

**DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS**

**UJHEGYI NIKOLETT**

**GÖDÖLLŐ**

**2023**



MAGYAR AGRÁR- ÉS  
ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM

Szent István Campus

**MAGYAR AGRÁR - ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM**

**AZ ÉLŐHELYFEJLESZTÉS ÉS RAGADOZÓGAZDÁLKODÁS  
HATÁSA A MEZEI NYÚL (*LEPUS EUROPAEUS*) POPULÁCIÓ  
DINAMIKÁJÁRA**

DOI: 10.54598/003760

**UJHEGYI NIKOLETT**

**GÖDÖLLŐ**

**2023**

## A belső címoldal hátoldalának mintája

### A doktori iskola

**megnevezése:** Állatbiotechnológiai és Állattudományi Doktori Iskola

**tudományága:** Vadbiológia és vadgazdálkodás, természetvédelmi biológia

**vezetője:** Prof. Dr. Mézes Miklós  
DSc, az MTA doktora  
MATE, Élettani és Takarmányozástani Intézet

**Témavezető(k):** Dr. Biró Zsolt  
egyetemi docens, PhD  
MATE, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék

Dr. Szemethy László  
egyetemi tanár, PhD  
PTE, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Agrobiológiai Tanszék

.....  
Az iskolavezető jóváhagyása

.....  
A témavezető(k) jóváhagyása

# TARTALOMJEGYZÉK

<b>1. BEVEZETÉS</b> .....	<b>1</b>
<b>2. CÉLKITŰZÉSEK</b> .....	<b>2</b>
<b>3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS</b> .....	<b>4</b>
3.1. A MEZEI NYÚL POPULÁCIÓ DINAMIKÁJÁNAK HÁTTÉRTÉNYEZŐI, AZ ÁLLOMÁNYCSÖKKENÉS LEHETSÉGES OKAI .....	4
3.2. A MEZEI NYÚL DEMOGRÁFIAI PARAMÉTEREI .....	5
3.2.1. Szaporodó nőstények aránya .....	6
3.2.2. Éves szaporulat nagysága .....	7
3.2.3. Fiatalok és az idősök túlélési aránya .....	8
3.3. A MEZEI NYÚL POPULÁCIÓDINAMIKÁJÁT MEGHATÁROZÓ LEGFONTOSABB KÜLSŐ TÉNYEZŐK .....	10
3.3.1. Az élőhely .....	10
3.3.1.1. Szegélyek fontossága az élőhelyeken belül.....	11
3.3.1.2. Táplálékkinálat .....	12
3.3.2. Klimatikus tényezők.....	13
3.3.3. Betegségek .....	13
3.3.4. Szennyezőanyagok, mérgezések .....	15
3.3.4.1. Mikotoxinok .....	15
3.3.5. Ragadozók hatása.....	16
3.3.5.1. Ragadozó madarak.....	16
3.3.5.2. Ragadozó emlősök .....	17
3.3.6. Agrotechnikai beavatkozások következtében megnőtt mortalitás és vadászati túlhasznosítás .....	18
3.3.6.1. Közvetlen mortalitást okozó beavatkozások .....	18
3.3.6.2. Közvetett mortalitást okozó beavatkozások .....	19
3.3.6.3. Vadászati túlhasznosítás .....	19
3.4. A MEZEI NYÚL MOZGÁSKÖRZETE ÉS SZEZONÁLIS TERÜLETVÁLTÁSA .....	20
3.5. KÜLÖNBÖZŐ PROGRAMOK AZ AGRÁRÖKOSZISZTÉMÁK MEGVÉDÉSÉHEZ .....	21
<b>4. ANYAG ÉS MÓDSZER</b> .....	<b>23</b>
4.1. AZ ÚJ MAGYARORSZÁG VIDÉKFEJLESZTÉSI PROGRAM AGRÁR-KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI TÁMOGATÁS (ÚNKP-AKG) HATÉKONYSÁGÁNAK FELMÉRÉSE KIS TÉRLÉPTÉKBEN .....	23
4.1.1. A területek kijelölése .....	23
4.1.2. A mezei nyúl területhasználat intenzitás felméréseinek módszerei .....	24
4.1.3. A vegetációk, illetve a szegélyek felvételezése .....	26
4.1.4. Statisztikai elemzés .....	27
4.2. AZ AGRÁR KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI TÁMOGATÁS ÉS A RAGADOZÓGYÉRÍTÉS HATÁSA A MEZEI NYÚL POPULÁCIÓDINAMIKÁJÁRA ORSZÁGOS TÉRLÉPTÉKBEN .....	29
4.2.1. Vizsgálati egységek kiválasztása.....	29
4.2.2. A térinformatikai adatok leválogatása .....	29
4.2.3. Az elemzéshez felhasznált adatok.....	30
4.2.4. Statisztikai elemzés .....	31
4.3. A MEZEI NYÚL LOKÁLIS ÁLLOMÁNYALAKULÁSA EGY JÁSZSÁGI MINTATERÜLETEN A VEGETÁCIÓS KULTÚRA VÁLTOZÁSA ÉS A RAGADOZÓGYÉRÍTÉS INTENZITÁSÁNAK FÜGGVÉNYÉBEN .....	33
4.3.1. A vizsgálat és vizsgálati terület bemutatása.....	33
4.3.2. A mezei nyúl populációsűrűségének terepi vizsgálata őszi és tavaszi éjszakai reflektoros állománybecsléssel.....	33
4.3.3. A vegetációtípusok preferencia vizsgálata.....	34
4.3.4. Az intenzív ragadozógyérítés vizsgálata .....	36
4.3.4.1. A kotorékbecslések, kotoréktérképek készítése .....	36
4.3.4.2. Az intenzív ragadozógyérítés módszerei .....	38
4.3.5. Statisztikai elemzés .....	39
4.4. A MEZEI NYÚL GPS TELEMETRIÁS VIZSGÁLATA.....	39
4.4.1. A telemetriás terület és a vizsgálat bemutatása.....	39
4.4.2. A rádiótelemetriás eszköz kiválasztásának szempontjai, illetve az adatok kinyerése .....	40
4.4.3. A befogás előkészítése, a nyulak befogása és jelölése a rádiótelemetriás vizsgálathoz.....	41
4.4.4. A jelölt mezei nyulak területhasználatának és mozgáskörzetének felmérése .....	42
4.4.5. A jelölt mezei nyulak élőhelyének felmérése.....	43
4.4.6. A különböző kultúrák kedveltségének vagy elkerülésének meghatározása.....	44
4.4.7. A természeteshez közeli élőhelyek, illetve szegélyek használati intenzitásának mérése .....	45

4.5. A MEZEI NYÚL POPULÁCIÓDINAMIKAI MUTATÓINKA GYŰJTÉSE ÉS FELMÉRÉSE .....	46
4.5.1. A populációdinamikai adatokhoz szükséges minták gyűjtése.....	46
4.5.2. A minták gyűjtése és feldolgozása .....	47
4.5.2.1. Kondíció meghatározása .....	48
4.5.2.2. Korosztály meghatározása .....	48
4.5.2.3. Szaporulatbecslés.....	49
4.5.3. Statisztika.....	49
4.6. A MEZEI NYÚL SZAPORODÁSI PROBLÉMÁINKA FELTÁRÁSA .....	50
4.6.1. A mintavételezés a citológiai vizsgálatra, illetve bakteriológiai tenyésztésre .....	51
4.6.2. Zearalenon, mint szaporodási problémát kiváltó EDC .....	51
4.6.2.1. A ZEA kimutatása ELISA módszerrel.....	51
4.6.2.2. A minták előkészítése ELISA méréshez.....	52
4.6.2.3. A Zearalenon meghatározása ELISA módszerrel .....	52
4.6.3. Statisztika.....	54
4.7. A MEZEI NYÚL SZAPORODÁSI MUTATÓINKA FELTÁRÁSA A VGE-EK KÜLÖNBÖZŐ ADOTTSÁGAINAK FÜGGVÉNYÉBEN.....	54
<b>5. EREDMÉNYEK ÉS AZOK ÉRTÉKELÉSE.....</b>	<b>55</b>
5.1. AZ ÚJ MAGYARORSZÁG VIDÉKFEJLESZTÉSI PROGRAM AGRÁR-KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI TÁMOGATÁS (ÚNKP-AKG) HATÉKONYSÁGÁNAK FELMÉRÉSE KIS TÉRLÉPTÉKBEN .....	55
5.1.1. A hulladék és a nyúl-sűrűség becslés összehasonlítása a kontroll és az AKG területek között .....	55
5.1.2. A vegetáció és a szegély minőség felvételezésének eredményei .....	57
5.2. AZ AGRÁR KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI TÁMOGATÁS ÉS A RAGADOZÓGYÉRÍTÉS HATÁSA A MEZEI NYÚL POPULÁCIÓDINAMIKÁJÁRA ORSZÁGOS TÉRLÉPTÉKBEN .....	61
5.2.1. Hatás a becsült nyúl-sűrűségre .....	61
5.2.2. Hatás a hasznosított nyúl-sűrűségre .....	63
5.3. A MEZEI NYÚL LOKÁLIS ÁLLOMÁNYALAKULÁSA EGY JÁSZÁGI MINTATERÜLETEN A VEGETÁCIÓS KULTÚRA VÁLTOZÁSA ÉS A RAGADOZÓGYÉRÍTÉS INTENZITÁSÁNAK FÜGGVÉNYÉBEN .....	65
5.3.1. Az őszi és tavaszi éjszakai reflektoros állománybecslések alakulása a vegetációk, szazon és a róka gyérítés intenzitásának függvényében .....	65
5.3.2. A vegetációs kultúra preferencia vizsgálata .....	67
5.3.4. A ragadozógyérítés hatékonyságának vizsgálata.....	69
5.4. A MEZEI NYÚL RÁDIÓTELEMETRIÁS VIZSGÁLATA .....	70
5.4.1. A jelölt nyulak területhasználata és mozgáskörzetei .....	70
5.4.1.1. HAHU01.....	70
5.4.1.2. HAHU02.....	71
5.4.1.3. HAHU03.....	72
5.4.1.4. HAHU04.....	73
5.4.1.5. HAHU05.....	74
5.4.1.6. HAHU06.....	75
5.4.1.7. HAHU07.....	76
5.4.1.8. HAHU3.2.....	78
5.4.1.9. HAHU5.2.....	79
5.4.1.10. HAHU08 és HAHU 8.2.....	79
5.4.1.12. HAHU09.....	80
5.4.1.13. HAHU10.....	81
5.4.2. Az egyes kultúrák kedveltségének vagy elkerülésének meghatározása .....	83
5.4.3. A természeteshez közeli élőhelyek és szegélyek használati intenzitása.....	86
5.5. A MEZEI NYÚL ÁLTALÁNOS POPULÁCIÓDINAMIKAI MUTATÓI GYŰJTÖTT ADATOK ALAPJÁN .....	87
5.5.1. Ivararány .....	87
5.5.2. Kondíció.....	88
5.5.3. Korosztály.....	89
5.5.4. Szaporulatbecslés.....	90
5.6. SZAPORODÁSI PROBLÉMÁK.....	91
5.6.1. Citológiai és bakteriológiai vizsgálatok eredménye .....	92
5.6.2. A zearalenon szervezetben kimutatott mennyiségei és azok lehetséges összefüggései a szaporodási problémákkal nőstényeknél .....	93
5.7. AZ ÉLŐHELY ÉS AZ ÉLŐHELYFEJLESZTÉS HATÁSA A SZAPORODÁSI SIKERRE .....	97
5.7.1. Szántók, AKG-s területek és a zöld területek hatása a szaporodásra, szaporodási sikerre és a fiatalok arányára.....	97
5.7.2. Gyepek, AKG-s területek és a zöld területek hatása a szaporodásra, szaporodási sikerre és a fiatalok arányára.....	99

<b>6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....</b>	<b>101</b>
<b>7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK .....</b>	<b>110</b>
<b>8. ÖSSZEFOGLALÁS .....</b>	<b>112</b>
<b>8.2. SUMMARY.....</b>	<b>115</b>
<b>9. MELLÉKLETEK .....</b>	<b>118</b>
M1. IRODALOMJEGYZÉK.....	118
M2. PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN .....	128
M3. MELLÉKELT TÁBLÁZATOK .....	129
M4. MELLÉKELT ÁBRÁK.....	133
<b>10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS .....</b>	<b>137</b>

## 1. BEVEZETÉS

A mezei nyúl, a népes nyúlfélék *Lepus* nemzetségébe tartozik. A *Leporidae* család természetes terjedőképességének, illetve betelepítéseknek köszönhetően a világ nagy részét meghódította. A fajok többsége új ökológiai környezetbe kerülve sikeresen tud alkalmazkodni az új környezeti viszonyokhoz, alkalmanként gazdasági károkat okozva. A mezei nyúl (*Lepus europaeus*) az egyik legelterjedtebb emlősfaj a világon, így igen változatos élőhelytípusokon is meg tudja találni az életfeltételeit. Míg Dél-Amerikában folyamatos terjeszkedést mutat, európai állományai csökkennek, így a fajjal egyre több kutatás foglalkozik (Edwards et al., 2000; Jennings, 2007; Tapper and Parsons, 1984). Magyarországon jelenleg még az egyik legfontosabb apróvadfajunk, ökológiai és vadgazdálkodási szempontból egyaránt nagy jelentőségű faj. Eredetileg a ligetes csenderes puszták lakója, de az agrárterületek térhódításával mezőgazdasági kultúrakövető fajjává vált. Az 1960-as évekig becsült állománya hazánkban meghaladta az 1.200.000 példányt és ezzel párhuzamosan terítéke is meghaladta a 400.000 példányt (Farkas et al., 2020; Majzinger and Csányi, 2017). Ebben az antropogén, de nem intenzíven művelt környezetben elegendő változatos és jó minőségű táplálékot, illetve búvóhelyet talált magának, azonban az agrárterületek intenzív művelése óta állománysűrűsége Európa-szerte folyamatosan csökken (Edwards et al., 2000). Az utóbbi évtizedek kutatásai egyre több bizonyítékkal szolgálnak az apróvad fajok ökológiai jelentőségéről: például a kistestű zömében mezőgazdasági területeken élő fajok táplálkozásukkal szabályozhatják és fenntarthatják az élőhelyek növényzeti mintázatát és számos ragadozó faj számára szolgálnak zsákmányul, így a táplálékhálózat, illetve az ökoszisztémák kihagyhatatlan elemei (Petrovan et al., 2012; Viviano et al., 2021; Zellweger-Fischer et al., 2011). Az apróvad fajok jóléte és állomány nagysága erősen függ az ökológiai környezettől, ezért populációjellemzőik változása az élőhely minőségének indikátora is lehet, melynek eredményeit nemcsak a vadgazdálkodásban, de természetvédelmi, illetve agrár-zöldítési programok kapcsán is fel lehet használni.

Vizsgálataimban a mezei nyúl állomány nagyságát vetem össze mezőgazdasági támogatási rendszer hatékonyságával, vegetáció típusokkal, a parcellák szegélyével és a ragadozógyérítés mértékével, melyek kihathatnak a mezei nyúl jólétére, így közvetve, vagy közvetlenül befolyásolhatják az állományok alakulását és segíthetik agrár ökoszisztémák egészséges fennmaradását. Továbbá éjszakai reflektoros állománybecslés és rádiotelemetriás vizsgálat segítségével bemutatom a nyulak mezőgazdasági élőhelyhasználatát, végezetül vadászatokon gyűjtött mezei nyulak populációdinamikai adatait hozom összefüggésbe egy potenciális szaporodási siker csökkenést okozó mikotoxinnal, a zearalenonnal.

## 2. CÉLKITŰZÉSEK

Mivel a mezei nyulak populációját több környezeti tényező befolyásolja, így célkitűzésem volt, hogy:

- Felmérjem az Új Magyarország Vidékfejlesztési Program Agrár-Környezetgazdálkodási Program (AKG) hatékonyságát a nyúl állományára helyi és országos térléptékben.
- Egy jászági mintaterületen több éven keresztül nyomon kövessem az állományok alakulását éjszakai reflektoros állománybecslés segítségével
- és összevessem az évenkénti vegetáció változásának, illetve a vörös róka (*Vulpes vulpes*) gyérítésének hatékonyságával.
- Szintén a jászági mintaterületen GPS telemetria segítségével bemutassam a mezei nyúl évszakos és napszakos terület, illetve szegély használatát.

Mivel adott élőhelyen élő nyúlállományok dinamikáját meghatározza az adott évi szaporulat, illetve azok túlélése, így további célkitűzésem volt, hogy:

- Vadászatok alkalmával gyűjtött nagyszámú minta feldolgozásával bemutassam a mezei nyúl populációdinamikai mutatóit.
- Natív placentaheg számlálás és placentaheg festés segítségével pontosabb adatokat gyűjtsék a nőstény mezei nyulak placentaheg számának kimutatásához, így a szaporulatbecsléshez.
- Nőstény mezei nyulak egy lehetséges szaporodási problémáját kimutassam a rendellenességet mutató méhek citológiai és bakteriológiai vizsgálatával.
- Kimutassam és feltárjam egy mikoösztrógenként viselkedő mikotoxin, a Zearalenon szervekben mért mennyiségének lehetséges összefüggését a szaporodási sikerrel.
- Végezetül egy kevert modell segítségével bemutassam, hogy a gyűjtött tényezők hogyan hatnak a mezei nyúl szaporodására és a fiatalok arányára.

Kutatási kérdéseim az alábbiak voltak:

- Magyarországon az AKG-val támogatott területek mennyisége hatással lehet-e a mezei nyúl becsült és hasznosított sűrűségére? Befolyásolja-e a nyúlsűrűséget az AKG-s támogatáson kívül a zöld területek aránya, valamint a vörös róka állománysűrűsége és gyérítési erőssége?
- A mezei nyulak területhasználati intenzitása (azaz a látott mezei nyulak és az észlelt nyúl hullatékok sűrűsége) magasabb-e az AKG-val érintett területeken a kontroll, vagyis támogatásban nem részesülő területekhez képest?
- A mezőgazdasági táblák szegély minőségei és a vegetációk minősége eltér-e az AKG-val támogatott és támogatásban nem részesülő területek között?



- Ragadozó elvonás hatására változik-e a mezei nyúl állománya? Az aktuális vegetáció ezt a változást képes-e befolyásolni?
- A mezei nyulak területhasználata eltér-e a terület vegetációs kínálatának gyakoriságától?
- Kimutatható-e élőhelypreferencia a természetes élőhelyfoltok, illetve a szegélyterületek iránt a mezőgazdasági táblák belsejéhez képest?
- A mezei nyulak területhasználati intenzitása megegyezik-e az aktuális vegetációs kínálat gyakoriságával?
- Előnyben részesítik-e a mezei nyulak a jobb minőségű szegélyterületeket, vagy a kínálatnak megfelelően használják?
- Eltérő-e az egyedek, illetve a nemek szezonális és napszakos otthonterület mérete a minimum konvex poligon becslési módszer szerint?
- Eltérő-e az egyedek, illetve a nemek szezonális és napszakos otthonterület mérete a Kernel otthonterület becslési módszer szerint?
- Eltér-e a különböző területek között a mezei nyulak őszi ivararánya, fiatal-idős aránya, kondíciója és a nőstények szaporodási paraméterei?
- Kimutatható-e különbség a natívan számolt, illetve a festett eljárással számolt placentaheg számok között?
- Kimutatható-e olyan bakteriális fertőzés vagy citológiai elváltozás a szaporodási problémát mutató nőstény mezei nyulak méhében, melyek igazolhatják a szaporodási probléma hátterét?
- Kimutatható-e a mezei nyulak szervezetéből a zearalenon mikotoxin?
- Összefüggésbe hozható-e a toxin mennyisége a nőstény nyulak szaporodási képességeivel?
- Az AKG-s szántó területek aránya, továbbá a zöld területek aránya hatással van-e a nőstény nyulak placenteheg számára, a fiatalok, illetve a szaporodó nőstények arányára?
- Az AKG-s gyep területek aránya, továbbá a zöld területek aránya hatással van-e a nőstény nyulak placenteheg számára, a fiatalok, illetve a szaporodó nőstények arányára?

