetic evidence for survival of released captive-bred brown hare *Lepus europaeus* during restocking operations in Greece. *Oryx*. 41 (4), 548-551.
 212. STANKEVIČIŪTĖ, J. - PĖTELIS, K.- BARANAUSKAITĖ, J. - NARAUSKAITĖ, G. (2011): Comparison of two age determination methods of the European hares (*Lepus europaeus*, Pallas 1778) in Southwest Lithuania. *Acta Biologica Universitatis. Daugavpiliensis*. 11, (1), 22-28.
 213. STOTT, P. - HARRIS, S. (2006): Demographics of the European hare (*Lepus europaeus*) in the Mediterranean climate zone of Australia. *Mammalian Biology*. 71 (4), 214-226.
 214. STOTT, P. - WIGHT, N. (2004): Female reproductive tract abnormalities in European hare (*Lepus europaeus*) in Australia. *Journal of Wildlife Diseases*. 40 (4), 696-703.
 215. STROH, G. (1931): Zwei sichere Altersmerkmale beim Hasen. *Berliner Tierärztliche Wochenschrift*. 12, 180-181.
 216. SUCHENTRUNK, F.- WILLING, F.- HARTL, GB. (1991): On eye lens weights and other age criteria of the brown hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778). *Zeitschrift für Säugetierkunde*. 56, 365-374.
 217. SUGÁR L. (1975): A mezei nyúl állomány parazitológiai vizsgálata. A vadgazdálkodás fejlesztése. *MÉM*. 15, 43-50.

218. SUGÁR L. (1983): A nagyvad tápláltsági állapotának mérése (a vesezsír-index). Nimród Fórum. 10, 10-11.
219. SUGÁR L. (szerk.) (2000): Vadbetegségek. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-147.
220. SUGÁR L. - MURAI É. (1978): A mezei és az üregi nyúl endoparazitás fertőzöttségéről. Nimród Fórum. 9, 18.
221. SZEDERJEI Á, SZEDERJEI M, STUDINKA L. (1959): Hasen, Rebhühner, Fasanen. Terra-Verlag. Budapest. 1—397. In: PIELOWSKI, Z. (1969): Sex ratio and Weight of Hares. Acta Theriologica. 14 (8), 119-131.
222. SZÉKY P. (1977): Korunk környezetbiológiája (Az ökológia alapjai). Tankönyvkiadó Vállalat, Budapest. 1-147.
223. SZÉKY P. - LENNER L. (1973): Szaporodásbiológiai vizsgálatok a mezei nyúl (*Lepus europaeus*) hímjeinél. A vadgazdálkodás fejlesztése. Apróvadtenyésztés. 6, 5-17.
224. SZEMETHY L. (2017): http://hazaivadasz.hu/2017/08/29/gyakorlati-aprovad-gazdalkodas-c-konferencia_az-osszes-eloadas-visszanezheto/ Utolsó hozzáférés: 2020.01.12
225. SZŐCS E. - LANSZKI J. - HELTAI M. - SZABÓ L. (2006): A hulladék-analízis és a gyomortartalom elemzés összehasonlítása vörös róka táplálkozás vizsgálata során. Vadbiológia. 12, 55-61.
226. TAPPER, S. C. - BARNES, R. F. W. (1986): Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). Journal of Applied Ecology. 23, 39-52.
227. TIRJÁK L. (2017): A mezei nyúl állományának változása a dévaványai tűzokvédelmi mintaterületen és két kontrollterületen (2008-2012). Magyar Apróvad Közlemények. 13, 1-41.
228. TÓTH K. - MAJZINGER I. (2014): Módszertani javaslat egyes klimatikus tényezők mezei nyúlra (*Lepus europaeus*) kifejtett hatásainak vizsgálatához. Vadbiológia. 16, 115-121.
229. TÓTH L. (2003): A vadgazdálkodás, vadászat szempontjából fontos ragadozó madarak és zsákmányállataik hosszú távú, terepi felvételezéseken alapuló monitorozása. SZIE Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, FM részjelentés. Gödöllő.