### 3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

Az utóbbi évtizedek tapasztalatai alapján azt mondhatjuk, hogy a mezei nyúl állományai az 1960-as évek óta hazánkban (Csányi et al., 2021, 2011) és Európa-szerte egyaránt csökkenő tendenciát mutatnak (Edwards et al., 2000; Smith et al., 2005; Tapper and Parsons, 1984). És bár a becsült populáció-nagyság és a teríték csökkenése is exponenciális, a ciklikus állomány változások néhány évre el tudják fedni az évtizedes csökkenés trendjét (Reid et al., 2021). Ennek ellenére jelenleg a Természetvédelmi Világörökség (IUCN) vörös listáján még "Legkevésbé veszélyeztetett" kategóriában szerepel. Számos országban pl. Ausztria, Németország, Norvégia és Svájc már kezdeményezték a faj áthelyezését a "Veszélyeztetettség közeli", vagy a "Sebezhető" kategóriába (Reichlin et al., 2006), az Európai Vöröslistán már a "Sebezhető" kategóriába tartozik (Hackländer and Schai-Braun, 2019). A mezei nyúl csökkenésének legfőbb okaként a mezőgazdaság intenzifikációját tartják, mely következtében a kis parcellás mezőgazdasági művelést felváltotta az intenzív, döntő többségben sok kemikália használattal járó monokultúras mezőgazdálkodás, mely során a szegélyek eltűntek (Edwards et al., 2000; Jansson and Pehrson, 2007; Smith et al., 2005; Stoate et al., 2009). Ennek következményeként az agrár-ökoszisztémák biodiverzitása csökken (Kamieniarz et al., 2013; Maskell et al., 2019; Pe'er et al., 2014). A probléma mérséklésére az Európai Unió agrár-környezetgazdálkodási programokat hozott létre, melyet számos tagországban alkalmaznak (Agri-environment schemes angolul AES, hazánkban AKG) az 1980-as évektől (de Sainte Marie, 2014; Hodge et al., 2015; Kleijn and Sutherland, 2003). Európa szerte a legtöbb agrár támogatási program hatását főként madárfajokon vagy rovarokon vizsgálták (Batáry et al., 2015; Kleijn and Sutherland, 2003; MacDonald et al., 2007), emlősökkel, -kiemelten a mezei nyúllal- kevesen foglalkoztak (Mayer et al., 2018; Petrovan et al., 2012; Reid et al., 2007; Vaughan et al., 2003), noha kiváló bioindikátorai lehetnek hasonló agrár programoknak.

#### 3.1. A mezei nyúl populáció dinamikájának háttértényezői, az állománycsökkenés lehetséges okai

A mezei nyúl állományok dinamikáját alapvetően ökológiai tényezők és a hasznosítás szabályozza (Edwards et al., 2000; Schmidt et al., 2004). A populáció sűrűségét külső és belső tényezők, illetve azok együttes hatásai alakítják. A mezei nyúl állományok dinamikáját befolyásoló legfontosabb külső és belső tényezőket az 1. ábra foglalja össze, melyeket részletesen a 3.2. és 3.3. fejezetekben fejtek ki.



1. ábra: A mezei nyúl populációdinamikáját meghatározó legfontosabb külső (zöld keretben) és belső (piros keretben) tényezők (Edwards et al., 2000; Smith et al., 2005; Wincentz, 2009) alapján. Created in BioRender

### 3.2. A mezei nyúl demográfiai paramétere

Egy faj populációdinamikáját meghatározza az állományok szaporulata, halálozása, koreloszlása, ivararánya és az állománysűrűsége. A populációdinamikát jellemezni lehet annak születési, halálozási és a növekedési rátájával (Csányi, 2020; Marboutin et al., 2003; Wilson and Bossert, 1981). Egy a szaporulatát maximálisan tartó faj esetében, mint a mezei nyúl, a kedvező beavatkozásra viszonylag gyors állománynövekedéssel tudna reagálni, ugyanakkor ez sok esetben nem tapasztalható (Petrovan et al., 2017). Bár számos környezeti változó (naphossz, hőmérséklet, csapadék, táplálék elérhetősége) befolyásolja az állatok szexuális aktivitását, ezek hatása elsősorban az élőhelytől függ (Antonioni et al., 2008; Bensinger et al., 2000; Bonino and Montenegro, 1997; Goritz et al., 2001; Hewson and Taylor, 1975).

A születési rátát, így az állománynövekedést több dolog befolyásolhatja: termékenységi arány, mely a termékenyülésre/szaporodásra képes nőivarú egyedek arányát jelenti az adott populáción belül. Ebbe a kategóriába már a tavaszi szezon első felében született fiatalok is beleszámíthatnak (Bensinger et al., 2000; Bonino and Montenegro, 1997; Frylestam, 1979; Marboutin et al., 2003). A megtermékenyülési arány, vagy vemhesülési arány megmutatja, hogy az adott éves ciklusban mekkora volt az aránya a ténylegesen megtermékenyült nőstényeknek az összes potenciálisan

termékeny nőtények számához képest. Az elsődleges vagy primer natalitás alatt az adott reprodukciós ciklusban az egy ivarérett nőtényre jutó megszületett utódszámot értjük. A másodlagos, vagy szekunder natalitás, az a születési arányszám, mely a nőtényenként ténylegesen megszületett és az első néhány napot túlélő összes utódszámot jelenti. Végezetül harmadlagos, vagy terciér natalitás alatt értjük az egy szaporodási ciklusban a vadászati idény kezdetéig vagy a következő szaporodási idény kezdetéig egy nőtény egyedre jutó felnevelt szaporulat arányát. Fertilitás pedig a populáció egésze által a teljes szaporodási idő alatt keletkezett utódszám (Faragó and Náhlik, 1997; Marboutin et al., 2003).

Míg a kor összefügg a reprodukciós teljesítménnyel (Bensinger et al., 2000), a testméret, kondíció nem feltétlenül, így az r-szaporodási stratégiát folytató mezei nyúl egy rosszabb minőségű, vagy időjárású területen átválthat K-szaporodási stratégiába (Hackländer et al., 2011).

### 3.2.1. Szaporodó nőtények aránya

Egy normálisan működő mezei nyúl populációban a nem vemhesült/szaporodó ivarérett nőtények aránya 5-28 % közötti (Goritz et al., 2001; Hansen, 1992; Marboutin et al., 2003; Smith et al., 2005), de elérheti akár a 35-40%-ot is (Bensinger, 2002). Az adott terület klimatikus viszonyaitól, fotoperiódustól, illetve az élőhely minőségétől függően változhat a nyulak vemhesülési gyakorisága, illetve az éves alomszáma is (Hewson and Taylor, 1975; Jennings et al., 2006).

Hazánkban a faj szaporodási ciklusa január és október közé esik (Kovács and Heltay, 1993). Ezzel szemben északabbra rövidül, míg mediterrán területeken, pl. Kréta-szigetén kitolódik és októberben a nőtények 18%-a még vemhes, januárban pedig a nőtények 45%-a már vemhesül (Antoniou et al., 2008; Hewson and Taylor, 1975; Pintur et al., 2006). A vemhesülések gyakoriságának eloszlása is eltérő, míg Skóciában február és szeptember között volt 40% fölött a vemhes nőtények aránya egy folyamatosan magas eloszlással (80.6-94%), addig Lengyelországban a vemhesülési arány február, április és június-júliusban csúcsosodott ki (75-85% között) (Hewson and Taylor, 1975). Az év első felében született nőtény nyulak év közben már bekapcsolódnak a szaporodásba, ugyanakkor, ha magas a mortalitási rátájuk állománynövelő szerepük nem lesz meghatározó. A májusban született nyulak alacsonyabb mortalitási arányuk miatt még ha csak egy alommal is járulnak hozzá az adott évi szaporulathoz, gyakorlati szerepük az állománynövelésben jelentősebb lesz (Kovács and Heltay, 1993). Hazánkban Farkas (2021) vizsgálatában Békés megyében az 1 év alatti nőtények 30-70%-a, míg az adult nőtények 77%-a szaporodott, a nőtény nyulak ivarérettsége 6 hónapos kortól kezdődött.

A felnőtt nőtények közül a szaporodási problémák és a méhek patológiás elváltozásának gyakorisága korfüggő. Míg a másfél éves nőtények közel 100%-a vesz részt a szaporodásban,

addig az 5 év fölötti nőtényeknek csak kicsit több, mint a fele (Bensinger et al., 2000). Farkas (2021) hazai vizsgálatában a terméketlen nőtények életkorát 1-2 év közöttire becsülte. Amennyiben a nőtények nem is vemhesülnek, csökkentik az adott évi, vagy a további évek állománynövekedésének lehetőségét. Leggyakoribb, főként gyulladással elváltozást az 5 év körüli, vagy idősebb nőtényekben találtak, melyek méhfalán elszaporodó ciszták voltak (Bensinger et al., 2000). Ezen felül elváltozásként leírtak még kitágult, enyhén tejszerű gennyes folyadékkal telt méhfalakat, amik akár az egész méhet is érinthették. Szintén teljes méhet, vagy annak egy részét érintő *intraepiteliális* ciszták képződését mutatták ki, valamint a hám és a *propria papillaris proliferációját*, esetleg daganatos elváltozást (Bensinger, 2002; Bensinger et al., 2000; Gál, 2006). Hazánkban leggyakoribb elváltozásnak a petevezetők, illetve a méh gyulladását írták le (Kovács and Heltay, 1993), továbbá cisztás elváltozást, vagy a méhfal rendellenes megvastagodását (Gál, 2006). A szaporodásból kiesés lehet csak szezonális, adott évre kiterjedő, de az is előfordulhat, hogy az egyed a későbbi élete folyamán már egyáltalán nem hoz a világra utódot.

### 3.2.2. Éves szaporulat nagysága

A szaporodási időszakban használható mérőszámok az embrió és a sárgatestszám. Hazánkban leggyakrabban vadászatot követően, azaz a szaporodási időszak végén lehet az elejtett nőtények méhén lévő placenta hegek számával megállapítani az éves szaporulat nagyságát (Farkas, 2021; Majzinger and Csányi, 2017). A placentahegek mélységével, vastagságával el lehet különíteni a különböző szaporodási ciklusokban született utódok számát, illetve meg lehet állapítani a felszívódott embriók mennyiségét is (Bray et al., 2003, Jennings et al., 2006). A mezei nyúl átlagos alomszáma nőtényenként 2.1 és 2.7 közé tehető (Bonino and Montenegro, 1997). A sikertelen beágyazódás következtében az embrionális veszteség 9-24% körülire tehető (Schroeder et al., 2013), a teljes méhen belüli embrió mortalitás 17% (Bonino and Montenegro, 1997; Hewson and Taylor, 1975; Jennings et al., 2006).

Míg az 1970-es években nőtényenként átlagosan évi 10 körüli (2-20) placentaheggel számoltak (Bensinger et al., 2000; Frylestam, 1980; Kovács and Heltay, 1993), addig ezek az értékek a 90-es években már 5-6.4 nyúlfira csökkentek nőtényenként (Hansen, 1992; Kovács, 1994). A későbbiekben egyedenként már csak 2 almot (Marboutin et al., 2003), almonként 2-3 nyúlfit (Bray et al., 2003; Hansen, 1992; Slamečka et al., 2014) és 2-5 sikeresen felnevelt utódot határoztak meg (Bensinger et al., 2000; Farkas, 2021; Wincentz, 2009), holott zárttéri körülmények között Slamečka et al. (2014) kimutatta, hogy egy nőtény ideális körülmények között, extrém esetben akár 8 alomra is képes lehetne évente, noha ez a természetben nem elvárható.

Hazánkban a küldöldi adatokkal szemben a 80-as 90-es években lényegesen nagyobb szaporodási értékek mutatott ki Kovács és Heltay (1993) is. A szaporodásban részt vevő anyanyulak évente átlagosan négy almot, almonként 2.7-3.5 megszületett nyúlfit ellettek. Azok a fiatal egyedek, melyek születésük évében szaporodnak, egy, ritkább esetben akár két almot is produkálhatnak (Faragó, 2012; Kovács and Heltay, 1993). Farkas (2021) 2014-2016 időszak között vizsgált egyedeknél átlagosan 4.6-6.1 placentaheget talált. Ugyanakkor a fiataloknak csak csekély része vett részt a szaporodásban, általában csak a nyolc hónapnál idősebb egyedek. Egy németországi vizsgálatban 128 fiatalból csupán egyben találtak placentahegeket (Bensinger et al., 2000; Jennings et al., 2006; Pépin, 1989), holott a legtöbb nőstény nyúl 6 vagy 7 hónap fölött már ivarérett lehet. Egy 1970-es évekbeli vizsgálatban a 6-7 hónapos nyulak 67%-a vemhesült, míg a 8 hónapos vagy idősebb nyulak 83%-a (Sim Broekhuizen and Maaskamp, 1981). Ezzel szemben hazánkban 2-37.5% körül volt a szaporodásban résztvevő fiatalok aránya (Gál, 2006; Kovács and Heltay, 1993).

### 3.2.3. Fiatalok és az idősek túlélési aránya

A nyúlállomány elemzése során az egyik legnehezebb feladat az életkor meghatározása, ugyanakkor elengedhetetlen feltétele a populációdinamika szabályozásának. A fiatalok, vagyis az azévből született és vadászati idényt megélt egyedek aránya rendkívül szélsőséges értékeket mutathat, ugyanis a fiatalok mortalitását sok tényező befolyásolja (Karp and Gehr, 2020; Marboutin et al., 2003).

A fiatal-öreg arányt, vagyis az őszig túlélte fiatal egyedek arányát az egy évnél idősebb egyedekhez képest leggyakrabban az állatok könyökcsonti porcdudorának (Stroh jegyének) meglétéből szokás becsülni. Ez a dudor egyes vélemények szerint 7-8 hónapos korig tapintható csak ki, mások szerint akár 9 hónapos korig (Broekhuizen and Maaskamp, 1981; Stankevičiūtė et al., 2011), de sok esetben, főként késő őszi és téli vadászatok alkalmával az első szezonban született egyedeken már csak nehezen, vagy egyáltalán nem detektálható, így a valóditól eltérő arányt becsülhetünk (Stankevičiūtė et al., 2011). Éppen ezért a szemlencsét szokták alapul venni, mely az emlősök életkorával növekszik (Augusteyn, 2014), mezei nyúl esetében kimutatták, hogy az első két évben gyarapodik a leggyorsabb ütemben (Suchentrunk et al., 1991).

A klasszikus csoportosítási rendszer szerint a fiatal, azaz 1 év alatti kategóriába sorolnak minden egyedeket, amelynek 280 mg alatti a szárított szemlencse tömege, az e fölötti egyedeket pedig adultnak tekintik (Kovács and Heltay, 1993). A szemlencse tömege alapján további kategória finomítási lehetőségek is rendelkezésre állnak. Mind az első éven belül, mind évek között, bár tudomásul kell venni, hogy mindegyik módszer a nyulak eltérő növekedési üteme miatt hibával terhelt lehet (1.táblázat) (Andersen and Jensen, 1972; Bensinger et al., 2000; Suchentrunk et al., 1991). A mezei nyulak életkora szemlencse alapján már 23 napos kortól elkülöníthető (Stott and Harris, 2006;

Suchentrunk et al., 1991), de használják még a koponyahossz, fülhossz, talphossz, tömeg indikátorokat is (Bray et al., 2002).

1.táblázat: Szárított szemlencse tömegek korosztályonkénti csoportosítása

kiszárított szemlencse (mg)	becsült életkor	vemhesülési arány	ellési arány (placentaheg fellelhető)	Korosztály besorolása
Éven belüli csoportok (Stott and Harris, 2006) alapján				
<102	<31 nap	0	0.09	Nyúlfi
102-185	31-122 nap	0	0.1	Fiatal
185-245	122-234 nap	0.55	0.16	Adult közeli
245-297	234-365 nap	0.54	0.22	Fiatal adult
>297	>365nap	0.45	0.12	Adult
Éven közötti csoportok (Bensinger, 2002; Suchentrunk et al., 1991) alapján				
<112	1-2 hó,		0	Fiatal
<270	2-9 hó között		0.01	Fiatal
270-300	9 hó-1.5 év		1	Adult
300-330	1.5- 3 év		0.9	Adult
330-370	3-5 év		0.84	Adult
>370	5+ év		0.5	Adult

Fiatalok esetében jelentős mértékű a születés körüli és választás utáni mortalitás, mely 10-15% (Kovács and Heltay, 1993). Egy zárttéri kísérletben az ellések 5%-ában született halva nyúlfi, az elválasztásig a halandóság 23% volt (Slamečka et al., 2014). Lengyelországi rádiótelemetriás vizsgálatban azt találták, hogy a fél éves korig nevelt, majd elengedett nyulak 40%-a pusztult el az első évben (Misiorowska and Wasilewski, 2012), Hansen (1992) 1984-1986 közötti vizsgálatában egy extrém magas, 70%-ot meghaladó fiatalkori mortalitást mutatott ki, de természetes körülmények ettől eltérőek is lehetnek.

A fiatalok aránya évenként és területenként is jelentősen ingadozik. Míg az 1950-es és 1960-as években rendszeresen leírtak 60-80%-os fiatal arányt, az 1970-es években már csak elvétve mutattak 70%-os, vagy azt meghaladó értékeket és a jelenlegi, vagy kétezres években megjelent tanulmányok szerint néhány kivételtől eltekintve a fiatal nyulak aránya a populációban csak 25-50% között található (Bensinger, 2002; Jennings et al., 2006; Pintur et al., 2006). Az őszi időszakot túlélő fiatalok aránya függ a különböző szezonban született nyulak mennyiségétől (Hansen, 1992; Marboutin et al., 2003).

Az adott mintavételben a korosztályok aránya jelezheti egy-egy korábbi év problémáját is. Stankevičiūtė et al. (2011) litvániai vizsgálatában az egy évnél fiatalabb nyulak majdnem a felét tették ki a populációnak, a 2-3 éves korosztály csak 8%-ot alkotott. Popovic et al. (2015) 2014-ben eltérő területeken azt találta, hogy a fiatal állatok 28-42% között voltak, az 1-2 éves egyedek csupán 4-6%-ban voltak jelen a populációban. A nagyon alacsony százalékos arány jelenléte jelezheti az

előző év, vagy évek reprodukciós, vagy túlélési problémáit, például a 2013-as extrém hideg és elhúzódó tél hatását.

### 3.3. A mezei nyúl populációdinamikáját meghatározó legfontosabb külső tényezők

#### 3.3.1. Az élőhely

A mezei nyúl állomány csökkenésének egyik legfontosabb okaként az élőhelyeik csökkenését és romlását tekintik (Panek, 2018; Smith et al., 2005, 2004), melynek legfőbb okozója a mezőgazdaság intenzifikációja (Edwards et al., 2000; Kamieniarz et al., 2013). A mezei nyúl eredetileg egy sztyepplakó faj, változatos növényi étrenddel, ugyanakkor az agrárterületek elterjedésével mezőgazdasági kultúrakövető fajjává vált, erre engednek következtetni a hatvanas évekbeli, melioráció előtti magas állományagságok is (Edwards et al., 2000; Olesen and Asferg, 2006).

Élőhelyhasználatát tekintve különböző kutatások kimutatták, hogy a nyulak erősen válogatnak a különböző élőhely-típusok között (Sánchez-García et al., 2012). Főként a nyíltabb területeket, parlagon hagyott táblákat, gyepeket, ligeterdőket, erdőszéleket részesítik előnyben, míg a zárt erdőket elkerülik (Sánchez-García et al., 2012; Tapper and Barnes, 1986). A hagyományos kisparcellás, szegélyekkel teli és változatos szerkezetű és összetételű mezőgazdasági művelés kedvez nekik (Faragó et al., 2012; Schai-Braun et al., 2015), ezzel szemben a nagy táblás, intenzív mezőgazdaság negatív hatással van az állományokra (Edwards et al., 2000; Olesen and Asferg, 2006; Tapper and Barnes, 1986). Ráadásul nem mindegy, hogy az év mely szakában vizsgálódunk, mivel a nyulak vegetációs és búvóhely preferenciáját az évszakos váltás befolyásolja (Olesen and Asferg, 2006).