230. TREML, F. - PIKULA, J. - BANDOUCHOVA, J. - HORAKOVA, J. (2007): European brown hare as a potential source of zoonotic agents. *Veterinari Medicina*. 52 (10), 451–456.
231. TREVISINATO, S. -I. (2007): The „Hittite plague”, an epidemic of tularemia and the first record of biological warfare. *Medical Hypotheses*. 69 (6), 1371-1374.
232. UJHEGYI N.- BIRÓ ZS.- MOLNÁR Z.- KELLER N.- PATKÓ L.- TÓTH B.- KOVÁCS I.- SZEMETHY L. (2015): Az agrár-környezetgazdálkodási program hatása a mezei nyúlra (*Lepus europaeus*) Békés megyében. Analysis of the impact on the brown hare population in Békés county AES. In: Tudomány és Innováció a lokális és globális fejlődésért. Nemzetközi tudományos konferencia. 2015.11.19. Békéscsaba. Szerk. FUTÓ Z., Gödöllő, 2015. SZIE Egyetemi Kiadó, 65-74.
233. UJHELYI P. (1989): A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója. (Küllemi és csonttani bélyegek alapján). A Magyar Madártani Egyesület kiadványa, Budapest.
234. VALENCAK, TG. - TATARUCH, F. - RUFF T. (2009): Peak energy turnover in lactating European hares: The role of fat reserves. *The Journal of Experimental Biology*. 212, 231-237.
235. VAN TU, P. - SAS B. (1989): A kadmium anyagforgalma és a terhelés élelmezéstoxicológiai, valamint -egészségügyi következményei. Irodalmi összefoglaló I. *Magyar Állatorvosok Lapja*. 44 (11), 665-668.
236. VAN WIEREN, SE. - WIERSMA, M. - PRINS, HHT. (2006): Climatic factors affecting a brown hare (*Lepus europaeus*) population. *Lutra*. 49, (2), 103-110.
237. VARGA J. - TUBOLY S. - MÉSZÁROS J. (1999): A háziállatok fertőző betegségei. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-522.
238. VERES K. - BÍRÓ ZS. (2010): A mezei nyúl kultúrnövény fogyasztásának időbeli változása intenzív mezőgazdasági élőhelyen. *Animal welfare, ethology and housing systems*, Gödöllő. Vol. 6 (2), 213-237.
239. VETÉSI F. (1990): Házinyúl-egészségtan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 247.
240. VOIGT, U. – SIEBERT, U. (2020): Survival rates on pre-weaning European hares (*Lepus europaeus*) in an intensively used agricultural area. *European Journal of Wildlife Research*. 66 (4). 67.

241. VOLOKH, A. (2014): Dynamics of the European hare populations (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) in the steppe zone of Ukraine. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung. 39, 369-379.
242. WASIŁEWSKI, M. (1991): Population dynamics of the European hare *Lepus europaeus* Pallas, 1778 in Central Poland. Acta Theriologica. 36 (3-4), 267-274.
243. WASIŁEWSKI, M. (1991): Population dynamics of the European hare *Lepus europaeus* Pallas, 1778 in Central Poland. Acta Theriologica. 36 (3-4), 267-274.
In: WINCENTZ, T. (2009): Identifying causes for population decline of the brown hare (*Lepus europaeus*) in agricultural landscapes in Denmark. PhD thesis. Aarhus University, Denmark.
244. ZELLWEGER-FISCHER, J. - KÉRY, M.- PASINELLI, G. (2011): Population trends of brown hares in Switzerland: the role of land-use and ecological compensation areas. Biological Conservation. 144, 1364-1373.
245. ZÖRNER, H. (1996): Der Feldhase. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 172.
246. ZÖRNER, H. (1977): Ergebnisse der Untersuchung über die Ernährung des Feldhasen hare *Lepus europaeus* Pallas, 1778 im Wildforschungsgebiet. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung. 10, 255-266.

11. PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN



**DEBRECENI
EGYETEM**

**DEBRECENI EGYETEM
EGYETEMI ÉS NEMZETI KÖNYVTÁR**

H-4002 Debrecen, Egyetem tér 1, Pf.: 400
Tel.: 52/410-443, e-mail: publikaciok@lib.unideb.hu

Nyilvántartási szám: DEENK/30/2021.PL
Tárgy: PhD Publikációs Lista

Jelölt: Farkas Péter
Doktori Iskola: Állattenyésztési Tudományok Doktori Iskola
MTMT azonosító: 10054521

A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (3)

1. **Farkas, P.**, Kusza, S., Majzinger, I.: A predátor fajok jelentősége a mezei nyúl (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) állományok alakulásában: Szakirodalmi áttekintés.
Agrártud. Közl. 73, 43-49, 2017. ISSN: 1587-1282.
2. **Farkas, P.**, Kusza, S., Barta, T., Majzinger, I.: Korelációs-vizsgálat és életkorbecslési módszerek összehasonlítása alföldi mezei nyúl állományokon.
Vadbiológia. 19, 47-53, 2017. ISSN: 0237-5710.
3. **Farkas, P.**, Majzinger, I., Kusza, S.: A mezei nyúl (*Lepus europaeus*, Pallas 1758) fontosabb populációs paramétereinek összehasonlítása két alföldi területen.
Agrártud. Közl. 69, 69-74, 2016. ISSN: 1587-1282.

Idegen nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (1)

4. **Farkas, P.**, Majzinger, I.: Comparative Analysis of body weight and condition in two brown hare populations.
Rev. Agric. Rural Dev. 6 (1-2), 176-181, 2017. ISSN: 2063-4803.

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (2)

5. **Farkas, P.**, Kusza, S., Balogh, P., Majzinger, I.: Examination of fertility indicators of European brown hares (*Lepus europaeus*) in Eastern Hungary.
J. Anim. Plant Sci. 30 (3), 634-641, 2020. ISSN: 1018-7081.
DOI: <http://dx.doi.org/https://doi.org/10.36899/JAPS.2020.3.0075>
IF: 0.481 (2019)
6. **Farkas, P.**, Kusza, S., Majzinger, I.: Analysis of some population parameters of the Brown hare (*Lepus Europaeus* Pallas, 1758.) in two hunting areas on the Hungarian Great Plain.
Lucrări științifice, Serie 1. Management Agricol. 18 (1), 71-74, 2016. ISSN: 1453-1410.





Magyar nyelvű konferencia közlemények (1)

7. **Farkas, P.:** A mezei nyúl (*Lepus europaeus*, Pallas, 1758.) populációdinamikáját befolyásoló tényezők vizsgálata.
In: Helyi termék - hagyomány, hálózat avagy fiatal kutatók vidéken - konferencia publikációs kiadványa. Szerk.: Kozma Gábor János, Seregi János, Dávidházy Gábor, Paszternák Ferenc, Barancsi Ágnes, Gazsó Tibor, Gál Ferenc Főiskola, Mezőtúr, 21-29, 2015. ISBN: 9786155256172

Idegén nyelvű absztrakt kiadványok (3)

8. **Farkas, P., Kusza, S., Majzinger, I.:** Estimation population density of European brown hare populations in two different hunting areas in Hungary.
In: Modern Aspects of Sustainable Management of Game Populations : 6th International Wildlife and Game Management Symposium: Book of Abstracts, University of Forestry, Szófia, 62, 2018.
9. **Farkas, P.:** The experiments of live capture of the European brown hare in Hungarian Great Plain.
In: 15th Wellmann International Scientific Conference : book of abstracts: Towards sustainable agriculture: an interdisciplinary approach. Szerk.: Monostori, Tamás, Szegedi Tudományegyetem, Mezőgazdasági Kar, Hódmezővásárhely, 38, 2017. ISBN: 9789633065303
10. **Farkas, P., Kusza, S., Majzinger, I.:** Survey of the age structure in two European brown hare populations based on periosteal jaw segment examination.
In: 5th International Hunting and Game Management Symposium : Book of Abstracts and Proceedings. Ed.: Kusza Szilvia, Jávorski András, University of Debrecen, Debrecen, 48, 2016. ISBN: 9786155403101

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora: 0,481

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora (az értekezés alapjául szolgáló közleményekre): 0,481

A DEENK a Jelölt által az iDEa Tudóstérbe feltöltött adatok bibliográfiai és tudománymetriai ellenőrzését a tudományos adatbázisok és a Journal Citation Reports Impact Factor lista alapján elvégezte.

Debrecen, 2021.01.25.



12. NYILATKOZATOK

NYILATKOZAT

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Állattenyésztési Tudományok Doktori Iskolájának keretében készítettem, a Debreceni Egyetem doktori (Ph. D.) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2021.02.20.

.....

a jelölt aláírása

NYILATKOZAT

Tanúsítom, hogy Farkas Péter doktorjelölt 2014-2017 között a fent megnevezett Doktori Iskola keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult, az értekezés a jelölt önálló munkája. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2021.....

.....

a témavezető aláírása

.....

a társtémavezető aláírása

13. MELLÉKLETEK

Rövidítések jegyzéke

- 1.hCG=Human chorionic gonadotropin
- 2.GnRH= Gonadotropin-releasing hormone
- 3.OVA= Országos Vadgazdálkodási Adattár
- 4.IUCN= International Union for Conservation of Nature (Természetvédelmi Világszövetség)
- 5.AKIT DTTI= Agrometeorológiai és Agroökológiai Monitoring Központ
6. mtDNS= mitokondriális DNS
- 7.EBHS=a mezei nyulak vérzésses májdisztrófiája
8. DDT= diklór-difenil-triklóretán
9. VZSI= vesezsír-index
10. GLM=General Linear Model (általános linearizált model)
11. AKIT DTTI AAMK=Agrár Kutatóintézetek és Tangazdaság, Debreceni Tangazdaság és Tájkutató Intézet, Agrometeorológiai és Agroökológiai Monitoring Központ