A 60-as évek óta a mezőgazdasági táblaméretetek növekedtek, 1973-ban 16 tábla volt egy 700 ha-os területen, addig 1979-ben már csak 8 és az átlagos táblaméret 43 ha-ról 87-re növekedett (Farkas, 1980; Kovács and Heltay, 1993). A nagyobb táblák pedig nagyobb távolságok megtételére kényszerítik az állatokat, ha megfelelő táplálékot akarnak találni. Ezzel párhuzamosan a szegélyek is eltűntek (MacDonald et al., 2012; Stoate et al., 2009), amit tovább ront, hogy a megnövelt gyomirtószer mennyiségek hatására a pázsitfűfélék és egyéb leginkább virágos és kétszikű gyomnövények visszaszorultak, ezáltal az elérhető táplálékkészlet és a búvóhelyek mennyisége tovább csökken. A betakarítások alkalmával időszakos táplálékhiánnyal kell szembesülniük az állatoknak, ami ráadásul kritikus időszakban egyszerre sok táblán és akár egész téli időszakban kitart, ráadásul nagy térléptékben következik be. A nagy táblaméret mellett, a kialakított mesterséges csatornák, vagy a mezővédő erdősávok felszámolása következtében szintén csökken az élőhelyek változatossága és tovább nő az elérhető foltok távolság (Edwards et al., 2000; Kovács and Heltay, 1993; Olesen and Asferg, 2006; Stoate et al., 2009; Wincenz, 2009).



Az adott élőhelyen élő állatok nem minden élőhelytípust részesítenek előnyben, van, amit jobban kedvelnek, míg másokat elkerülnek. Az élőhelypreferencia változik a nyúlsűrűség, az élőhelyfoltok mérete és diverzitása, illetve az élőhelyen található növényzet függvényében (Pavliska et al., 2018). Megfigyelték, hogy a heterogén vegetációjú, mozaikos mezőgazdasági területeken a mezei nyulak állományai stabilabbak (Lewandowski and Nowakowski, 1993). A táblaméret negatívan befolyásolja a populációsűrűséget (Pavliska et al., 2018). A művelési ág szintén kihat az állatokra: a szántóterületek, melyek a gyepkehez képest az év folyamán változatosabbak, pozitívan hatnak rá (Mayer et al., 2018, Pavliska et al., 2018). Kimutatták, hogy az őszi kalászos növényeket, illetve a káposztarepcét ősztől májusig preferálják, ugyanakkor májustól betakarításig elkerülik (Olesen and Asferg, 2006; Wong and Hickling, 1999). A mezei nyúl nem kedveli az alacsony és homogén vegetációt, tavasszal és nyáron kifejezetten keresi a magasabb növényzetet (Smith et al., 2004), ugyanakkor az érett, elfásodott szárú és magas vegetációt már szintén nem szereti (Hansen, 1996; Tarnawa, 2012). A borsót és a tavaszi kalászosokat csak a kora tavaszi növekedési fázisban fogyasztja szívesen, ezzel szemben az állandó takarmány füveket, lóherét, lucernát egész évben keresi (Olesen and Asferg, 2006; Pavliska et al., 2018). A változatosság nagyon fontos a faj szempontjából, hazai korai rádiótelemetriás vizsgálatokkal kimutatták, hogy a nyulak mozgáskörzete kivétel nélkül több típusú vegetáció határán helyezkedik el (Kovács, 1994; Kovács and Heltay, 1993).

### 3.3.1.1. Szegélyek fontossága az élőhelyeken belül

A nagytáblás gazdálkodással csökken az árokpartok, gyomos szegélyek mennyisége is, ami fontos élőhelye számos rovarfajnak és kisemlősnek egyaránt (Birkhofer et al., 2014; Rodríguez-Pastor et al., 2016). A szegélyek csökkenése szintén kedvezőtlenül hat a nyúlállományra is, mivel a mezei nyúl ezeket előszeretettel használja menedéknek, fialásra, búvó és táplálkozóhelyként (Báldi and Faragó, 2007; Biró et al., 2003; Petrovan et al., 2012; Tapper and Barnes, 1986). A szegélyek olyan élőhelyfoltokat jelentenek, melyek zöld folyosóként képesek összekötni a nagyobb táblákon található hasznosítható élőhelyfoltokat, vegyszermentességük miatt csökkentik a mérgezésekből adódó mortalitási rátákat, állandó és diverzebb növényborításuk lévén pedig folyamatos takarást és táplálkozó területet biztosítanak (Báldi and Faragó, 2007; Brodt et al., 2009; Faragó and Dittrich, 2012). A szegélyek főként azokon a helyeken esszenciálisak, ahol az élőhelydiverzitás már kicsi és a tájlepték leegyszerűsödött (Batáry et al., 2010). Kisemlősök esetében kimutatták, hogy egész évben fontos és használt élőhelyet nyújtanak az állatoknak, különösen a betakarítási időszakban, amikor a területen hirtelen fellépő nagy zavartást követően lecsökken a búvóhelyek mennyisége és ezzel egyidejűleg megnő a predációs nyomás (Rodríguez-Pastor et al., 2016). Szegélyek létesítésével kísérletesen csökkenteni tudták sünök elvándorlásának mértékét is (Moorhouse et al., 2014). Mezei nyulak esetében nagy-britanniai vizsgálatok kimutatták, hogy a szegélyek elvesztése csökkenti az

állatok menedékterületét, nagyobb szántóterületek, vagy leegyszerűsödött vetésforgók esetében nagyobb mortalitási rátát eredményezett (Tapper et al., 1986; Tapper and Barnes, 1986). A szegélyeket leginkább a nappali pihenő időben használják az állatok (Schai-Braun et al., 2014). Ezeknél a területeknél fontos, hogy a lombkorona záródása legalább 50%-os, vagy a bokros és lágyszárú vegetáció magassága több mint 40 cm legyen (Cardarelli et al., 2011; Faragó, 1997; Meriggi and Verri, 1990). Szintén meghatározóak a mezei fás vegetációk, keskeny fás sávok, vagy kisebb erdőfoltok a mezőgazdasági parcellák mellett, vagy közepén, melyek ugyancsak megtörik a leegyszerűsödött tájszerkezetet és a szegélyekhez hasonló funkciót töltenek be (Jánoska, 1998). Kimutatták, hogy azokon a területeken, melyek erdőfoltok mellett helyezkedtek el, magasabb volt a mezei nyúl állománysűrűsége, különösen télen (Bresiński, 1983).

### 3.3.1.2. Táplálékkínálat

A mezei nyúl kis testű növényevőként kisebb mozgáskörzetet használ, ezért viszonylag kis otthonterületen kell megtalálnia az életbenmaradáshoz és szaporodáshoz szükséges életfeltételeit. Nagy területet bejárva testméretéhez képest sok energiát kellene elégetnie, ezért otthonterületén belül csak a változatos növényzet képes kielégíteni a táplálkozási és szaporodási igényeit (Biró et al., 2009, 2003; Chapman and Flux, 1990). Egy diverz élőhelyen a nyúl tápláléka egész évben biztosított (Vaughan et al., 2003). A mezei nyúl étrendje rendkívül változatos, kimutatták, hogy az elérhető táplálékkínálat közül az állatok egész évben válogatnak és olyan tápláléknövényeket preferálnak, amelyek magas energiatartalommal (nyerszsír és nyersfehérje) rendelkeznek, ugyanakkor kerülik a nyersrostokat (Schai-Braun et al., 2015). Szintén fontos preferencia az állatok szempontjából a tápnövény víztartalma. A magas víztartalmú növényeket keresik, míg az érett fenofázisú természetű növényeket, melyek szára elfásodott, már kevésbé fogyasztják (Tarnawa, 2012). Ősszel és tavasszal a frissen kikelt lédús árvakelést és egyéb zöld növényeket fogyasztják szívesen, kedvelik a lucernát, repcét, vadvirágos gyepeket (Schai-Braun et al., 2020a; Schmidt et al., 2004; Sliwinski et al., 2019). A természetű kultúrnövényeket leginkább az őszi időszakban fogyasztják, illetve ebben az időszakban nő a fás szárú növények fogyasztása is (Biró et al., 2009, 2003; Farkas and Majzinger, 2007). Évszaktól függetlenül a változatos növényzet miatt keresik a patakpartokat, illetve a parlagon hagyott területeket (Schai-Braun et al., 2013), a nyárfaligeteket, melyek a heterogén táplálékkínálat mellett zavarásmentességet is nyújtanak (Cardarelli et al., 2011). Az intenzív mezőgazdálkodás hozadékai -gyors vetésforgó, szegélyek eltűnése, megnövelt kemikália használat- csökkenti a nyulak számára fontos tápláléknövények (különösen a pázsitfű és egyéb gyomnövények (Reichlin et al., 2006) mennyiségét (Biró et al., 2003; Haerer et al., 2001; Smith et al., 2004), mely közvetett módon kihat a nyúlfiak túlélésére a kisebb zsírtartalmú anyatej miatt (Valencak et al., 2009).

### 3.3.2. Klimatikus tényezők

Bár a mezei nyúl jó alkalmazkodó képességét mutatja széles elterjedési területe (Mitchell-Jones et al., 1999), az egyre gyakoribb, hirtelen fellépő szélsőséges időjárási események hozzájárulhatnak a mezei nyúl állomány csökkenéséhez (Nagy, 2015; Rödel and Dekker, 2012; Schmidt et al., 2004). Leginkább a hőmérsékletnek és a csapadék mennyiségnek van hatása a mezei nyúl évenkénti állomány változására. A száraz nyár a növények víztartalmának csökkenése miatt negatívan hat a populációnövekedésre (Kovács and Heltay, 1993; Nagy, 2015), ugyanakkor a hosszan tartó esőzések, vagy a hirtelen lehulló nagy csapadékmennyiség szintén csökkentheti az állomány nagyságot, elsősorban a szaporulat megnövekedett mortalitásán keresztül (Smith et al., 2005; van Wieren et al., 2006). A sok csapadék rontja a kisnyulaknak hőháztartását (Seltmann et al., 2009) és megnövelheti egyes betegségek kialakulásának esélyét is, mint pl. a kokcidiózis (Beuković et al., 2013; Smith et al., 2005). Mind a tavaszi csapadékosabb időjárás (Tóth, 2012), mind a késő nyári, őszi megnövekedett csapadékmennyiség csökkenti az őszi törzsállományt (Rödel and Dekker, 2012). Az adott évi időjárásnak lehet kedvező hatása is a nyúlállományokra. Kimutatták, hogy a januári, illetve a kora tavaszi enyhébb időjárás kedvezően hat a nőstény nyulak termékenyülésére (Smith et al., 2005) és az egyedek túlélésére (Smith et al., 2004; Tóth, 2012).

Korábbi és jelenlegi éghajlat előrejelzések is azt támasztják alá, hogy hazánk évi és évszakos átlagos középhőmérséklete emelkedik, az évszakok kiegyenlítetlenebbé válnak, ezáltal a tavaszi fagyok gyakoribbak lesznek, a nyári hosszan tartó aszályokat hirtelen keletkező özönvíz szerű esőzések fogják megtörni (Bozó, 2022; Lakatos et al., 2014), melyek szintén hozzájárulhatnak a mezei nyúl további állománycsökkenéséhez.

### 3.3.3. Betegségek

Betegségek közül vírusok, baktériumok, protozoák, paraziták egyaránt fertőzhetik a mezei nyulakat (Marinković et al., 2018; Mezei et al., 2018). Néhány országban úgy gondolják, hogy az alacsony termékenyülési rátához, vagy a fiatalkori magas mortalitáshoz a fertőzések, betegségek jelentős mértékben hozzájárulnak. Némely nyulakat érintő betegség *zoonózis*, mely állatról emberre terjedhet (Marinković et al., 2018; Rataj et al., 2019; Wibbelt and Frölich, 2005).

A nyulakat érintő leggyakoribb betegségek, melyek nagyobb mortalitási rátát okozhatnak, a pszeudotuberkolózis, illetve a nyulak vérzések májdisztrófiája (EBHS) (Tsokana et al., 2020). Ezen kívül állomány szabályozó hatása lehet még a pasztörellózisnak, a sztafilokokkusznak, a brucellózisnak és a tularémiának (Wibbelt and Frölich, 2005). További zoonótikus betegségeként írják le a krími-kongói vérzések lázat, a Hepatitis E vírust, a yersiniózist, a brucellózist, a tuberkolózist, a toxoplazmózist és a *leishmaniosist* (Tsokana et al., 2020).

Az EBHS-t egy a *Lagovirus* nemzetségbe tartozó calicivírus okozza. A vírus európai előfordulása az 1980-as évek eleje óta ismert (Tsokana et al., 2020). A megbetegedési és a mortalitási arányok rendkívül változatosak, a nyulak már 1 hónapos kortól fogékonyak lehetnek rá, prevalenciája is széles skálán mozog (7-90%). Májgyulladást, illetve légúti és zsigeri szervi vérzéseket okoz, a betegségnek jellegzetes tünete nincs (Gál, 2006; Tsokana et al., 2020; Wibbelt and Frölich, 2005). Szintén vírusos betegség a mixomatózis, mely bár elsősorban az üregi nyulak fertőző betegsége, mezei nyulakban is képes fejezni, háton és a végtagokon bőr alatti csomókat képezni (Marinković et al., 2018).

Az egyik leggyakrabban kutatott betegség a tularémia, melyet a *Francisella tularensis* baktérium okoz. Sajnos a legtöbb esetben teljesen észrevétlen módon van jelen a mezei nyúl állományban. Terjesztő vektorai a rágcsálók (különösen a mezei pocok (*Microtus arvalis*)), kullancs fajok, vagy egyéb ízeltlábúak (Marinković et al., 2018; Wibbelt and Frölich, 2005). A tularémia betegségéért felelős törzsek rendkívül virulensek, humán esetben 90%-os fertőzési rátát mutatnak, míg a nyúlfélék rendje rezervoárnak tekinthető (Tsokana et al., 2020). Emiatt lehet, hogy bár az egyedbe bejutó baktérium a szervezetben gyulladással elhalásos gócot képezhet, állományok szintjén nem mutattak ki magas tularémia fertőzöttséget (Tsokana et al., 2020).

Szintén bakteriális fertőző betegség a pszeudotuberkulózis és a pasztorellózis, továbbá paraziták közül a kisnyulak elhullásában fontos patogén tényezőnek jelölik meg a toxoplazmózist és a kokcidiózist, mivel ezek az egysejtűek főként a hideg időjárásban (április-májusi esőzések), vagy a táplálékszegény időszakban (nyári aratások után) a legyengült szervezetű fiatal állatokat tudják megbetegíteni. Amennyiben az egyedek másodlagosan is fertőzöttek, pl. bélféreggel, nagy arányban el is pusztulhatnak (Marinković et al., 2018; Posautz et al., 2015; Wibbelt and Frölich, 2005).

Néhány betegség az egyedek szaporodószervére is kihatással lehet, ezáltal szabályozva az állományok alakulását. A tularémia bak nyulak heréiben gyulladással gócot tud képezni (Gál, 2006), EBHS vizsgálatok kapcsán 259 vizsgált nyúl közül kétszer annyi fertőzött hím egyed volt - ráadásul a fertőzés nem függött a kondíciótól (Sokos, 2014) -, ami akár jelentheti azt is, hogy az EBHS ivarfüggő mortalitást okoz, így a bak nyulak megnövekedett mortalitásán keresztül szintén állományszabályozó hatása lehet.

Hazai vizsgálatokban Gál (2006) őszi időszakban bak nyulak heregyulladásai folyamatainak kiváltó okaként gyakrabban a *Pasteurella haemolytica*-t és ritkábban a *Pasteurella multocida*-t találta, a pasztorella baktériumok nőstényeknél idült gennyes méhgyulladást okozhatnak (Tsokana et al., 2020). Bicsérdy et al. (2000) megemlíti a *Brucella sp*, *Escherichia coli*, *Francisella tularensis*, *Pasteurella multocida*, *Pseudomonas pseudomallei*, *Staphylococcus aureus*, *Yersinia pseudotuberculosis* kórokozókat, melyek ivarszervek gyulladását okozhatja. A megjelent kórokozók sok esetben a szaporodási redellenességek esetében csak másodlagos hatások, a kiváltó

okok szerteágazóságuk végett még nem feltártak. Gál (2006) gennyes méhgyulladást hazánkból csak 2.18%-os gyakorisággal tudott kimutatni, a mintákból *Pasteurella sp.* baktériumokat lehetett kitenyésztetni.

### 3.3.4. Szennyezőanyagok, mérgezések

A mezőgazdasági területen élő állatok különösen kitéttek a gyom és rovarirtó szereknek, nehézfém szennyezésnek, melyek jelenlétét leginkább zsírszövetből, veséből, májból lehet kimutatni (Beuković et al., 2022; Beukovic et al., 2018; Marinković et al., 2018; Mezei et al., 2018). Mivel a mezei nyúl olyan mezőgazdasági területekhez kötődő faj, aki döntő többségben az ott található gyom, illetve kultúrnövényeket fogyasztja (Sangiuliano et al., 2016), nagyobb eséllyel van kitéve a különböző antropogén szennyezőanyagoknak is (Beukovic et al., 2018; Marinković et al., 2018; Mezei et al., 2018). Szerbiában 30 vizsgált szennyezőanyagból 8-at ki tudtak mutatni mezei nyúl vesékből (Beukovic et al., 2018).

#### 3.3.4.1. Mikotoxinok

A szennyezőanyagok egy részét endokrin diszruptor kemikáliáknak nevezzük (EDK). Ezek az anyagok az endokrin rendszerre, így többek között a szaporodó képességre is hatással lehetnek (Coppock and Dziwenka, 2017). A különböző növények fogyasztásával, különösen, ha azok penészesek mikotoxinokat vehetnek fel az állatok (mivel az éghajlat előrejelzések egyre gyakoribb özönvíz szerű esőzéseket, majd aszályokat prediktálnak, így a mezőgazdasági növények penészesedése, illetve toxinok termelése is gyakoribb lehet). Ez idáig kutatók csak az Aflatoxin B1-et vizsgálták mezei nyulak májában, illetve veséjében (Kourousekos et al., 2015; Slamecka et al., 2017), mely egy EU-s hatértékkel rendelkező mérgező anyag, ugyanakkor a mikotoxinok között pl. a zearalenon (ZEA), mely szintén az endokrin rendszerre és a szaporodóképességre képes hatni, kukoricában, búzában és gyepben is előfordulhat, vagy akár nagy esőzések után a kisebb vízfolyásokban is ideiglenesen megnőhet a koncentrációja (Hartmann et al., 2008; Kharbikar et al., 2015; Laser et al., 2003; Skládanka et al., 2009) nem vizsgálták még. ZEA egyike a több mint 400 kimutatott mikotoxinoknak, amelyet a *Fusarium* nemzetséghez tartozó gombák termelnek (Ropejko and Twaruzek, 2021), ugyanakkor vadon élő állatokra kifejtett hatásuk ezidáig nem ismert. Mivel egy nem szteroid ösztrogén mikotoxin, főként szaporodásbiológiai és ivarzási problémákat okoz azáltal, hogy ösztrogénreceptorokhoz kötődik és ösztrogénreakciót vált ki, felborítva a nemi hormonok egyensúlyát (Gromadzka et al., 2008). Magyarországon a ZEA által okozott kórképek a hatvanas évek óta ismeretesek. A vizsgált fajok leggyakrabban házi sertések (Cseh and Kovács, 2010), vadon élő állatokkal kapcsolatos vizsgálatokat alig publikáltak. Nyércek, patkányok, sertések esetében kimutatták, hogy vetélést, vagy egyéb szaporodási rendellenességet pl. gennyes méhgyulladást (*pyometra*), petefészek

sorvadást, méhnyálkahártya gyulladást (*endometritis*) (Yang et al., 1995), vagy korai ivarérettséget (Obremski et al., 2003; Ropejko and Twaruzek, 2021) okoz. Más fajokon kimutatott vizsgálatok alapján a ZEA a fiatalok esetében hüvelygyulladást, vagy hiperösztrogenizmust tud okozni (Minervini and Aquila, 2008; Oliver et al., 2012). Több kutatás is igazolta már a ZEA azon hatását, mely szerint csökkenteni tudja a tesztoszteron és a spermium mennyiségét, ezáltal csökkenti a szaporodóképességet (Gromadzka et al., 2008; Li et al., 2018; Ropejko and Twaruzek, 2021).

### 3.3.5. Ragadozók hatása

Az élőhely romlása mellett a ragadozók okozta veszteségek is jelentősen csökkenthetik az apróvadállományt, melyben közrejátszik a tudatos ragadozógazdálkodás hiánya is (Bíró et al., 2009; Faragó, 1997, 2012; Reynolds et al., 2010).