Ábrák jegyzéke

1. *ábra:* A mezei nyúl földrajzi elterjedése (Forrás: I4)
2. *ábra:* A mezei nyúl egyedsűrűségére ható tényezők elvi modellje (Forrás: CASWELL, 1989 cit. WINCENTZ (2009) nyomán)
3. *ábra:* A minták származási helyei (Forrás: I5)
4. *ábra:* Próbavadászat Túrkevéen
5. *ábra:* A túrkevei vadászterület műholdas képe (Forrás: I6)
6. *ábra:* A békéscsabai vadászterület műholdas képe (Forrás: I7)
7. *ábra:* Az ivar meghatározása külső nemi szervek alapján
8. *ábra:* A boncolásra előkészített mezei nyúl
9. *ábra:* Mezei nyúl belső női ivarszervei
10. *ábra:* Mezei nyúl felnyitott testürege a zsírszövettel és veséje a vesefaggyúval
11. *ábra:* Fiatal és idős mezei nyúl méhének hosszmetsete a placentahegekkel
12. *ábra:* A szemlencse kiemelése és a kiemelt szemlencse
13. *ábra:* A szemlencse kiszárítására használt szárítószekrény és desszikator

14. *ábra:* Az egy év alatti mezei nyulak szemlencsesorozata
15. *ábra:* A statisztikai értékelés folyamatábrája
16. *ábra:* A hímek testtömegének alakulása területenként és évenként
17. *ábra:* A nőstények testtömegének alakulása területenként és évenként
18. *ábra:* A hímek VZSI-nek alakulása területenként és évenként
19. *ábra:* A nőstények VZSI-nek alakulása területenként és évenként
20. *ábra:* A placentahegyszám alakulása területenként és évenként
21. *ábra:* Az egyedek koreloszlása évenként (2014-2016) és területenként
22. *ábra:* Az állományok korpiramisa nemenként és területenként
23. *ábra:* Az egy év alatti mezei nyulak hisztogramjainak összehasonlítása
24. *ábra:* A testtömegek átlagértékeinek alakulása korcsoportonként
25. *ábra:* Az VZSI átlagos értékeinek alakulása korcsoportonként és évenként
26. *ábra:* A vemhesülési arányok alakulása korcsoportonként és évenként
27. *ábra:* A vemhesülési arány alakulása az egy év alatti korcsoportban
28. *ábra:* A placentahegyszámok alakulása korcsoportonként és évenként
29. *ábra:* Az átlagos placentahegyszámok alakulása az egy év alatti korcsoportban
30. *ábra:* A vemhesülési arány és a placentahegyszám kapcsolata
31. *ábra:* A korcsoportok abszolút hozzájárulása a populáció szaporodási teljesítményéhez
32. *ábra:* A korcsoportok relatív hozzájárulása a populáció szaporodási teljesítményéhez