#### 3.3.5.1. Ragadozó madarak

A mezei nyulat fogyasztó ragadozómadarak között említhetjük az egerészölyvet (*Buteo buteo*), barna rétihéját (*Circus aeruginosus*), héját (*Accipiter gentilis*), parlagi (*Aquila heliaca*) és réti sast (*Haliaeetus albicilla*). Egyes vélemények szerint az egerészölyveknek, illetve a héjának nincs meghatározó szerepe a mezei nyúl állományára (Kalotás, 1982, 1985). A Körös-Maros Nemzeti Park területén ölyvek táplálékában 14.4 %, illetve rágcsáló gradációs évben 4.5% relatív gyakorisággal találtak nyulat. Héja esetében a táplálék összetevők között a mezei nyúl 2.2-9.1% között szerepelt a vizsgált években. Ugyanakkor érdemes azon elgondolkodni, hogy bár a közepes testű ragadozó madaraink szempontjából nem meghatározó a mezei nyúl, azokon a területeken, ahol magas állománysűrűségben vannak jelen ezek a ragadozók, a páronként kis arányú mezei nyúl fogyasztás is hatással lehet az adott évi nyúlállományra, továbbá érdekesség, hogy Tóth (2003) kimutatott olyan ragadozó madárfészket, ahol a szülők a mezei nyúl fogyasztásra specializálódtak, ezért lokálisan lehet nagyobb hatása a nyúlállományra.

A parlagi sas fontos táplálékát képezi a mezei nyúl (Horváth, 2009). A faj táplálékában valamennyi hazai régióban a 4 legmeghatározóbb prédafaj között szerepel, melynek előfordulási aránya a táplálékban helyenként megközelíti az 50%-ot. Kimutatták, hogy azokon a helyeken, ahol a mezei nyúl a legjelentősebb prédája a parlagi sasnak, a költési siker is magasabb volt (Horváth et al., 2010). Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy bár a parlagi sas táplálékában gyakran szerepel a mezei nyúl, tekintettel a sasok hazai csekély állományosságára (2021-es lejelentett állomány 290-300 egyed (Bagyura, 2021), 2022-es sas szinkron számlálás alapján országosan 405-407 megfigyelt egyed (Anonymus, 2023)), a mezei nyúl állományokban okozott predációja a szakértők szerint nem jelentős (Kovács et al., 2005). Azokon a területeken, ahol parlagi sas párok költenek, ha növelni tudjuk a mezei nyúl állományát, úgy egyrészt segíthetjük a fokozottan védett ragadozó

madárfajunk állományának stabilitását, másrészt hozzájárulhatunk egy egészségesebb nyúlpopuláció kialakulásához, hisz a csúcsragadozók a prédaállományból (amennyiben elegendő mennyiség áll rendelkezésre belőlük) szelektálnak és csak a beteg, gyengébb egyedeket veszik ki (Szemethy et al., 2014).

### 3.3.5.2. Ragadozó emlősök

A ragadozók nyúlra gyakorolt hatását leginkább a nyulak mozgásmintázatának, aktivitásának, területhasználatának mérésével, az állománysűrűségek nyomon követésével, vagy ragadozó elvonásos vizsgálatokkal lehet jellemezni.

Az apróvad szempontjából legfontosabb emlős ragadozónk a vörös róka, melynek állomány változása fontos a nyúlra gyakorolt hatásának megítélése szempontjából. Állománya jelentős mértékben növekedett Magyarországon is (Heltai, 2010), különösen a veszettség elleni immunizációt követően (Ponjiger et al., 2019). Kimutatták, hogy az apróvadas területeken a rókák mellett a mezei nyulat fogyaszthatja még a borz (*Meles meles*), a nyuszt (*Martes martes*), az aranysakál (*Canis aureus*), a kóbor macska (*Felis silvestris catus*) és a kóbor kutya (*Canis lupus familiaris*) is (Farkas et al., 2017; Viviano et al., 2021).

Ahol a róka gyérítési ráta magasabb, ott a róka állomány becsült sűrűsége alacsonyabb, illetve ugyanezek a területeken a mezei nyúl teríték sűrűsége is magasabb (Heltai et al., 2016). Németországban Schleswig-Holsteinben kimutatták, hogy a róka populáció nagysága és a vizsgált mezei nyúl állomány nagysága között szignifikáns negatív összefüggés állt fenn (Frölich et al., 2003). Egy angliai vizsgálatban intenzívebb ragadozó gyérítéssel a mezei nyúl állomány sűrűségét 15 egyed/km<sup>2</sup>-ről 28.5 egyed/km<sup>2</sup>-re, élőhely-fejlesztéssel és ragadozógyérítéssel 15 egyed/km<sup>2</sup>-ről 52.3 egyed/km<sup>2</sup>-re tudták növelni (Reynolds et al., 2010). Ebben a vizsgálatban, ha felhagytak a ragadozó gyérítéssel, a nyúlállomány csökkenésnek indult még abban az esetben is, ha az élőhely-fejlesztést tovább folytatták. Szintén pozitív összefüggést talált Panek et al., (2006) Lengyelországban. Véleményük szerint a ragadozógyérítés pozitív hatása a nyúlállományra szinte azonnal jelentkezik. Ugyanakkor a róka hatása nem minden vizsgálatban mutat hasonló összefüggést (Knauer et al., 2010; Pavliska et al., 2018; Schmidt et al., 2004). Meg kell jegyezni, hogy más a róka nyúlra gyakorolt hatásának erőssége, ha évenként vagy hosszú távon (Knauer et al., 2010; Schmidt et al., 2004), napszakonként vagy évszakonként (Bakaloudis et al., 2015; Panek, 2009; Viviano et al., 2021), az agrár területek különböző művelésének módjával (Weterings et al., 2016), vagy vegetáció diverzitásának összefüggésében (Demirbaş, 2015; Knauer et al., 2010) vizsgáljuk, esetleg alacsony vagy magas nyúl állománysűrűség mellett (Panek, 2009).

A táplálkozás vizsgálatokban azt tapasztalták, hogy a mezei nyúl a róka táplálékában a kisemlősöknél jóval kisebb arányban fordul elő, szezonalitást tekintve fogyasztásának gyakorisága

télen és tavasszal lesz magasabb, vagy a rágcsálókban szegény években, így összességében azt találták, hogy a róka mezei nyúl fogyasztása nem függ a nyúlállomány sűrűségétől. A rókára ugyanaz igaz, mint az egerészölyvre, hogy bár úgy tűnik számára a nyúl nem annyira fontos táplálék alkotó, a mezei nyúl számára fontos ragadozó lehet a róka. Kimutatták, hogy a 2002/2003-as hideg tél után a róka táplálékot váltott és az előző évekhez képest több nyulat fogyasztott hazánkban (Heltai, 2016).

Kimutatták például, hogy a nyulak magasabb ragadozósűrűség mellett megváltoztatják az aktivitási periódusukat, viselkedésüket, vagy a különböző erőforrásokért bejárando távolságot (Mayer et al., 2020; Panek, 2009; Viviano et al., 2021; Zaman et al., 2020). Ragadozó elvonásos vizsgálatok esetében szintén több helyen mutattak ki erős összefüggést, ám csak addig, amíg a nyúlsűrűség egy kritikus létszám alá nem süllyedt (Bíró et al., 2013; Farkas et al., 2017; Heltai et al., 2016; Panek, 2009). Hazánkban ragadozó elvonásos vizsgálatokat a szakirodalomban alig találunk, apróvadász területeken mutatták ki több helyen, hogy ahol megnövelték a róka gyérítési rátát, ott nagyobb volt a mezei nyúl teríték sűrűsége is, mint a szomszédos vadásztársaságok esetében (Erdei, 2000; Heltai, 2016; Heltai et al., 2016, 2010). Ugyanakkor, főként alacsony nyúlsűrűségű területeken önmagában az erőteljesebb ragadozógazdálkodás nem elégséges, mindenképp szükséges mellette élőhelyet is fejleszteni (Panek, 2018, 2009; Panek et al., 2006).

### 3.3.6. Agrotechnikai beavatkozások következtében megnőtt mortalitás és vadászati túlhasznosítás

Európa-szerte a mezőgazdaság gyors ütemű fejlődésének vagyunk szemtanúi az 1960'-as évek óta és ezzel párhuzamosan a nyulak állománysűrűsége is drasztikusan csökken (Dániában, Lengyelországban hetedére, hazánkban 60%-al) (Csányi et al., 2021; Edwards et al., 2000; Wincentz, 2009).

#### 3.3.6.1. Közvetlen mortalitást okozó beavatkozások

Duarte et al. (2021) és Smith et al. (2005) szerint egy nőstényre vetített éves szaporulat átlagosan 9-12 kisnyúl, melyeknek 30-90%-uk még a következő szaporodási időszak előtt elpusztulhat. Emiatt a mezei nyúl állományt leginkább az elhullás szabályozza. Már a mezőgazdaság intenzitásának növelése időszakában is több szerző feltételezte, hogy a mezőgazdasági táblákon végzett gépi munkálatok idején, illetve a betakarításkor és a tarlók égetésekor is jelentősen megnőhet a nyulak mortalitása (Deák et al., 2021; Jakabházy, 1976). A búzatáblák és lucernatáblák tavaszi gépi művelése, illetve a gyepek kaszálása közvetlenül károsítja a nyulak első és második szaporulatát, ami azért is problémás, mert ezek a fiatal kisnyulak már az adott évben részt vehetnének a szaporodásban, illetve a legnagyobb eséllyel élnék túl a következő telet (Karp and Gehr, 2020; Smith et al., 2005; van de Poel and Zehm, 2015). A gyakori, nagysebességű gépekkel végzett kaszálások szintén sok mezei nyúl pusztulását okozzák (Hecsei and Szappanos, 1978; Jakabházy, 1976;



Saly, 1976). A pillangós virágúakban gyakrabban fialnak a nyulak, így a nagy vágószélességű gépek elől a fiatalok nem tudnak elmenekülni (Deák et al., 2021; Farkas, 1977), ami az állatok egy negyedét, vagy nagyobb arányát is érintheti (Reid et al., 2021; van de Poel and Zehm, 2015). Németországban hőkamerás vizsgálattal azt találták, hogy éves szinten a mezőgazdasági művelés okozta elhullás 153 000 mezei nyulat érinthet, ami az éves hasznosított mennyiség 13.4 %-a (Steen et al., 2012). Ugyanakkor dániai vizsgálat nem mutatott ki összefüggést az őszi terítékben található fiatalok mennyisége és a kaszálások és aratások mennyisége között (Wincentz, 2009).

### 3.3.6.2. Közvetett mortalitást okozó beavatkozások

A mezőgazdasági beavatkozások csökkentik a búvó és táplálkozó helyek mennyiségét, megnövelheti a predációs nyomást, jobban kiteheti az egyedeket az időjárás kedvezőtlen hatásainak, ami legyengítheti az állatok immunrendszerét, betegségek kialakulásával fokozva a mortalitást (Karp and Gehr, 2020; van de Poel and Zehm, 2015).

Kimutatták, hogy bár a nyulak elkerülik a kukoricatáblákat, a kora őszi időszakban ezek a területek jelentik az agrár sivatagban szinte az egyetlen takarást, ezért ezek egyszerre történő levágása a mezei nyulak menedékhelyeinek mennyiségét is csökkenti és a ragadozók általi zsákmányolás esélyét növeli (Barkóczi and Hagymási, 1982).

### 3.3.6.3. Vadászati túlhasznosítás

A nyúlállomány csökkenését erősíteni tudjuk a vadászati hasznosítás hibás időzítésével. Általánosan igaz hazánkra, hogy a tavaszi állománybecslésből határozzák meg az ősszel hasznosítandó mennyiséget, ami a különböző mortalitási tényezők miatt a vadászati szezonra már jelentősen változhat (Kovács and Heltay, 1993). Még ha a lehető legkörültekintőbben igyekszünk is a vadászati szezon elején meghatározni a hasznosítható mennyiséget, ez az érték csak az adott időpontra lesz igaz. Az őszi természetes elhullás, a fent említett őszi mezőgazdasági munkálatok, időjárási tényezők, betegségek miatt tovább csökkentik az állományt, így a hasznosítható mennyiség egyre fogy, aminek a mértéke ráadásul területenként eltérő (Frylestam, 1979). Egy hazai vizsgálatban kimutatták, hogy noha október közepén még jelentős mennyiségű nyulat lehetne terítékre hozni, ez a lehetőség egy hónap alatt eltűnik, november közepétől már csak a törzsállomány rovására vadászhatunk, vagyis akaratunk ellenére is túlhasznosítjuk az állományt (Dávid, 2001). Ugyanez igaz a decemberi, januári élőnyúl-befogásra is (Smith et al., 2005; Szemethy et al., 2007).

A vadászatok alkalmával közvetetten is tovább csökkentjük a nyúlállományt a lövések okozta stressz, illetve a sebzések miatt. Kimutatták, hogy azokon a területeken, ahol vadászatot folytatnak, gyakoribb a rókák nyúlfoyasztása, mely adódhat a vadászatok alkalmával okozott

sebzésekből (Bakaloudis et al., 2015), vagy a megnövekedett stressz faktortól, melyre a nyulak érzékenyek, így néhány napig a szokásostól eltérő módon viselkednek, ami szintén kedvezhet a ragadozóknak (Mayer et al., 2021). Jelentősek még a faj esetében a gépjárművel történő ütközésekből adódó elhullások is (Cukor et al., 2018; Roedenbeck and Voser, 2008; Schmidt et al., 2004). Egy rádiótelemetriás vizsgálat kapcsán a vizsgált egyedek mortalitási rátájának 7%-át tette ki autós elütés (Misiorowska and Wasilewski, 2012), azonban megbízható információink, adatunk a tényleges mortalitási rátáról sajnos nincs.

### 3.4. A mezei nyúl mozgáskörzete és szezonális területváltása

A mezei nyúl kis testmérete miatt viszonylag kis területeket használ élete során. Mozgáskörzetére változatos szakirodalmi adatokat találunk (M1.táblázat), melynek egyik oka lehet, hogy eltérő becslési módszerekkel, illetve nagyon változó lokalizációs pont mennyiségéből vizsgálják az egyedek otthonterületeit. Két leggyakoribb otthonterület becslési módszer a minimum konvex poligon, illetve a Kernel otthonterület denzitás mérés. Az MKP alapvető jellegzetessége, hogy általában túlbecsli az otthonterületek méretét, különösen néhány kiugró pont esetében, ezért nem minden biológiai esetben használható megbízhatóan (Nilsen et al., 2008; Tóth et al., 2014). Továbbá különbség lehet teljes és évszakos otthonterület nagyságok között is. Előfordul, hogy néhány évszakos területnagyság nagyobb, mint az egész éves terület, ami abból adódhat, hogy az éves lokalizációs pontok eloszlása más, mint az évszakonkénti lokalizációs pontoké (Tóth et al., 2014).

Általánosan el lehet mondani, hogy a születési helyétől messze nem távolodik el, ugyanakkor az otthonterületének nagysága függ az ivartól, élőhelytől, táblaszerkezettől, időjárástól, terület mozaikosságától, évszaktól, éghajlattól, vagy a vadászati nyomástól (Bray et al., 2007; Kunst et al., 2001; Smith et al., 2005). Éppen ezért a különböző országokban, azon belül különböző területeken is rendkívül eltérő lehet a mozgás-körzetek nagysága. Jobb, mozaikosabb élőhelyen kisebb otthonterületekkel találkozhatunk, nagyobb, intenzívebben művelt, vagy kevésbé diverz élőhelyeken ennek többszöröse is lehet. A jellemzően kis mozgáskörzetek alapján feltételezhetjük, hogy a mezei nyúl számára a kisebb táblákból álló, mozaikos táblaszerkezet az előnyösebb, de még a kis táblaméret sem elegendő önmagában, szükséges egyéb élőhelyek megléte is (M1.táblázat). Ennek oka lehet, hogy a nyúl a nap egyes szakaszait és különböző élettevékenységeit más és más típusú területeken tölti. Noha nem minden egyednél, de a legtöbb esetben el lehetett különíteni táplálkozó és pihenő területeket az otthonterületeken belül, ahol a két élőhely-típus között az állatok napi mozgásban voltak (Kovács and Heltay, 1993; Pépin and Cargnelutti, 1994; Zaccaroni et al., 2013). Pihenő helyként olyan területet preferál, ahol a lombkorona záródása legalább 50%-os, vagy a bokros és lágyszárú vegetáció magassága több mint 40 cm (Meriggi and Verri, 1990; Neumann et al., 2011), míg táplálkozni nyílt területre járnak.

Számos vizsgálatot végeztek a mezei nyulak napszakos aktivitásával kapcsolatban. A nappali órákban főként a pihenő vackában tartózkodik, majd azt az éjszakai órák során hagyja el, hogy táplálkozzon (Stott, 2003). Főként téli időszakban a nappali órákban az állatok egyáltalán nem mutatnak aktivitást, az éjszakai időszakban a bakok aktivitása jelentősebb lehet a nőstényekhez képest, nyáron ez a különbség kevésbé tapasztalható a nemek között (Schai-Braun et al., 2013, 2012; Zaccaroni et al., 2013). Külön megjegyzendő, hogy a nyulak viselkedése és területhasználata egyedenként eltérő, a mezőgazdasági munkálatokra az egyedek eltérően reagálhatnak, egyes egyedek aratások idején direkt felkeresik a táblákat a talajra lehullott táplálékot kutatva, míg mások elkerülik azokat (Reitz and Léonard, 1994; Stott, 2003).

### 3.5. Különböző programok az agrárökoszisztémák megvédéséhez

A modern, intenzív mezőgazdasági művelési módok vitathatatlan előnye, hogy jelentős terméshozamot lehet vele elérni egy erőteljes környezetterhelő hatás mellett. E tény felismerése vezetett az Európai Unióban (EU), valamint az Amerikai Egyesült Államokban a különféle agrárkörnyezetgazdálkodási programok (agri-environmental schemes - AES) létrehozásához, melyek legfőbb célja a fenntartható gazdálkodás kialakítása (de Sainte Marie, 2014). Az egyes AES-ek előírásai tagországonként változnak, de általában véve a céljaik közé tartozik a biodiverzitás megőrzése vagy növelése, a kemikáliák mérséklése, valamint a vidék elnéptelenedésének megállítása (Dobbs and Pretty, 2004; Hodge, 2014; Kovács Katona, 2007). Mára ezek a programok a közös agrárpolitika (KAP) szerves részét képezik. KAP az EU költségvetésének mintegy 1/3-át is kiteheti, így a gazdasági jelentősége miatt több kutatás foglalkozott az AES-k hatásával. A kutatások témájának sokfélesége szintén mutatja a programok közötti különbségek diverzitását. Míg Svájc, Hollandia és az Egyesült Királyság programjai elsősorban a vadvilág és élőhelye megőrzésére koncentrálnak, addig Dánia és Németország programjai főként a kemikáliák csökkentésére irányulnak, a franciaországi programok jórészt a vidék elnéptelenedésének mérséklését szolgálják, Írország és Ausztria programjai pedig egyaránt lefedik a környezetvédelmet, a biodiverzitás megőrzésére irányuló intézkedéseket, valamint a tájhasználat fenntartását is (Kleijn and Sutherland, 2003).

Az AES-ek eredményességéről is eltérő kutatási eredmények születtek. Kimutatták, hogy a programok pozitív hatást gyakorolnak a területeken előforduló madárvilágra (Berg and Kvambäck, 2005; Birrer et al., 2007; Bracken and Bolger, 2006). Ugyanakkor sok tanulmány született arról, hogy az AES-k előírásai túl gyengék, így hatásuk nem tud érvényesülni (Batáry et al., 2015; Kleijn et al., 2011; Pe'er et al., 2014). Kleijn and Sutherland (2003) átfogó tanulmányában kimutatta, hogy gyakorlatban a legtöbb ellenőrzés, felmérés mindössze az előírások betartását ellenőrzi, nincs állandó terepi monitoring-program. Szintén probléma forrása, hogy a gazdák felé a kifizetések sok esetben

konkrét, határozott célok nélkül történnek (Vepsäläinen et al., 2010). Komolyabb kutatások, melyek felmérték a programok tényleges, biodiverzitást érintő hatását elsőként Hollandiából és az Egyesült Királyság területéről származtak. A legtöbb kutatás elsősorban a madarak jelenlétével (MacDonald et al., 2007), illetve csupán 1-1 faj megőrzésével foglalkozik, miközben más, potenciális indikátorfajokat elhanyagolnak (Benton et al., 2003). Néhány kutatás foglalkozott már az AES-ek apróvadfajokra gyakorolt hatásával, azok eredménye azonban ellentmondásos volt (S. J. Browne and Aebischer, 2003; Reid et al., 2007; Zellweger-Fischer et al., 2011).