Táblázatok jegyzéke

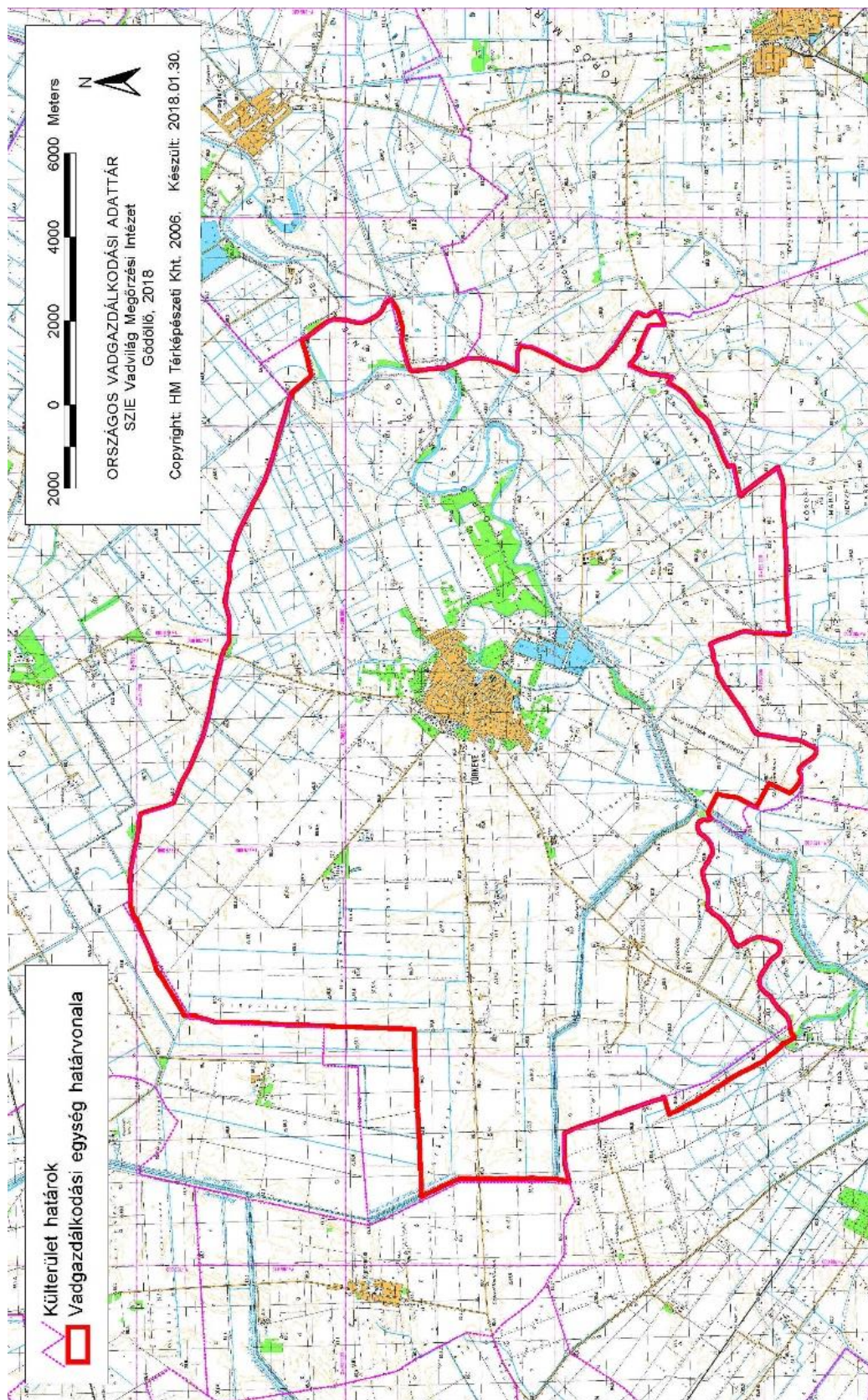
1. *táblázat:* A terítékek ivari és korösszetétele évenként és területenként
2. *táblázat:* A próbavadászatok összefoglaló táblázata
3. *táblázat:* A két terület mezei nyúl gazdálkodási adatai
4. *táblázat:* Az állománybecslések főbb jellemzői területenként és évenként
5. *táblázat:* Az egyedek becsült életkora a szárított szemlencsetömegük alapján
6. *táblázat:* Az egy év alatti egyedek becsült életkora a szemlencsetömeg alapján
7. *táblázat:* A túrkevei nőstény mezei nyulak összesített egyedi adatai
8. *táblázat:* A túrkevei nőstény nyulak egyedi jellemzői különbségeinek szignifikancia szintjei (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
9. *táblázat:* A túrkevei hím mezei nyulak összesített adatai
10. *táblázat:* A túrkevei hím nyulak egyedi jellemzői különbségeinek szignifikancia szintjei (***: $p < 0,001$)
11. *táblázat:* A túrkevei összes minta egyedi jellemzői különbségeinek szignifikancia szintjei (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
12. *táblázat:* A túrkevei állományjellemző paraméterek
13. *táblázat:* A túrkevei állományjellemző paraméterek különbségeinek szignifikancia szintjei I. (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
14. *táblázat:* A túrkevei állományjellemző paraméterek különbségeinek szignifikancia szintjei II. (*: $p < 0,05$)
15. *táblázat:* A békéscsabai nőstény mezei nyulak összesített adatai
16. *táblázat:* A békéscsabai nőstény nyulak egyedi jellemzői különbségeinek szignifikancia szintjei (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
17. *táblázat:* A békéscsabai hím mezei nyulak összesített adatai
18. *táblázat:* A békéscsabai hím nyulak egyedi jellemzői különbségeinek szignifikancia szintjei (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
19. *táblázat:* A békéscsabai összes minta egyedi jellemzői különbségeinek szignifikancia szintjei (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
20. *táblázat:* A békéscsabai állományjellemző paraméterek
21. *táblázat:* A békéscsabai állományjellemző paraméterek különbségeinek szignifikancia szintjei I. (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
22. *táblázat:* A békéscsabai állományjellemző paraméterek különbségeinek szignifikancia szintjei II. (*: $p < 0,05$)

23. *táblázat:* Az egyedi jellemzők alakulása nemenként, évenként és területenként
24. *táblázat:* A testtömeg területek közötti különbségeinek szignifikancia szintjei (***: $p < 0,001$)
25. *táblázat:* A VZSI területek közötti különbségeinek szignifikancia szintjei
26. *táblázat:* A placentahegszámok területek közötti különbségeinek szignifikancia szintjei
27. *táblázat:* A túrkevei minták koreloszlása 2014-2016
28. *táblázat:* A békéscsabai minták koreloszlása 2014-2016
29. *táblázat:* Az állományjellemzők évenkénti összehasonlítása területenként
30. *táblázat:* A túrkevei egy év alatti egyedek kormegoszlása 2014-2016 között
31. *táblázat:* A túrkevei egy év alatti egyedek kormegoszlása 2014-2016 között a próbavadászatok alapján
32. *táblázat:* A békéscsabai egy év alatti egyedek kormegoszlása 2014-2016 között
33. *táblázat:* A békéscsabai egy év alatti egyedek kormegoszlása 2014-2016 között a próbavadászatok alapján
34. *táblázat:* A vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
35. *táblázat:* A korspecifikus túlélési valószínűség Túrkevén, 2014-2016
36. *táblázat:* A korspecifikus túlélési valószínűség Békéscsabán, 2014-2016
37. *táblázat:* A túrkevei hímek korspecifikus túlélési valószínűsége 2014-2016
38. *táblázat:* A túrkevei nőstények korspecifikus túlélési valószínűsége 2014-2016
39. *táblázat:* A békéscsabai hímek korspecifikus túlélési valószínűsége 2014-2016
40. *táblázat:* A békéscsabai nőstények korspecifikus túlélési valószínűsége 2014-2016
41. *táblázat:* Az egyedi és állományadatok területen belüli különbségeinek szignifikancia szintjei (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
42. *táblázat:* Az egyedi és állományadatok területek közötti szignifikanciavizsgálata
43. *táblázat:* A testtömeg vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
44. *táblázat:* A nőstények testtömegének átlagértéke korcsoportonként
45. *táblázat:* A VZSI-vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
46. *táblázat:* A nőstények vesezsír-index értékének átlaga korcsoportonként