Az egyes programok sikertelenségének oka lehet a rövid időtartam is. Egyes kutatások szerint a megfelelő időtartam minimum 5 év lenne a pozitív eredmény eléréséhez mezei nyulak esetében (S. Browne and Aebischer, 2003). Mivel sok AES hatása kérdéses, így a programoknak eredmény-központúnak kellene lenniük (de Sainte Marie, 2014). Lényeges további tényező, hogy több program, mely kísérleti fázisban meghozta a kívánt eredményt, nagyobb térbeli léptékre helyezve gyenge, vagy akár negatív hatásokkal is járt (Kleijn et al., 2011).

## 4. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 4.1. Az Új Magyarország Vidékfejlesztési Program Agrár-Környezetgazdálkodási Támogatás (ÚNKP-AKG) hatékonyságának felmérése kis térléptékben

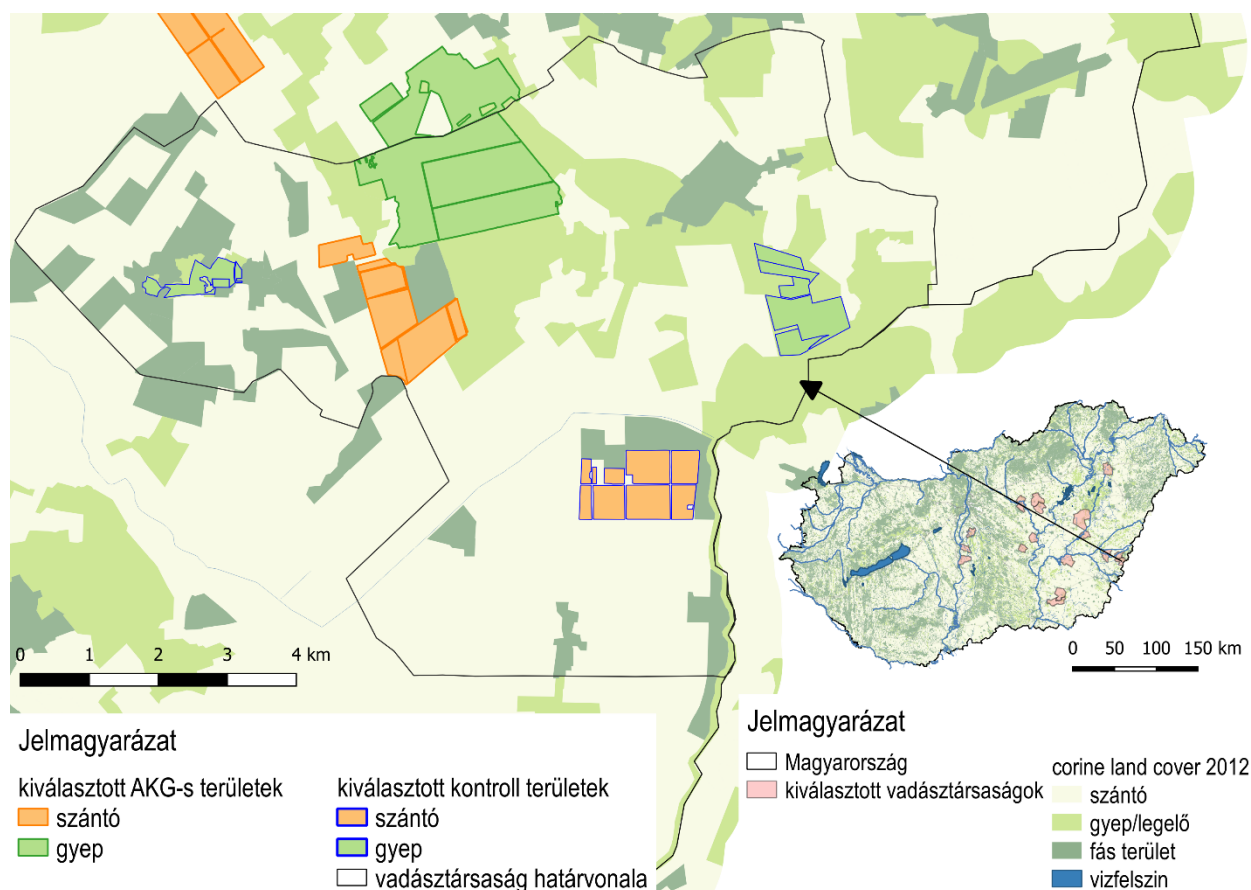
Az ÚNKP-AKG programja 2009 és 2014 zajlott Magyarországon (Hungarian Ministry of Agriculture and Rural Development, 2015). Fő kérdésünk és hipotézisünk az volt, hogy a mezei nyulak területhasználati intenzitása (helyi léptékben, a látott mezei nyulak és az észlelt nyúl hullatékok sűrűsége, országos térléptékben a vadgazdálkodási egységenként lejelentett becsült és hasznosított állománysűrűségek) magasabb-e az AKG-val érintett területeken a támogatásban nem részesülő területekhez képest. Mivel az aktuális vegetáció és a szegélyek szintén nagymértékben képesek befolyásolni az élőhelyhasználat mértékét (Petrovan et al., 2012; Rodríguez-Pastor et al., 2016), kis térléptékben megvizsgáltuk a szegélyek és a vegetáció összetétel különbségeinek hatását is a támogatott és támogatásban nem részesülő területek között. Mivel a mezei nyúl állomány nagyságára a vörös róka sűrűsége negatívan hathat (Panek, 2009; Panek et al., 2006), így országos térléptékű modelleinkbe beépítettük a vörös rókák állománysűrűségét és gyérítési intenzitását is.

#### 4.1.1. A területek kijelölése

Az ÚNKP-AKG program 21 célprogramjából 13 olyan, főként természetvédelmi irányelveket megfogalmazó célprogramot választottunk ki, melyek kedvező hatással lehetnek az agrárterületen élő vadászható és védett kis testű fajokra, így a mezei nyúlra is (M2.táblázat).

Az Országos Vadgazdálkodási Adattárból (OVA) (Csányi et al., 2011) kiválogattuk azokat a vadgazdálkodási egységeket (VGE), melyek fő bevételi forrása az apróvadgazdálkodásból, elsődlegesen a mezei nyulból származik, illetve 2008 és 2014 közötti időszakban folyamatos adatsorral rendelkeztek (azaz volt minden évre becsült és hasznosított lejelentett mezei nyuladatuk). Ez a leválogatás képezte alapját nagy térléptékű elemzésünknek is, melyet tovább szűkítettük azokra a VGE-kre, ahol a becsült mezei nyúl állomány minimum 5 egyed/km<sup>2</sup> volt (ennél alacsonyabb állomány nagyság esetén hazánkban nem ajánlott a mezei nyúl vadászata). Kiválasztottunk 17 db VGE-t, melyet elküldtünk a Nemzeti Élelmiszerlánc Biztonsági Hivatalnak (NÉBIH), akik a területeken belül leválogatták és visszaküldték nekünk a kiválasztott 13 AKG-s célprogramhoz tartozó agrárterületek és az egyéb agrárterületek térinformatikai fedvényét. A 13 célcsoportba tartozó, továbbá "kezelt" területeken belül minden VGE-ben a Quantum GIS szoftver segítségével (QGIS Development Team, 2017) kiválasztottam olyan parcellatömböket (összesen: átlag  $\pm$  SD: 4.68 km<sup>2</sup>  $\pm$  1.52 km<sup>2</sup>, 2. ábra), amelyek szántó, illetve gyep művelési ágba tartoztak és elég nagy területet fedtek le egy reprezentatív terepi felméréshez. Ezzel párhuzamosan minden VGE-

en kiválasztottam olyan parcellatömböket is, amelyek támogatásban nem részesültek (továbbiakban "kontroll", összesen: átlag  $\pm$  SD:  $3.08 \text{ km}^2 \pm 1.78 \text{ km}^2$ , 2.ábra). A statisztikai elemzéshez a randomfaktorok miatt hozzárendeltem minden mezőgazdasági tábla középpontjának "X" és az "Y" koordinátáját. Minden vadásztársaság esetében igyekeztem mind a két művelési ághoz tartozó kezelt és kontroll tömböt is kiválasztani. Mivel több szakirodalmi forrás határozza meg a mezei nyúl átlagos mozgáskörzetét 40 ha körüli értékre (Bray et al., 2007; Misiorowska and Wasilewski, 2008; Zaccaroni et al., 2013), ennek a 40 ha-os körnek vettem a sugarát -720 m-, és ezt a távolságot határoztam meg a kezelt parcellák széle és a kontroll területek határa közötti minimális távolságnak. Összesen 263 kezelt és 297 kontroll parcellát választottam ki a felméréshez, melyekből 2013 őszén 208 darabot: összesen 111 kontrollt (396 transzekt vonal) és 97 kezeltet (333 transzekt vonal) és 2014 tavaszán pedig 388 darab parcellát mértünk fel: 186 kontroll (619 transzekt vonal) és 166 kezelt (605 transzekt vonal). A két szezon alatt az összes felvett és bejárt vonal hossza 820 km volt.



2.ábra: A kis térléptű vizsgálatunkhoz kiválasztott VGE-k térbeli elhelyezkedése. A kinagyított térképrészleten egy példával ábrázoltam a kiválasztott parcellatömböket. Készítve: QGIS programmal

#### 4.1.2. A mezei nyúl területhasználat intenzitás felmérésének módszerei

A mezei nyúl területhasználatának egyik lehetséges módszere a közvetett jelekből történő becslés. A hullatékok mennyisége a területen korrelál az állatok területen eltöltött idejével, illetve

az állománysűrűséggel (Lioy et al., 2015). A hullatékok számlálásához rugalmas sávok transzektbecslést használtunk (Thompson et al., 1998) 2 méteres sáv szélességgel. Ez a belátható szélesség a mezőgazdasági táblát borító vegetációtól függően néha keskenyebb volt, melyet GPS pont segítségével jelöltünk. Minden táblánál a felmérés kezdeti és végpontját, illetve az észlelt mezei nyúl hullatékok/hulladék kupacok helyét GPS lokalizációs pont segítségével rögzítettük és bejegyeztük a jegyzőkönyvekbe az észlelt hullatékok darabszámát. Sem a felméréseknél, sem azelőtt nem tisztítottuk meg a területet a hullatékoktól, de igyekeztünk két módon is csökkenteni a mintavételezési hibát, illetve a pontatlanságot. Egyrészt csak a frissnek tűnő hullatékokat számoltuk (zöldes, fényes felületű, nem sárga vagy kiszáradt). Másrészt mivel néhány korábbi kísérlet kimutatta, hogy a régió, az országrész, az aktuális időjárási viszonyok és az élőhelytípus is jelentősen befolyásolhatja a hulladék bomlási rátát (Lioy et al., 2015; Perry and Robertson, 2012; Prugh and Krebs, 2004), igyekeztünk egy régióból választani a felméréndő vadgazdálkodási területeinket. Minden területünk az Alföld régióhoz tartozik (egy kivételével, ami avval szomszédos), továbbá a pontosság növelése érdekében a felméréseket az adott szezonban a lehető legrövidebb időn belül végeztük el (őszi: november 21 és december 19 -kivéve egy vadászterületet, ahol január 6-, tavasz: március 7 és május 13). A szegélyhatás mérésére minden mezőgazdasági táblán 3 párhuzamos transzektet jártunk be. Az elsőt a mezőgazdasági tábla szélén, közvetlenül a szegély mellett (0 m), a másodikat vele párhuzamosan 50 m-re, majd a harmadikat a tábla szélétől 100 m-re (3. ábra). A transzekt medián, minimum és maximális hossza 330, 10, illetve 3500 m-volt. A szegély melletti vegetáció rendkívül fontos a kistrágyászók közösségének, illetve a mezei nyulaknak is (MacDonald et al., 2007; Petrovan et al., 2012; Rodríguez-Pastor et al., 2016). Míg nagy mezőgazdasági táblák esetében a táblák közepe kevésbé használt, a preferencia mértéke a szegélyek felé nő (Petrovan et al., 2012).

A statisztikai elemzéshez kiszámítottam a felmért területeket  $m^2$ -ben (belátott terület szélessége  $\times$  transzekt hossza), majd ezeket összegezve kiszámoltam a mezőgazdasági területenként felmért teljes terület nagyságát ( $m^2$ ). A kapott értékeket hektárra váltva arányosítottam a táblánként látott és feljegyzett összes nyúlhulladék számával.

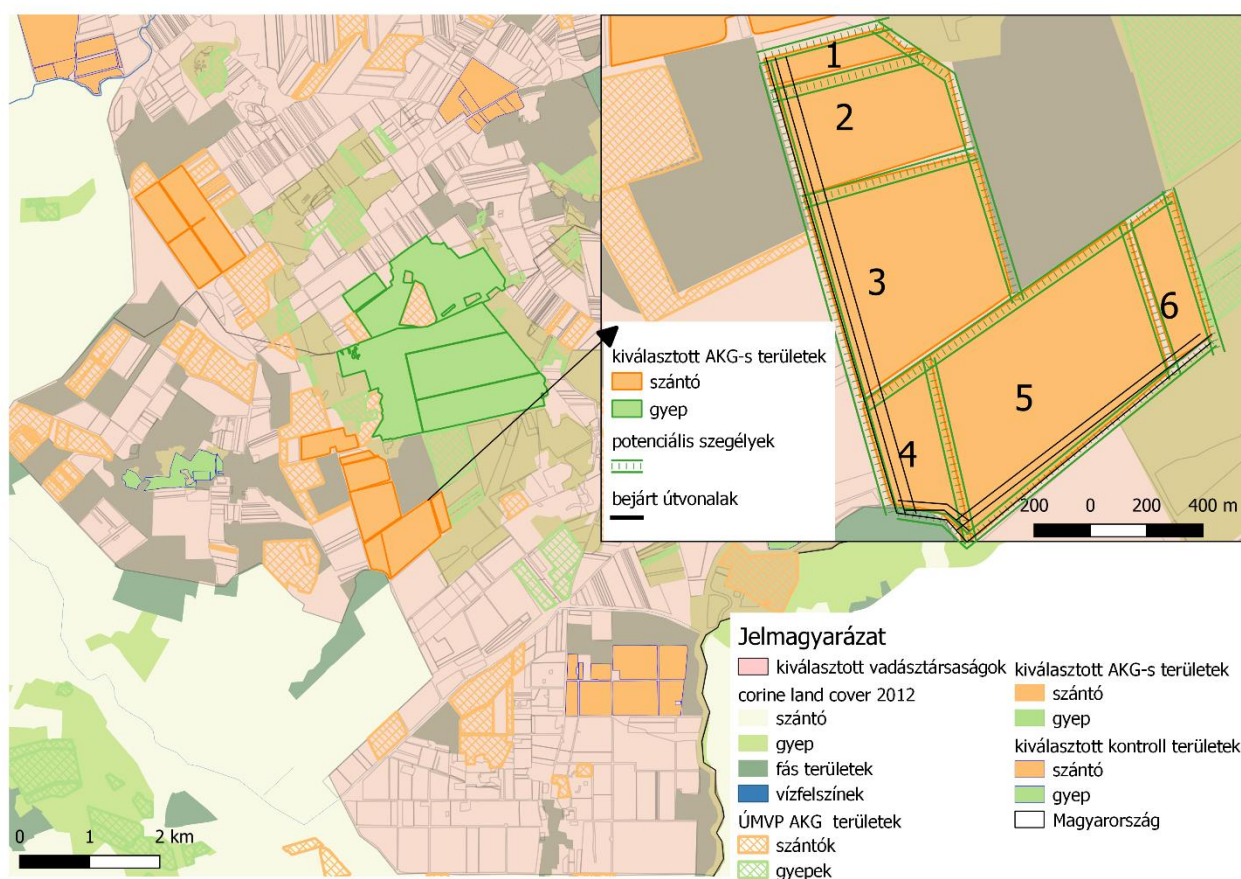
A látott mezei nyulak számát is feljegyeztük minden mezőgazdasági területen. A nyúlszámláláshoz a tábla szélétől 250 m-re lévő képzeletbeli területhatárt használtuk. A látott nyulakat minden esetben a tábla szélétől 100 m távolságra sétáló harmadik személy jegyezte fel (így a személy tőle balra 100, míg tőle jobbra 150 métert látott be, mely a megbízható beláthatósági terület felső határa (Huysentruyt et al., 2018)), amennyiben másik felvételező személy vette észre a nyulat, jelezte az illetőnek, aki jegyzőkönyvbe felírta az észlelést.

A látott mezei nyulak statisztikai elemzéséhez mezőgazdasági területenként kiszámítottam a látott területek nagyságát a következők szerint: leghosszabb transzekt hossz (m)  $\times$  250-el.

Amennyiben a tábla szélessége nem érte el a 250 m-t, a mezőgazdasági tábla térinformatikai fedvényben lemerített szélességét használtam, majd ha-ra váltottam az értéket. Azért nem a kapott adatbázis értékeivel dolgoztunk, mert a kapott fedvényeket a valósággal nem lehetett összeegyeztetni.

#### 4.1.3. A vegetációk, illetve a szegélyek felvételezése

A transztek megkezdése előtt kategorizáltuk a szegélyek szélességét, sűrűségét, illetve magasságát. Mivel a szegélyek búvó és táplálkozóhelyként szolgálnak az állatoknak, így a szélesebb és sűrűbb szegélyek nagyobb súlyozó pontot kaptak. Minden mezőgazdasági tábla esetében két szegélyt mértünk fel, egyik a transzekt vonalainkkal párhuzamos, míg a másik a transzekt vonalunk végén az elsővel merőlegesen elhelyezkedő szegély volt (3. ábra).



3.ábra: Példa a kis léptékű felmérés menetére. A jobb felső sarokban a kinagyított térképrészlet a parcellatömbön belüli transzekteket, illetve a szegélyek elméleti helyeit jelöli

A szegélyek szélességének kategorizálásakor 0 pontot kapott a szegély szélküli, 1 pontot a keskeny (<0.5 m), 2 pontot a közepes (0.5-1 m) szélességű szegély és 3 pontot adtunk a széles szegélyeknek (>1m) (M1.&M2.ábra). A szegélyek sűrűségét aszerint kategorizáltuk, hogy mennyire alkalmas a mezei nyúl számára búvóhelynek. Referenciaként, illetve azért, hogy minden terepi felmérő egységesen kategorizáljon, a terepi felmérések előtt fából készült nyúlmakettekkel megnéztük, hogy hány százaléka látszik az állatnak egy vegetáció típusban. Ezt felhasználva a



következő osztályokat állítottam fel: 0 pont - nyúl 100%-a látható, gyér szegély=1 pont- a makett több mint 50%-át láttuk, közepes = 2 pont - a nyúl kevesebb, mint 50%-át láttuk csak, sűrű szegély =3 pont -nem láttuk a makettet. Szegélyenként összeszoroztam a szélességi és sűrűségi pontszámokat (0-9 pontig terjedő skála), majd a táblánként kapott két értéket összeadtam, így egy 0-18-ig terjedő skálán rangsoroltam a szegélyeket.

A terepi felvételezések kapcsán a mezőgazdasági táblák vegetációit is kategorizáltam. Mivel a különböző szántóföldi növényeket nem egyformán preferálják a nyulak - leginkább annak tápértéke, ízletessége és összetétele miatt (Pelorosso et al., 2008; Schai-Braun et al., 2015) - így a vegetáció típusokat külön súlyszámokkal illetttem. Kategorizáltam a termesztett növényfajokat minőségük szerint: nincs vegetáció = 0 pont, kevésbé jó minőségű növények =1pont: kukorica (*Zea mays*) (Canova et al., 2020; Sliwinski et al., 2019), napraforgó (*Helianthus sp.*) (Reichlin et al., 2006b; Schai-Braun et al., 2015), jó minőségű növények =2 pont: gabona (*Triticum sp.*), gyep, lucerna (*Medicago sativa*), árvakelés, ugar, repce (*Brassica napus*), takarmányfüvek (*Poaceae and Fabaceae*), répa (*Beta vulgaris*) (Reichlin et al., 2006; Schai-Braun et al., 2015; Sliwinski et al., 2019). Ezt követően a vegetációk státuszát, állapotát is kategorizáltam, melyben az elrejtőzési lehetőségeket is számításba vettem. 5cm alatti vegetáció = 0 pont (friss kelés, vetésre előkészített talaj, vagy túllegeltetett legelő). 1 pontot adtam azoknak a területeknek, ahol a vegetáció magassága 5 cm-nél magasabb volt, de tápanyagban szegény (a takarmánynövények tápértéke, nyersfehérje tartalma az érettség előrehaladtával csökken, míg a kevésbé fontos nyersrost, a kalcium vagy a foszfor enyhén emelkedik (George and Bell, 2001)), illetve ha egyáltalán nem, vagy csak nehezen elérhető volt a nyúl szempontjából. Szintén ebbe a kategóriába tartoztak a szárzúzott, lábön hagyott növények (gabona, kukorica, napraforgó), vagy a kaszált, erősen legeltetett területek, melyeknél a vegetáció magassága nem érte el a 10 cm-t. Továbbá szintén 1 pontot adtam a szántóknak (bár itt sincs vegetáció, a szántások barázdái búvóhelyként szolgálhatnak). Végül 2-es súlypontot adtam a vetéseknek, ha a vegetációs fázis fiatal volt, illetve ha árvakelés vagy másodvetés/zöld trágya növény volt a területen. Végezetül összesítettem a vegetációs művelési, illetve a vegetációs állapot pontszámait (0-4 pont).