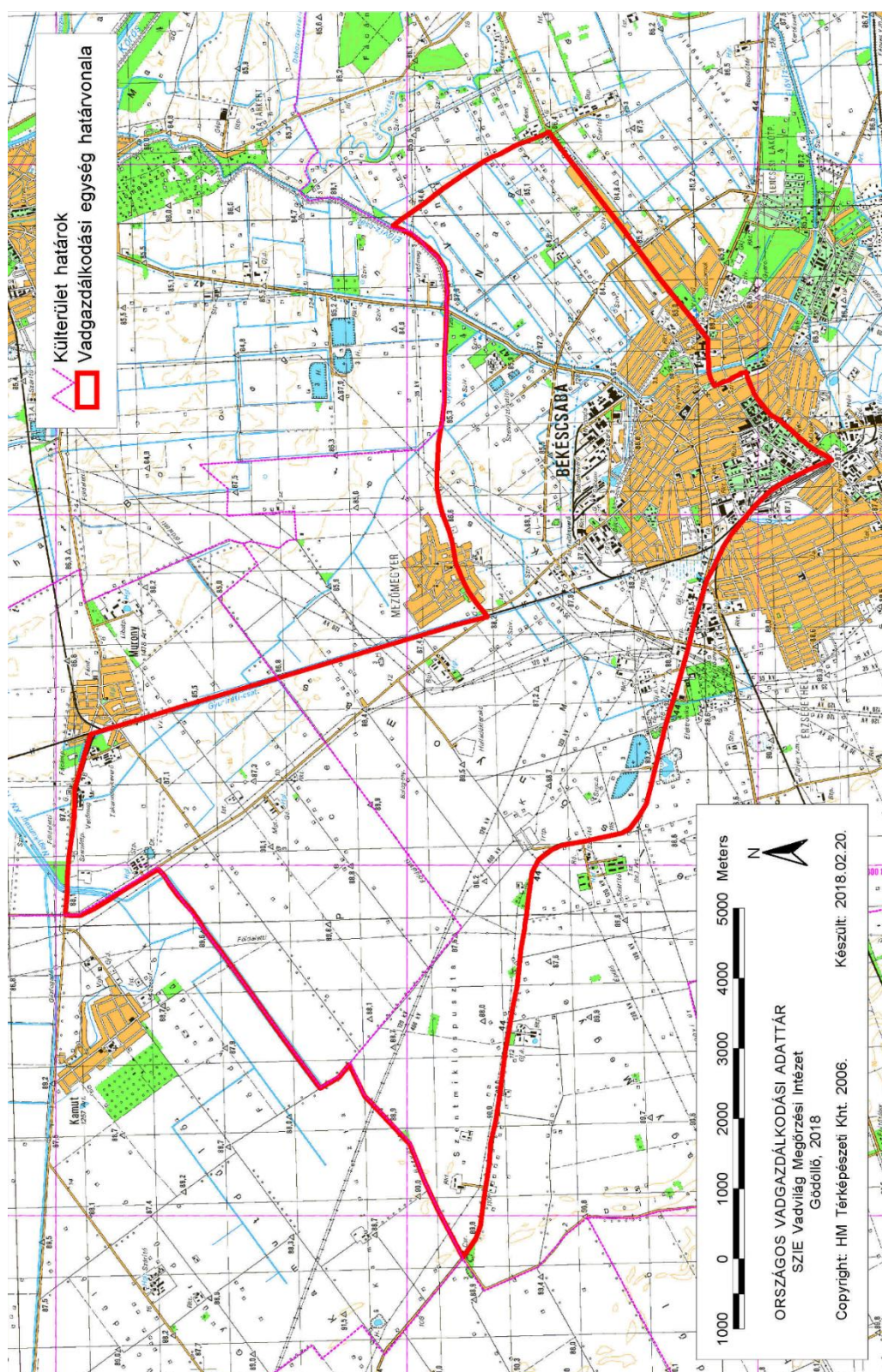
47. A vemhesülési arány-vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
48. *táblázat:* Az összes nőtény vemhesülési aránya korcsoportonként
49. *táblázat:* A placentahegszám-vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői az összes nőtény egyedre (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
50. *táblázat:* A termékeny nyulak placentahegszámai korcsoportonként 2014-2016
51. *táblázat:* A placentahegszám-vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői az összes termékeny nőtény egyedre (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
52. *táblázat:* A többtenyezős ANOVA-vizsgálatok szempontrendszere és jellemzői az összes termékeny nőtény egyedre (***: $p < 0,001$; *: $p < 0,05$)
53. *táblázat:* A termékeny nőtények placentahegszáma ható tényezők GLM modellje
54. *táblázat:* Az egyes korcsoportok szaporodási teljesítménye Túrkevén
55. *táblázat:* Az egyes korcsoportok szaporodási teljesítménye Békéscsabán
56. *táblázat:* A teríték és a próbavadászat adatainak összehasonlítása
57. *táblázat:* Az állományjellemző tulajdonságok szignifikanciavizsgálata a teríték és a próbavadászatok alapján
58. *táblázat:* Az egyedi tulajdonságok szignifikanciavizsgálata a teríték és a próbavadászatok alapján

Mellékletek jegyzéke

1. melléklet: A túrkevei vadgazdálkodási egység térképe (OVA, 2017)



2. melléklet: A békéscsabai vadgazdálkodási egység térképe (OVA, 2017)



3. melléklet: A vizsgált területek főbb adatai (OVA, 2017)

Jellemzők	Békéscsaba	Túrkeve
Átlagos évi középhőmérséklet (°C)	11,1	10,5
Fagyos napok száma (db)	20	60
Hőségnapok száma (db)	23	15
Évi átlagos csapadékmennyiség (mm)	540-570	510
Összes terület (ha)	4798	22643
Egy vadászra jutó terület (ha)	192	353,8
Mezőgazdasági terület (%)	96,1	91
Szántó (%)	92,6	74,5
Kert, gyümölcsös, szőlő (%)	1,7	2,22
Gyep, rét, legelő (%)	1,8	14,1
Erdő (%)	1,2	2,3
Nádas (%)	0	0
Állományadatok (2014)		
Létszám (példány)	800	2660
Állománysűrűség (egyed/100 ha)	6,12	8,51
Minősítés	Közepes	Jó

4. melléklet: Az állománybecslések adatai

Becslés ideje*	Terület**	Mintázott terület (ha)	Számlált példányok átlaga	Állomány-sűrűség (pld/100 ha)	Becsült állománynagyság (pld.szám)
2014 Ő	1	2120	361	17	3856
	2	620	98	16	744
2015 T	1	2250	358	16	3603
	2	620	79	13	599
2015 Ő	1	2120	386	18	4124
	2	620	92	15	698
2016 T	1	2250	226	10	2364
	2	620	81	13	614
2016 Ő	1	2120	263	12	2808
	2	620	99	16	751
2017 T	1	2250	206	9	2075
	2	620	73	12	554

5. melléklet: Élőhely és teríték fotók a területekről

(Forrás: saját felvétel, 2016 és 2015)



6. melléklet: Hozzájárulások adatszolgáltatáshoz (Forrás: saját felvétel, 2017)

Országos Vadászhatóság Állam

HOZZÁJÁRULÁS
Készítette: Dr. Tóth László

Az alábbi Dr. Tóth László a Helyi Vadászklub elnöke, aki a 2016. évi vadászati tevékenységéről a 2017. január 1. napján a Vadászhatósághoz adatszolgáltatást nyújt be. A 2016. évi vadászati tevékenységéről a 2017. január 1. napján a Vadászhatósághoz adatszolgáltatást nyújt be. A 2016. évi vadászati tevékenységéről a 2017. január 1. napján a Vadászhatósághoz adatszolgáltatást nyújt be.