#### 4.1.4. Statisztikai elemzés

Minden statisztikai elemzést az R 4.1.1 programban végeztem (R Core Team, 2020), így a továbbiakban csak az adott statisztikához használt R csomagokat fogom ismertetni. A kis térléptékű vizsgálathoz a következő programcsomagokat használtam: NBZIMM (Yi, 2019), nlme (Jose et al., 2018), MASS (Venables and Ripley, 2003). A statisztikai elemzés egységei az egyes felmért mezőgazdasági területek voltak. Hogy vizsgálhassam a kezelés hatását a számolt nyulak, illetve a hullatékok mennyiségére negatív binomiális, zéróinflált kevert modellt használtam (negative

binomial zero-inflated mixed models - NBZIMM). Mindkét függő változó esetében a modelleket a következőképp építettem fel: fix hatásoknak tekintettem a kezelést (AKG/kontroll), a szezont (tavasz/ősz), a művelési ágot (szántó/gyep), illetve ezeknek a faktoroknak a kétirányú illetve hármas interakcióját, továbbá kovariánsként hozzáadtam a felmért területek méretét. Random hatásként belevettem a modellekbe a VGE azonosítót, hogy figyelembe vegyem azt, hogy a területek nem függetlenek egy vadgazdálkodási egységen belül. A mintavételi pontok térbeli nem-függetlenségének figyelembevételéhez egy autokorrelációs struktúrát építettem a modellbe azt feltételezve, hogy a távolság növekedésével exponenciálisan csökken a korreláció az egyes mintavételi pontok között a nyulak, illetve hullatékok előfordulási valószínűségében, mivel az exponenciális függvény adta a legkisebb reziduális varianciát, azaz a legjobb modellilleszkedést (Zuur et al., 2009). A modellek zéróinflált részében (amely a „fölösleges” vagy "hamis nullák" valószínűségét írja le, vagyis amikor nem a jelenlét hiánya, hanem valamilyen egyéb tényező miatt lehetett 0 az eredmény, pl. nem vettük észre a nyulat) azt feltételeztem, hogy a mezei nyulak és ürülékeik észlelése függ a vegetáció magasságától (Wong and Hickling, 1999), az évszaktól -a nyúl szezonális viselkedés különbségei miatt (Perry and Robertson, 2012)-, valamint a felmért terület nagyságától (pl. nagyobb területeken könnyebben elsiklik a tekintetünk a nyúlürülékek vagy a nyulak felett). Továbbá a mezei nyulak számát vizsgáló modellbe belettem a szegélyek sűrűségének értékeit is, mivel azt feltételeztem, hogy a sűrűbb szegélyek mellett a mezei nyulak észlelési valószínűsége kisebb lesz (Lioy et al., 2015; Perry and Robertson, 2012) és az ott élő állatok gyorsabban és könnyebben el tudnak bújni a sűrű szegélyvegetációban. Mind a két teljes modellből a kezelt és kontroll területek közötti különbségeket a szezont és a művelési ág kombinációira lineáris kontrasztok segítségével becsültem meg, melyhez az R "emmeans" csomagját használtam (Lenth et al., 2020). A vegetációk és a szegélyek minőségének vizsgálatára egyszerű, nem paraméteres módszereket alkalmaztam, mivel ezek az adatok ordinális skálán mozognak, elemzésükhöz a gyakorisági adatokra használt komplex modellezési módszer nem alkalmazható. Így a vegetációk minőségét (0-4) és a szegélyminőséget (0-18) a kezelt és kontroll területek között Mann-Whitney teszttel hasonlítottam össze. Spearman féle rangkorrelációval ellenőriztem a vegetációk, illetve a szegélyek minőségének függetlenségét. Végezetül szintén Spearman féle rangkorrelációt használtam annak tesztelésére, hogy a nyulak, illetve a hullatékok mennyisége összefüggésben áll-e a szegély és a vegetáció minőségével a különböző mezőgazdasági területeken (kezelt szántó, kezelt gyep, kontroll szántó, kontroll gyep). Az utóbbi tesztek esetében az "FDR" (false discovery rate) módszert használtam a szignifikancia szintek korrigálására (Pike, 2011), hogy ellensúlyozzam az elsőfajú hiba halmozódását a többszörös összehasonlítások miatt.

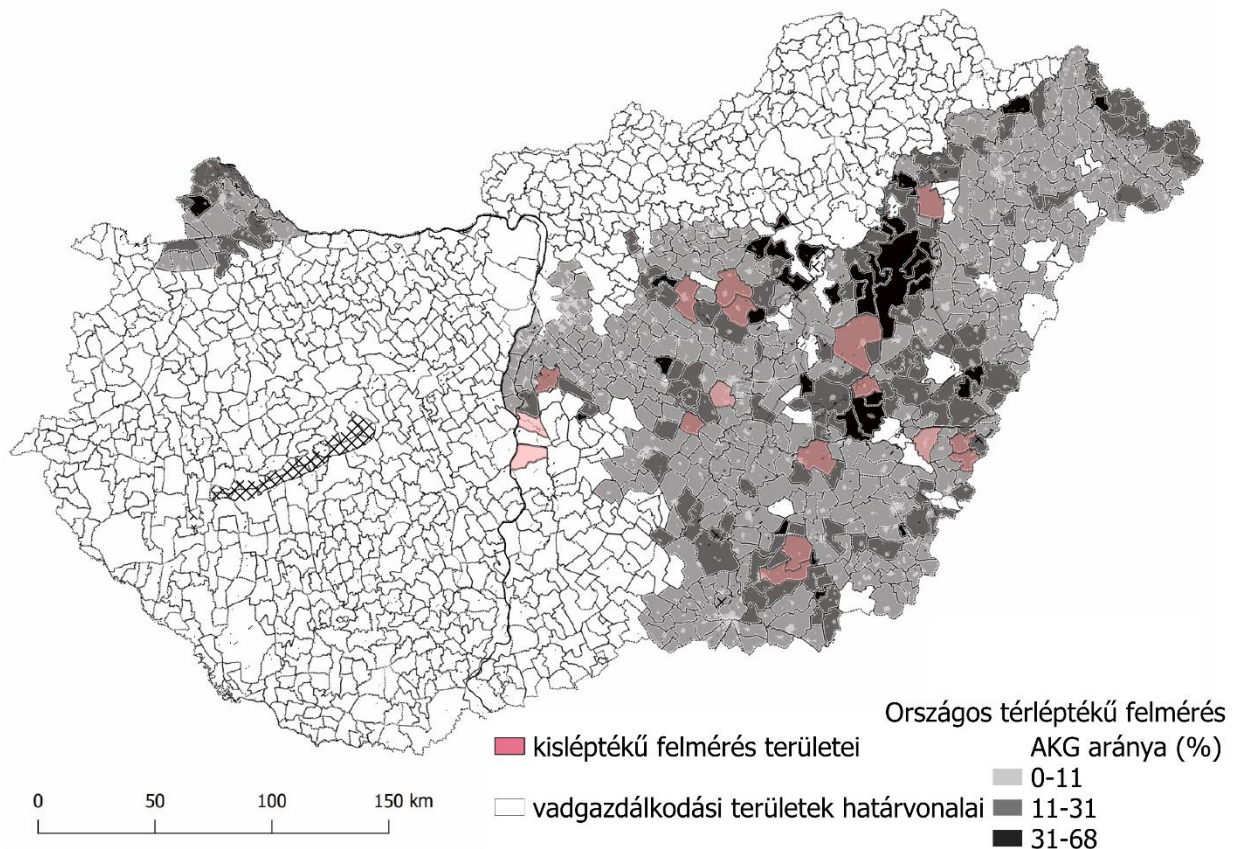
## 4.2. Az agrár környezetgazdálkodási támogatás és a ragadozógyérítés hatása a mezei nyúl populációdinamikájára országos térléptékben

### 4.2.1. Vizsgálati egységek kiválasztása

Nagy térléptékű vizsgálatunk esetében a mezőgazdasági területhasználat, illetve 4.1-es bekezdésben megjelölt ÚMVP AKG agrártámogatási program hatását vettem össze a mezei nyúl állomány változásának adataival. Az agrártámogatási program hatásainak elemzéséhez szintén a korábban kiválasztott 13 célprogramot használtam, mely kedvezően befolyásolhatja az agrár területeken élő életközösségeket, melynek része a mezei nyúl is (M1.táblázat). A mezei nyúl sűrűségadatokat, mint indikátor változását használtam nagy térléptékben Magyarországon. Az AKG-s támogatott területek arányán túl a modellekbe számításba vettem a mezei nyúl számára megfelelő, illetve preferált zöld területek arányát, valamint a vörös róka állománysűrűségének adatait. Hipotézisem szerint az AKG-s területek arányának növekedése, a zöld területek aránya és az intenzívebb rókagyérítés pozitív hatással lesz a mezei nyúl állományalakulására (állomány növelésre képes, vagy mérsékli az állományok csökkenését).

### 4.2.2. A térinformatikai adatok leválogatása

Az Országos Vadgazdálkodási Adattárból (Csányi et al., 2011) 482 olyan vadgazdálkodási egységet választottunk ki -az összesen 1400-ból- ahol apróvadgazdálkodás folyik és ahol emiatt feltételezhetően magasabb a ragadozók gyérítési rátája is (4.ábra). A QGIS program (QGIS Development Team, 2017) segítségével a CORINE Land Cover 2012-es fedvényből (CLC) (Gallego and Peedell, 2001) kivágtam a vadgazdálkodási egységek fedvényét, hogy minden területre megkapjam az élőhelytípusokat a megfelelő arányban. A NÉBIH-től megkapam VGE-nként az agrárterületek különböző művelési ágainak fedvényeit (szántók, illetve gyepek), így minden vadgazdálkodási egység területére rendelkezésre állt a teljes és azon belül az AKG támogatásban részt vevő szántók és gyepek területek, továbbá a különböző CLC felszínborítottsági kategóriák aránya.



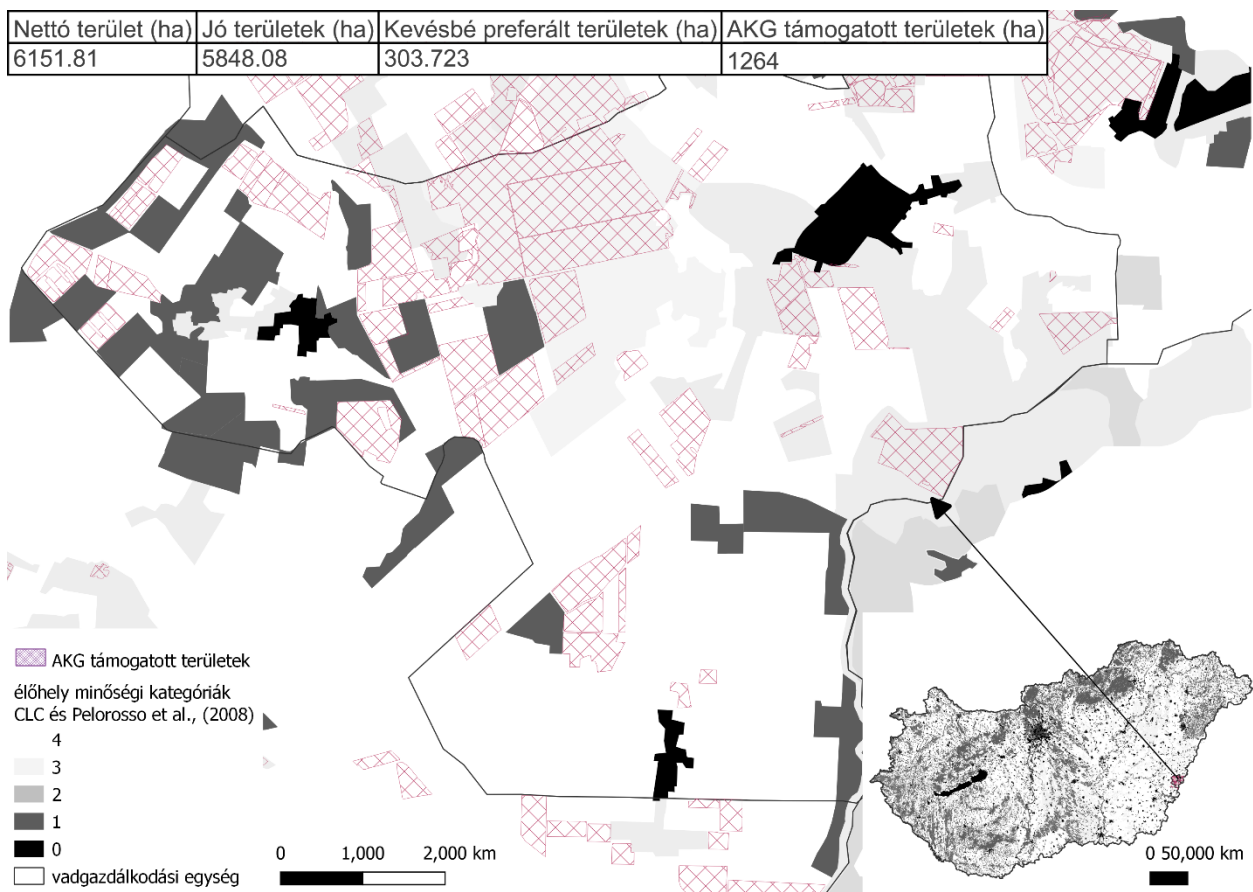
4.ábra: A nagy térléptékű vizsgálatunkhoz kiválasztott VGE-ek térbeli elhelyezkedése és az AKG-s területek aránya a VGE-n belül (forrás: OVA)

#### 4.2.3. Az elemzéshez felhasznált adatok

A CLC fedvényen belül Pelorosso et al., (2008) alapján kiválogattam azokat a területkategóriákat, amelyek a mezei nyúl számára meghatározóak lehetnek (a 0-5 közötti kategóriákból az 1-4 kategóriák). Ezekből a terület típusokból a kedvelt területeket neveztem "jó területeknek" = 3 és 4-es kategóriák (összesen 26 021.18 km<sup>2</sup>): nem-öntözött szántóföldek; állandóan öntözött szántóterületek; szőlők; legelők; egynyári kultúrák állandó kultúrákkal vegyesen; elsődlegesen mezőgazdasági területek, jelentős természetes formációkkal; a természetes gyeppek, természetközeli rétek. A "kevésbé preferált területek" = 1 és 2-es kategóriák (2427.38 km<sup>2</sup>): faiskolák; állandóan öntözött területek; gyümölcsösök, bogyósok, komplex művelési szerkezetű vegyes mezőgazdasági területek; keménylevelű, illetve átmeneti erdős-cserjés területek; növényzet nélküli, vagy kevés növényzettel fedett nyílt területek. Ezek a valamilyen szinten alkalmas területek összessége képezte a nettó területét minden vizsgált VGE-nek.

A nettó területekből, illetve az AKG-s támogatásban részt vevő szántó és gyep területekből kiszámítottam VGE-ként a támogatott AKG-s területek, illetve a "jó területek" %-os arányát is (5.ábra).

Nettó terület (ha)	Jó területek (ha)	Kevésbé preferált területek (ha)	AKG támogatott területek (ha)
6151.81	5848.08	303.723	1264



5.ábra: Példa a VGE-ek CLC területminőségeire, illetve az AKG-s lefedettségére. A kinagyított térkép részleten a lilás négyzethálós területek a 13 célprogram valamelyikéhez tartozó AKG-s területek, a fekete foltok a nyúl számára alkalmatlan élőhelyek, az 1&2 jelölésű helyek kevésbé preferáltak, míg a 3&4-es jelzésű területek a "jó területek"

Az OVA-ból megkaptam minden VGE-re a mezei nyúl populációk becslési és hasznosítási adatait 2007 és 2014 között. Ezekből kiszámítottam a nettó VGE területre vetített becslött és hasznosított mezei nyúl állománysűrűséget (egyed/100ha). Mivel az ÚMVP AKG program 2009-ben kezdődött, ezért a 2008 és 2009-es évek becslött nyúlsűrűségének átlagát, illetve a 2007 és 2008-as évek mezei nyúl hasznosítás átlagát használtam kezdő, referencia értéknek az AKG program sikerességének méréséhez. Ezt követően minden évhez kiszámoltam a referenciához mért különbségeket a becslött, illetve a hasznosított nyúlsűrűségben.

VGE-ként szintén megkaptam a róka becslési és gyérítési adatokat 2007 és 2014 közötti időszakra az OVA-ból, majd a VGE-nkénti becslött és elejtett róka sűrűségekből (egyed/1000 ha), kiszámítottam a róka gyérítési rátát: terítéksűrűség/becslött állománysűrűség hányadossal. A kapott értékeket 3 csoportba osztottam Heltai et al. (2010) alapján: 1.5 alatt = "rossz", 1.5 - 2 = "megfelelő", 2 fölött="jó".

#### 4.2.4. Statisztikai elemzés

Elemzésekhez használt R csomagok: "nlme", "lattice" (Jose et al., 2018), "lsmmeans" (Lenth, 2016), "car" (Fox et al., 2018) és "classInt" (Bivand et al., 2020). A statisztikai elemzés egységei az

évenkénti és területenkénti felmérésekhez tartozó populációs indexek voltak (a referencia időszakhoz képesti különbség a becsült nyúlsűrűségben, illetve a hasznosításban). Lineáris kevert modellekkel (LME) hasonlítottam össze, hogy a két populációs index eltér-e a különböző VGE-k között a jó élőhelyek mérete, az AKG-s területek típusa és aránya, illetve a róka gyérítési ráták mértékének függvényében.

Először a becsült mezei nyúl sűrűségek eltérését vizsgáltam a referencia adatainktól. Ebben a modellben azt teszteltem, hogy a populációs indexeket befolyásolja-e az, hogy a VGE-ken belül mekkora a "jó élőhely" mérete, az AKG típusa (szántó/gyep) és aránya (%), valamint az előző évi rókagyérítés mértéke és rókapopuláció-sűrűsége. Mivel a nyúlsűrűség becslési adatai tavaszi időszakra vonatkoznak, ezért ebben a modellben a tavaszi állományra a korábbi évi rókamennyiség, illetve rókateríték hathat -a ragadozók funkcionális válasza alapján- (Angerbjörn, 1989; Cosner, 1999). Második modellben a mezei nyúl hasznosítási adatok eltérését vizsgáltam a referencia adatoktól; a terítékadatok szintén jó és használható indikátorai az állományváltozásoknak (Panek and Kamieniarz, 1999). Ez a modell az első modellhez hasonlóan épült fel, kivéve, hogy ebben a modellben az azévi róka gyérítési ráta adatokat használtam (mivel a mezei nyúl vadászati idénye ősszel van, így az adott évben túlélő nyulakra az adott évi rókák állomány nagysága lehet hatással).

Mindkét modellben folytonos magyarázó változónak vettem be az AKG-s szántók és az AKG-s gyepek területek borítási arányának 10-es alapú logaritmusát, a jó területek százalékos arányát, a róka becsült sűrűségét. Ezen felül az évet és a rókagyérítési rátát, mint fix faktorokat, valamint a VGE azonosítót, mint random faktort is beépítettem a modellbe. A hasznosított mezei nyúl adatok esetében modellszűkítés következtében csak a "jó területek aránya  $\times$  év" interakciókat használtam. A fix változók és az interakciók hatásait 2-es típusú ANOVA táblázattal jelenítettem meg, és ez alapján végeztem el a modellszelekciót is.

Végezetül mivel csak kevés vadgazdálkodási egységben volt magas mértékű az AKG-s területek aránya, így három kategóriába osztottam a jó területek és az AKG-s szántók és gyepek arányát (alacsony, közepes, vagy magas arány mindhárom változó esetében). Azért, hogy esetleges nemlineáris hatásokat is vizsgálni lehessen, a folytonos változókat lecserélve a kategória változókkal újra futtattam a fenti modelleket. A kategóriák közötti természetes töréspontok megtalálásához a Jenks' féle természetes törési módszert használtam (Jenks' natural breaks method) (Gianmarco, 2017). A magyarázó változók között nem volt multikolinearitás a VIF értékek (variance inflation factor) alapján.

4.3. A mezei nyúl lokális állományalakulása egy járszági mintaterületen a vegetációs kultúra változása és a ragadozógyérítés intenzitásának függvényében

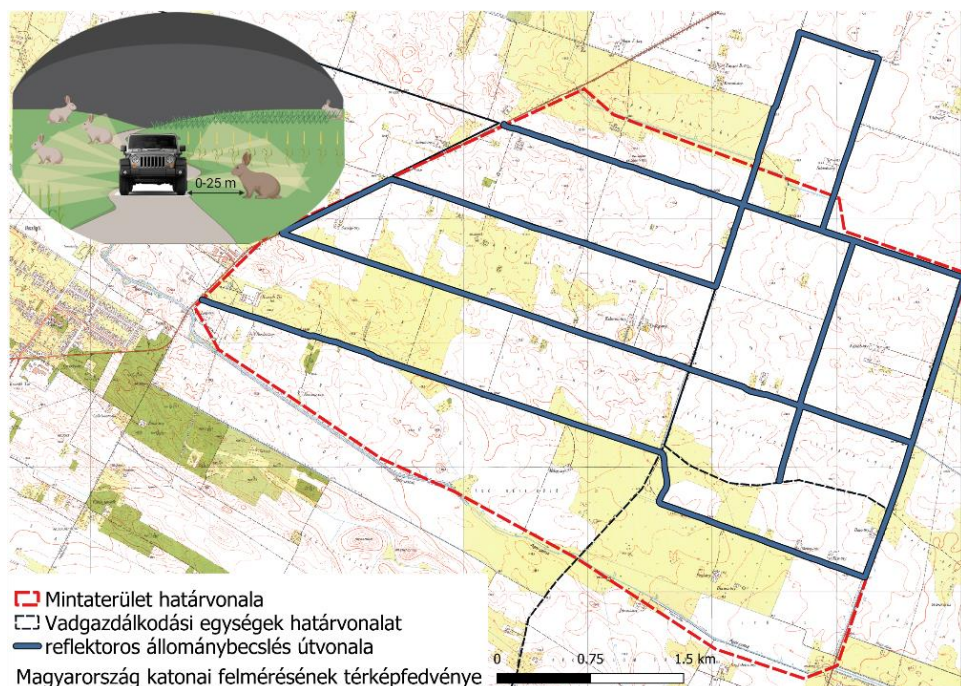
#### 4.3.1. A vizsgálat és vizsgálati terület bemutatása

A vizsgálat helyszíne a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság működési területéhez tartozó Járszág különleges madárvédelmi területen (HUHN10005) belül helyezkedett el. A felmért mintaterület 1662 ha-t ölelt fel, 3 VGE területéhez tartozott. Ebben a vizsgálatban egy hosszabb távú, az országos AKG-s vizsgálat eredményeit kis térléptékben ellenőrizendő alaposabb létszámbecslést lehetett elvégezni a mezei nyúl és a róka helyi állományalakulására, illetve megvizsgáltam, hogy ragadozóelvonást követően változik-e a mezei nyúl állománya. Mivel a nyúlállományra a predátoron kívül az élőhely is hatással van, állománybecslések alkalmával felmértük a mintaterületünk szezonális vegetáció kínálatát és annak változását. Hipotézisem szerint a rókák erőteljesebb gyérítése pozitív hatással lesz a nyúlállomány változására, melyet az aktuális vegetáció módosíthat, mivel feltételezhetően a mezei nyulak a vegetációkat nem az elérhető gyakoriságnak megfelelően használják.

#### 4.3.2. A mezei nyúl populációsűrűségének terepi vizsgálata őszi és tavaszi éjszakai reflektoros állománybecsléssel

A vizsgálathoz a Kovács-Heltay féle éjszakai reflektoros állománybecslést használtuk (Kovács and Heltay, 1993), terepjárával minden egyes szezonban 3 egymást követő napon úgy, hogy a második napon a bejárás az ellenkező irányból történt (6.ábra). Diktafonra rögzítettük a km-óra állást, hogy melyik oldalon, hány méteres sávban észleltük a nyulakat, milyen vegetációban, milyen egyedszámmal. A felmérések 2012, 2013, 2014, 2015 és 2016 őszén, illetve 2013, 2014, 2015 és 2016 tavaszán történtek. Minden útvonalon becsültük a belátható távolságot is (maximum 150 m).

A populáció sűrűség meghatározásához a Distance szoftvert (Thomas et al., 2010) használtam. A reflektoros becslés kapcsán felírt "km" óra állásokból összegeztem a felvett vonal-hosszokat az egyes szakaszokra, majd a távolsági kategóriánként látott nyulak mennyiségét felvezettem a szoftverbe. Az adatok kiértékeléséhez az MCDS modellt használtam, majd a későbbi elemzésekhez a teljes mintaterület 3 napi együttes populációsűrűségi adataival dolgoztam tovább.



6.ábra: A jászági minterületünk térképe az elméletileg 2 kezelési terület határvonalával, illetve az éjszakai reflektoros állománybecslés bejárt útvonalaival, bal felül egy szemléltető ábrával. (Térkép alapja: katonai topográfiai felmérés)

#### 4.3.3. A vegetációtípusok preferencia vizsgálata

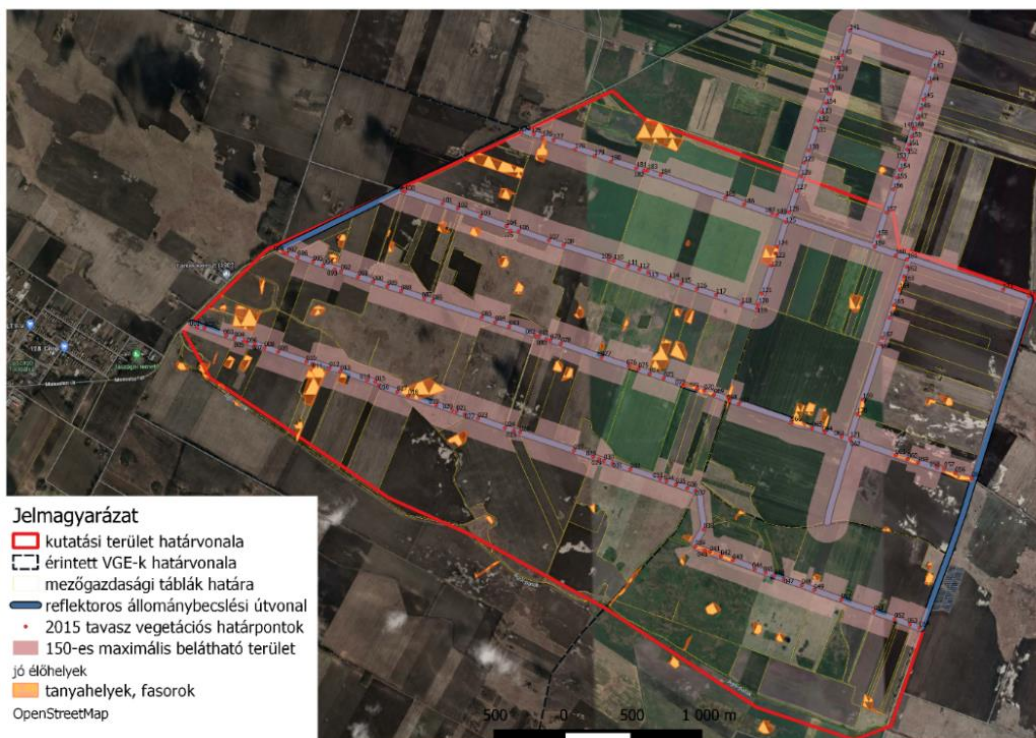
A reflektoros állománybecslések első napján a "km óra" állások alapján rögzítettem a különböző vegetációtípusok kezdeti és végpontjait, a belátható távolságokat és hogy milyen vegetáció található az adott mezőgazdasági táblán. Ezek alapján minden évszakra megbecsültem a különböző vegetációk területi lefedettségét és arányát (7.ábra). Kiszámítottam az adott vegetációk szezononként belátott teljes területét (ha), majd ezeket vegetációtípusonként összegeztem és hozzárendeltem a mezei nyulak 3 nap alatt látott átlagos mennyiségét a hozzá tartozó szórás értékekkel.

$$\text{Belátott vegetáció aránya} = \frac{\text{belátott vegetáció összterülete}}{\text{vegetáció összetülete az egész mintaterületen}}$$

$$\text{Vegetáció típusonként észlelt nyúlsűrűség} = \frac{3 \text{ nap alatt látott átlagos nyúlszám}}{\text{belátott terület}} \times 100$$

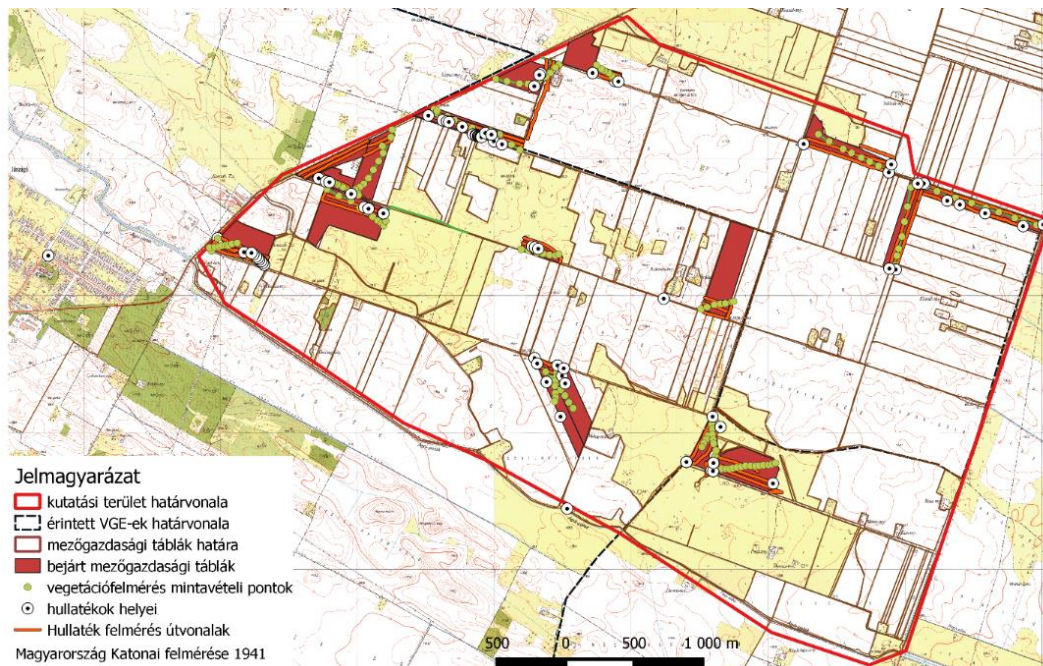
Vegetációtípusonként meghatároztam a látott nyúlsűrűségek medián értékét és ezt használtam, hogy meghatározzam egymáshoz képest mennyire "preferálja" a nyúl az egyes vegetáció típusokat. Végezetül szezononként az egyes vegetációk teljes területre vetített arányát megszoroztam a látott nyúlsűrűség adott vegetációhoz tartozó mediánjával, majd a szorzatokat szezononként összesítettem, az így kapott értékkel határoztam meg, hogy mekkora lehetne a szezonális elméleti nyúlsűrűség.





7.ábra: Példa az egyik évszakban a vegetációk összterületi lefedettségére

Az éjszakai reflektoros állományfelmérés adatait kiegészítve kiválasztottam néhány növényzettípust, melyeket fontosak -és melyek az adott szezont reprezentálták- és felmértük a táblák kedveltségét az AKG módszerben ismertetett hullatéksűrűség becslés alapján, hogy a nappali területhasználatra is lehessen következtetni. Ennek a módszernek az az előnye, hogy nem kötődik az egyedek észleléséhez -ami alacsony egyedsűrűségnél torzítást okozhat-, valamint hosszabb időszak területhasználatát is jellemezheti. A felmérést 2013. október 8-án és 14-én végeztük 16 mezőgazdasági táblán: három árvakeléses tarló, egy napraforgó tarló, három gyeperő, egy szántás, három repce, három lucerna, egy betárcsázott kukorica és egy búzavetés (8.ábra). A bejárt összes vonalhossz 23.6 km, a belátott terület 2.97 ha volt. A hulladék-számlálások után minden mezőgazdasági táblán a megtett vonal hosszából, illetve a látótávolságból kiszámítottam a mezőgazdasági táblánként belátott területet (ha) és az összesített hullaték-számok alapján meghatároztam a parcellánként észlelt hullaték-sűrűséget (db/ha). Ha egy élőhelytípusból több területet is felmértünk, akkor a belátott területeket, illetve az azokon talált mezei nyúl hullaték-számát összesítettem és a kettő hányadosaként határoztam meg az adott habitatra vonatkozó hullaték-sűrűség értéket. Ezt a vegetációtípusonként észlelt hullaték-sűrűséget összehasonlítottam az azonos évben a reflektoros állománybecslésből kapott hasonló értékkel Chi<sup>2</sup> teszttel.



8. ábra: A mezőgazdasági táblák elhelyezkedése a területen, melyeken a hullatéksűrűség felméréseket végeztük

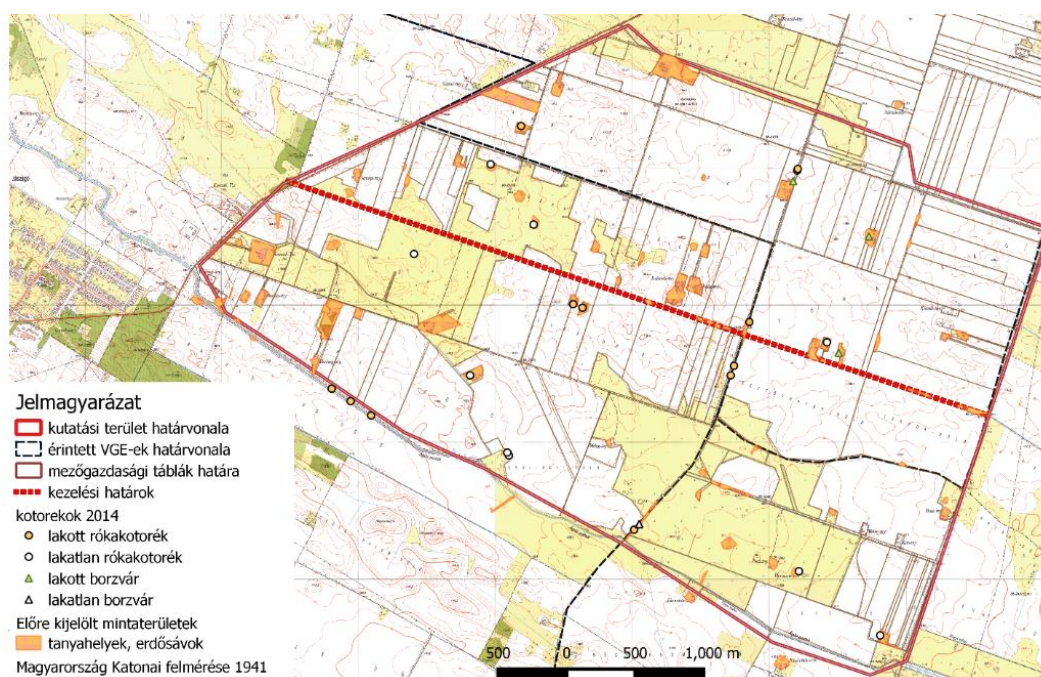
#### 4.3.4. Az intenzív ragadozógyérítés vizsgálata

Az intenzív róka gyérítési beavatkozásokat megelőzően egy átfogó képet szerettem volna kapni a három érintett VGE vadgazdálkodási szokásairól arra vonatkozóan, hogy a környező VGE-ek ragadozó gyérítési átlagához viszonyítva a vizsgálati terület vadásztársaságai mennyire tértek el a róka gyérítési rátájukban. Ehhez az összehasonlításhoz az OVA elküldte annak a 15 VGE-nek a róka becsült állomány és teríték adatait 2007-2014 között, amelyek a Jászság különleges madárvédelmi terület NATURA 2000 fenntartási tervében szerepelnek. Ezek után kiszámoltam VGE-ként a róka gyérítési rátákat, majd a mintaterületek, illetve a környező 13 VGE-en tapasztalt eltéréseket a referencia évhez képest független két mintás t próbával hasonlítottam össze.

##### 4.3.4.1. A kotorékbecslések, kotoréktérképek készítése

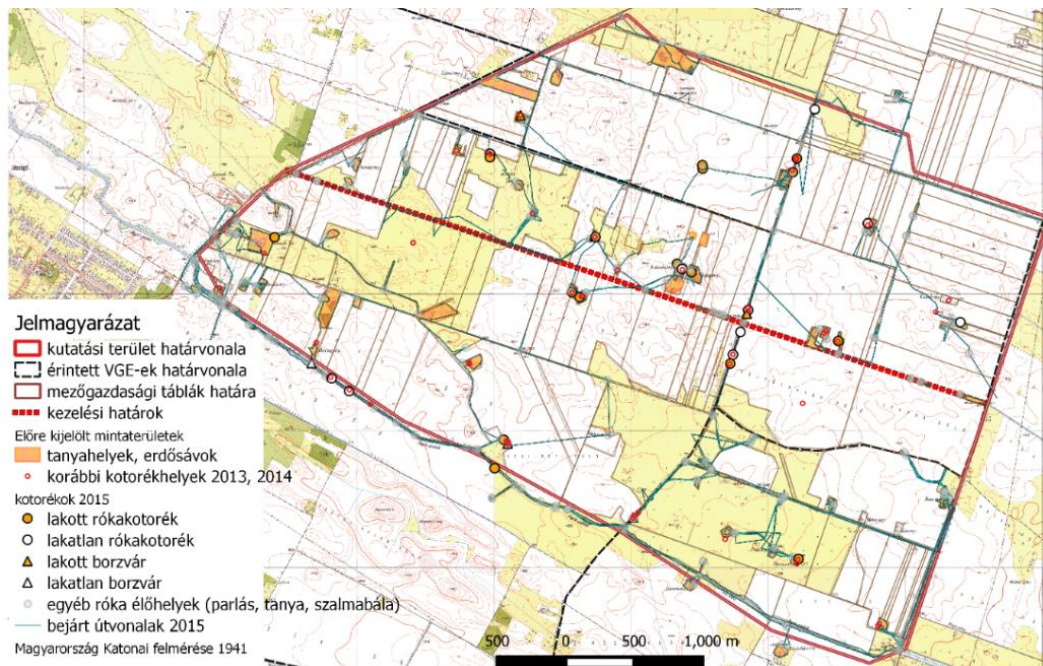
Mivel róka esetében a kölyöknevelési időszakban, borz esetében pedig a téli, inaktív időszakban van jelentősége a kotorékoknak (Heltai, 2016; Heltai et al., 2016), így a kotorékok számának, sűrűségének közvetlen kapcsolata van az állományok sűrűségével. Ezért a ragadozógazdálkodáshoz ismerni szükséges a terület mezo-predátor állományviszonyait jól jellemző kotoréksűrűségeket (Heltai et al., 2010), amit kotoréktérképezéssel lehet kivitelezni. Első alkalommal egy szisztematikus mintavétellel, míg a következő 3 évben rétegzett mintaterületen történő teljes számlálást használtunk. Ezek a kotoréktérképek képezték alapját a végső modellben használt gyérítési intenzitási értékeknek.

A projekt első évében 2013-ban a kotorékok becslése egymástól 500 m-re lévő párhuzamos transzekteken történt. Mivel a becslés során összesen 3 lakott kotorékot találtak, amely alapján a kotoréksűrűség  $14,09 \pm 40,52$  kotorék/1000 ha-nak adódott, ami a sok nullás vonal miatt torzított és pontatlan eredményt eredményezett, ezért végül a hivatásos vadászok által ismert kotorékokat használták (M3.ábra). Erre alapozva terveztem meg a 2014-es felmérés rétegzett mintavételét, melyet 2014.03.14-én végeztünk el. A korábban ismert kotorékokat újra ellenőriztük, illetve katonai topográfiai felmérés és google műhold felvételek alapján kijelöltem potenciális helyeket, melyeken nagyobb valószínűséggel található kotorékokat (régii tanyahelyek, mezővédő erdősávok, melyek éveken át bolygatatlanok) és ezeken a területeken végeztünk teljes számlálást. Összesen 26 kotorék kijáratot találtunk: 14 lakott, 7 lakatlan róka kotorék; 3 lakott és 2 lakatlan borzvár (9.ábra).