A 2016. évi vadászati tevékenységéről a 2017. január 1. napján a Vadászhatósághoz adatszolgáltatást nyújt be. A 2016. évi vadászati tevékenységéről a 2017. január 1. napján a Vadászhatósághoz adatszolgáltatást nyújt be.

Kelt: 2017. január 1. napján


Aláírás





Magyarországi Vadászhatóság

Országos Vadászhatóság Állam

HOZZÁJÁRULÁS
Készítette: Dr. Tóth László

Az alábbi Dr. Tóth László a Helyi Vadászklub elnöke, aki a 2016. évi vadászati tevékenységéről a 2017. január 1. napján a Vadászhatósághoz adatszolgáltatást nyújt be. A 2016. évi vadászati tevékenységéről a 2017. január 1. napján a Vadászhatósághoz adatszolgáltatást nyújt be. A 2016. évi vadászati tevékenységéről a 2017. január 1. napján a Vadászhatósághoz adatszolgáltatást nyújt be.

A 2016. évi vadászati tevékenységéről a 2017. január 1. napján a Vadászhatósághoz adatszolgáltatást nyújt be. A 2016. évi vadászati tevékenységéről a 2017. január 1. napján a Vadászhatósághoz adatszolgáltatást nyújt be.

Kelt: 2017. január 1. napján


Aláírás





Magyarországi Vadászhatóság

Köszönetnyilvánítás

Ezúton kívánok köszönetet mondani mindenkinek, akik bármilyen módon segítettek dolgozatom elkészítését, különösen témavezetőimnek **Dr. Kusza Szilviának** és **Dr. Majzinger Istvánnak**, akik nagy odaadással és lelkiismeretes munkavégzéssel időt és energiát nem sajnálva hasznos szakmai tanácsokkal segítettek munkámat. Szükség esetén mindig készséggel segítettek, ha kellett bíztattak erkölcsileg támogattak. Köszönöm **Dr. Kovács András** és **Dr. Komlósi István** professzor uraknak szakmai életutam fejlődésében nyújtott segítségét. Hálával tartozom **Dr. Szendrei Lászlónak** és **Dr. Strausz Péternek** szakmai tanácsaikért. Köszönöm egykori PhD hallgató társamnak **Dr. Bagi Zoltánnak** és **Véghné Tóth Biankának** a dolgozat végső formájának kialakítását segítő törekvéseit. Köszönettel tartozom a területileg illetékes vadásztársaságok vezetőinek **Juhász Zoltánnak** és **Tóth Jánosnak**, hogy lehetővé tették a munkavégzésemet a vadászterületen. Köszönetet mondok **Kontos Tivadar** és **Szakál Gábor** vadgazdálkodási szakmérnököknek és **Máté Viktor** és **Krajcsó János** hivatásos vadászoknak a mintavételezésben nyújtott kiváló segítségükért. Köszönettel tartozom **Kovács Éva** laboránsnak a mintáim laboratóriumi feldolgozásban nyújtott segítségével és a SZTE-MG Karának, hogy a laboratóriumi munkavégzésemnek helyet adott. Köszönöm szépen **Prof. Dr. Balogh Péternek**, a kutatási eredményeim statisztikai feldolgozásában nyújtott önzetlen segítségével, **Dr. Rácz Csabának** a Debreceni Egyetem - AKIT DTTI AAMK tudományos segédmunkatársának a meteorológiai adatszolgáltatásért. Köszönetet mondok **Prof. Dr. Csányi Sándornak** a vadgazdálkodási adatok biztosításáért és **Korcsmárosné Varga Mariannának** az adminisztrációs feladatok koordinálásáért. Köszönöm szépen **Kovács Abának** angol nyelvi szakmai tanácsait. Végezetül köszönöm **szüleimnek**, **családomnak** különösen feleségemnek **Farkasné Takács Andreának** és gyermekeimnek **Iringónak**, **Zillének** és **Álmosnak** akik méltósággal túrték a kutatómunka jellegéből adódó távollétemet.