9.ábra: A 2014-es rétegzett mintavétel alapján történt kotorékfelmérés eredményének térképe

2015. március 19-én az újabb rétegzett mintavételezés során 79 foltot (50.31 ha) jártunk be, melyek alapján 32 db kotorék kijáratot találtunk. A 2014-es évhez képest 4 rókakotorék teljesen megszűnt és 6 korábban lakott kotorék lakatlan lett. A felmérések kapcsán 8 előző évben felszámolt kotorék a tavalyi évhez hasonlóan lakott volt, továbbá 4 kotorék, amelyet 2014-ben lakatlannak találtunk, 2015-ben újra lakott lett, vagy közvetlen mellette ásott új kotorékot a róka. Találtunk 7 új lakott kotorékot, amelyek közül háromnak a helyéről tudtak is a helyi vadőrök (10.ábra).



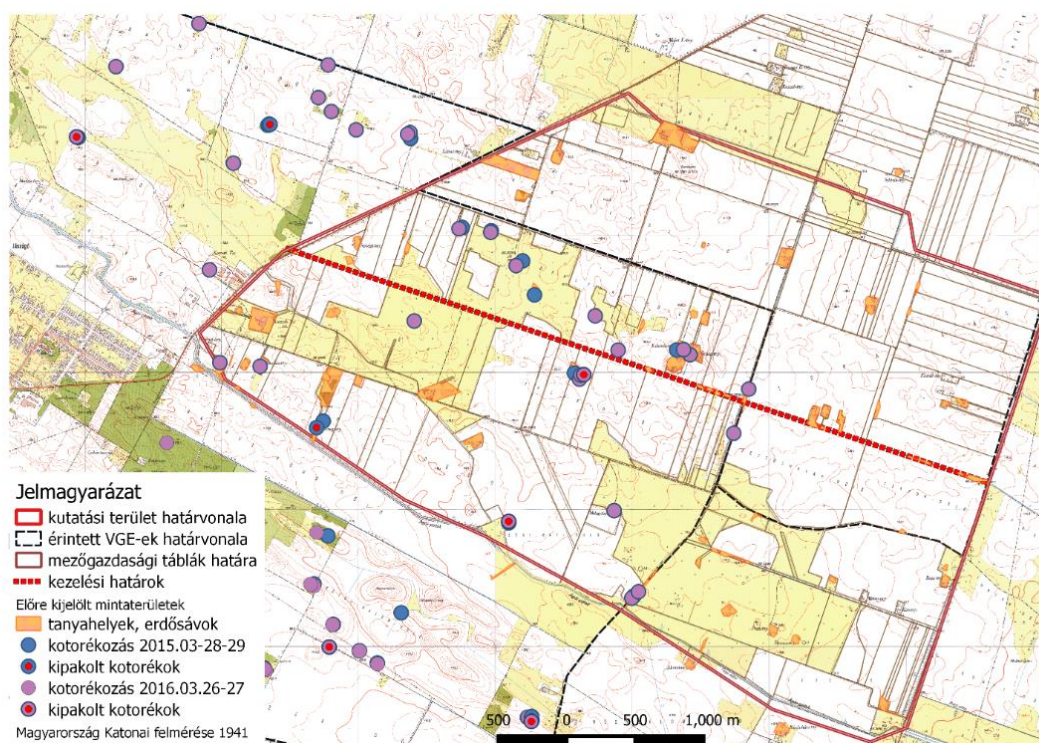
10.ábra: A 2015-ös rétegzett mintavétel alapján történt kotorékfelmérés eredményének térképe

2016-ban az időjárási viszontagságok miatt nem tudtunk kimenni a területre kotorékbecslést végezni, így a 2015-ös adatokat vettük alapul a későbbi ragadozógyérítéshez. A róka gyérítési index kiszámításához a felmért lakott kotorékok számát (nem a kijáratok, hanem a valós kotorékok számát) szoroztam meg kettővel (feltételezve, hogy kotorékonként egy szuka és egy kan róka található), ez adta a területen található feltételezett törzsállomány nagyságát.

#### 4.3.4.2. Az intenzív ragadozógyérítés módszerei

A megtalált és leellenőrzött kotorékokat az MME által felbérelt hivatásos kotorékozó gárda ellenőrizte 2015-ben és 2016-ban. Azokon a kotorékozásokon, amelyeken részt vettünk, a kotorékok helyeit GPS-el rögzítettük (11.ábra) és jegyzőkönyvben vezettük a kipakolt kölykök számát, az elejtett adult állatok számát és ivarát.

A kotorékozáson és az eddig is használt löfegyveres gyérítésen felül (melyről információt nem kaptunk, így ezt az elemzésbe nem vettem bele) a helyi hivatásos vadászok a területen szelektív élvefogó és ölü csapdaparkkal helyeztek intenzív vadászati nyomást a helyi vadászható ragadozók állományára. A csapdázás 2013-2015 február-június között zajlott. A hivatásos vadászok jegyzőkönyvben vezetett adatait összesítettem, majd a rókákra gyakorolt csapdázási hatékonyságot csapdaéjszakák (CSÉ) alapján adtam meg. Ehhez a jegyzőkönyvek alapján a fogott egyedek számát arányosítottam 100 CSÉ-hoz. A kotorékozási és a csapdázási adatokból képeztem le a hasznosított róka állományt, illetve annak sűrűségét. A hasznosított rókaállomány sűrűségének és a kotorékbecslések alapján a becsült rókaállomány sűrűségének a hányadosát használtam fel a mintaterület róka gyérítési indexének meghatározásához.



11.ábra: A 2015-ös és a 2016-os kotorékozás helyszínei a lakatlan és a kipakolt kotorékok feltüntetésével

#### 4.3.5. Statisztikai elemzés

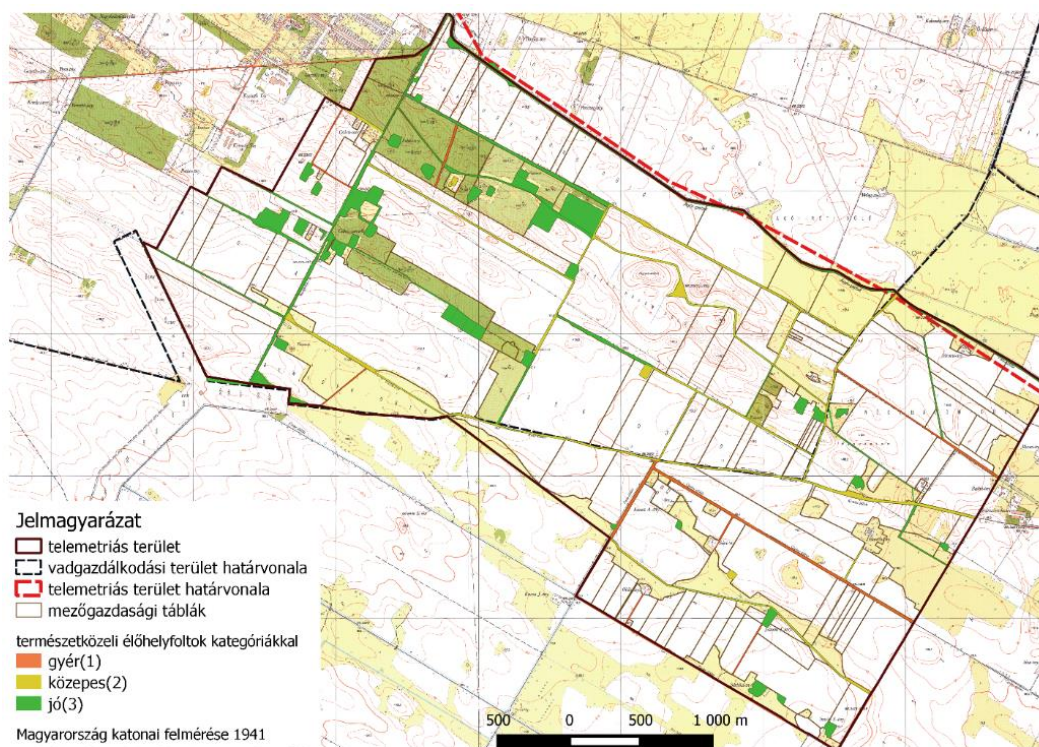
Lineáris kevert modell segítségével vizsgáltam, hogy a számolt nyúlsűrűségeket befolyásolja-e az évszak, a róka gyérítési ráta, illetve a terület kedveltségi indexe a vegetáció összetétele alapján. Az R "nlme" programcsomagjának "gls" függvényét használtam (Fox and Weisberg, 2018), mely egy olyan lineáris kevert modell, amivel az időbeli korrelációt is figyelembe vehettük az egymást követő felmérések között. Az elemzés egységei a 3 napos éjszakai reflektoros állománybecslésekből kapott mezei nyúl sűrűségek voltak a teljes területre, becslésekhez tartozó szórásokat használtam a modellben varianciasúlynak. A modellben fix faktorként vettem be a szezont, és kovariánsként a róka gyérítési indexet, illetve a kalkulált terület preferencia (terület megfelelési) értéket, továbbá random hatásként az egymást követő évek közötti korrelációt (AR1 autokorrelációs függvény).

#### 4.4. A mezei nyúl GPS telemetriás vizsgálata

##### 4.4.1. A telemetriás terület és a vizsgálat bemutatása

A kutatás alapja volt, hogy az éjszakai reflektoros és nappali hullatékszámlláláson alapuló állománybecsléshez képest egy részletesebb területhasználatot tudjunk felmérni, melyben az egyedi különbségeket is kimutathatóak. Célunk volt, hogy zavarásmentesen, az állatok természetes viselkedését mintázva tudjuk a mezei nyulak napi aktivitását, szezonális területhasználatát nyomon követni, ahol a előzetesen ismert helyszínen, a helyi vadgazdálkodókkal

együttműködve tudunk dolgozni. A mintaterületet (1478 ha) a Helicon Life kutatási területtől délre jelöltem ki, mely 2 VGE-hez tartozott. A területen a kisparcellás mezőgazdaság mellett intenzív nagytáblás mezőgazdálkodás is folyik, ahol főként gabonát, kapásnövényt és szálas takarmánynövényt termesztnek. Jelentős a telepített nemes nyáras, ugyanakkor a területen található jó néhány olyan lakatlan tanya, csenderes, kisebb erdőfolt, mely nem áll művelés és bolygatás alatt, így ezek a foltok természetközeli élőhelyként szolgálhatnak a mezei nyúl, fácán, őz és egyéb vadfaj számára (12.ábra). Hipotézisésem szerint a mezei nyulak a természetes élőhelyfoltokat, illetve a táblaszegélyeket előnyben részesítik a mezőgazdasági táblák belső részéhez képest. Továbbá azt feltételeztem, hogy a nyulak a vegetációkat a kínálattól eltérő mértékben használják, a nemek között a napszakos, a szezonális és az éves területhasználat eltérő lesz, a Kernel otthonterület becslési adatok a valós területhasználatot jobban fogják reprezentálni.



12.ábra: A telemetriás mintaterületünk térképe az ott található mezőgazdasági területek határvonalával, illetve az általunk kategorizált természetközeli élőhelyek, szegélyek feltüntetésével

#### 4.4.2. A rádiotelemetriás eszköz kiválasztásának szempontjai, illetve az adatok kinyerése

Céлом volt, hogy az állatokat aktivitási és pihenési időszakban egyaránt nyomon lehessen követni, az állatok tartózkodásához egy finom vegetáció szerkezetéhez is hozzá rendelve. Ezért GPS-GSM típusú telemetriás vizsgálatot végeztünk. A nyakörvek választási szempontjai a következők voltak: 1 év élettartalmú, maximális súlya 120 g (egy nyúl átlagos testtömege 4 kg, melynek a 3%-a -mely a telemetriás megfigyelés kapcsán már etikusnak tekinthető- 120 g), online felületről programozható legyen. Vizsgálathoz az Ecotone FELIS-GPS-GSM telemetriás nyakörvét használtuk, melyek kilettek egészítve aktivitási és hőmérsékletmérő szenzorral. A



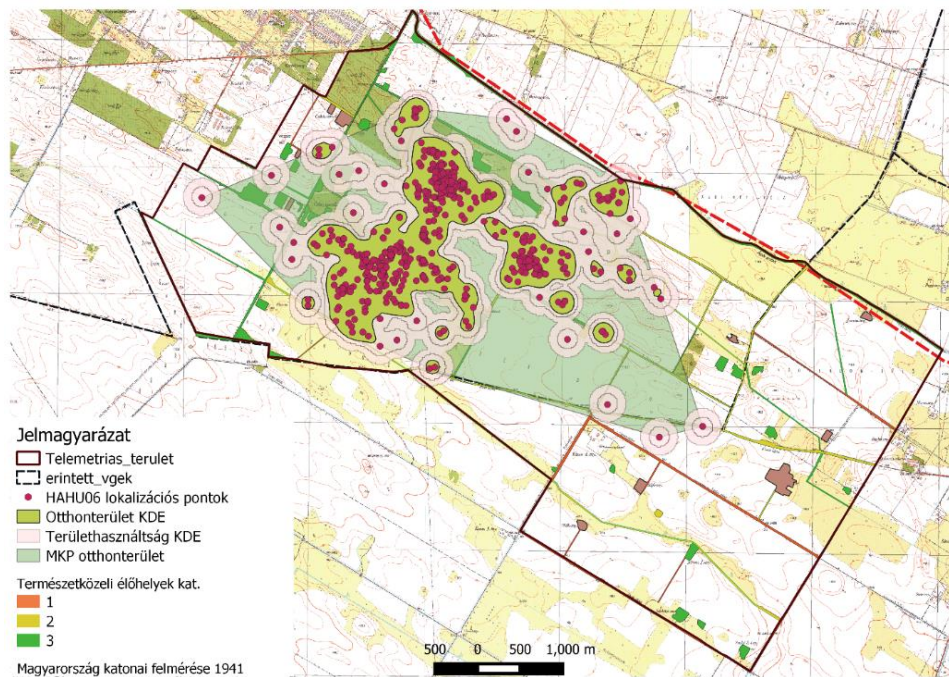


14.ábra: Életképek a mezei nyúl rádiótelemetriás nyakörvének felhelyezéséről, illetve a hozzá kapcsolódó adatok gyűjtéséről (Fotók: Patkó László)

#### 4.4.4. A jelölt mezei nyulak területhasználatának és mozgáskörzetének felmérése

A jelölt nyulaktól naponta 4 tartózkodási pontot gyűjtöttem (6 óránként egyet, így naponta volt 2 esti és 2 nappali időszakból adat). A teljes időszak alatt 9117 db lokalizációs pontot összesítettem, amiből excel táblázatban a lokalizációs pont időpontja alapján "HA" kategória függvényekkel bekegerezáltam, hogy mely évszakhoz (őszi, téli, tavaszi, nyári), illetve aktivitás szerint mely napszakhoz tartozik. Utóbbihoz az adott hónapnak megfelelően az adott havi átlagos napfelkeltéhez és napnyugtához viszonyítva éjszakai vagy nappali kategóriába soroltam az adatokat. Mivel az adók többsége megbízhatóan csak május végéig küldött rendszeres lokalizációs pontokat, így az elemzéshez csak a téli és a tavaszi élőhelypontokat használtam. A .csv fájlokat QGIS programban jelenítettem meg, és a teljes, évszakos, illetve napszakos mozgáskörzet meghatározásához a 95% és 60%-os minimum konvex poligonokat alkalmaztam (MKP) (White and Garrott, 1990), melyhez a QGIS program Home Range Analysis By Minimum Convex Polygon modelljét használtam. Ez a módszer széles körben elterjedt, egyszerű és sok irodalmi adattal összevethető. A módszer hibája, hogy a becsült terület általában nő a lokalizációs pontok számával, ezért főként kis mintaszámú pontok esetében az MKP nagyobb torzítást tud produkálni és általában túlbecsüli a valós otthonterület méretet (Nilsen et al., 2008; Tóth et al., 2014). Mivel a nyulak kis otthonterülettel rendelkeznek, ugyanakkor egy-egy kiugró pont az MKP-t nagy mértékben torzíthatja, így egyedenként a teljes, szezonális és napszakos lokalizációs pontok összességét megvizsgáltam az adaptív Kernel módszerrel (KDE) is (Kie, 2013), mellyel egy finomabb skálán lehetett megmérni a nyulak otthonterületének nagyságát. A KDE területek kiszámításához a QGIS Home Range Analysis By Kernel Density Estimation modellt használtam, mely 95%-os területeket hoz létre, és a sávok szélességét "Silverman-ököl szabály" szerint határozta meg (Frate, 2022) (15.ábra).





15.ábra: Példa a HAHU06-os nyúl kétféle otthonterületének megjelenítésére. A térképen az élénkzöld terület a 95%-os KDE, míg a sötétebb zöld sokszög a 95%-os MKP módszer által számolt terület nagysága

#### 4.4.5. A jelölt mezei nyulak élőhelyének felmérése

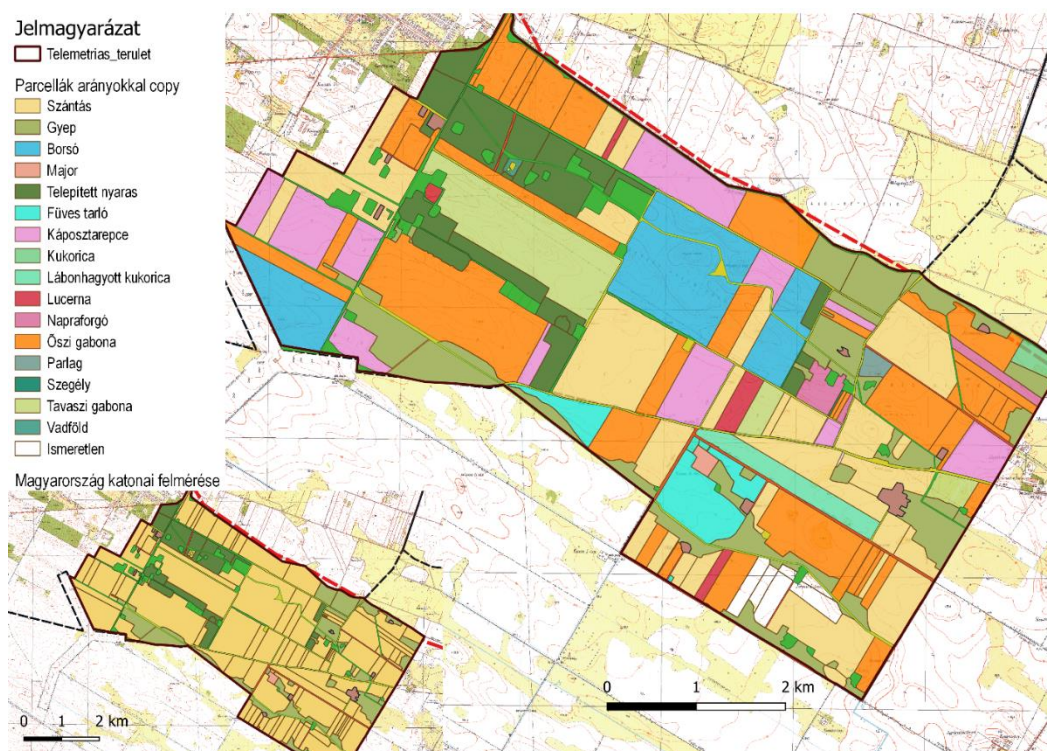
Mind a késő őszi/téli, mind a tavaszi/nyári időszakban felmértük a területen található mezőgazdasági kultúrák, illetve a természetközeli élőhelyek, szegélyek határvonalait és állapotát. Erdők esetében értékeltük az aljnövényzetet, cserje és lombkorona szintet, szegélyek esetében súlyoztuk a szélességét, magasságát, borítottságát, illetve pontoztuk a szegélyben található növényzet diverzitását az AKG hatás elemzéséhez hasonló módszerrel (Izd. 4.1.3. fejezet) hulahopp karikák segítségével (M3.táblázat, 16.ábra).



16.ábra: A természetközeli élőhelyek vegetációjának mérése és kategorizálása hulahopp karikák segítségével

#### 4.4.6. A különböző kultúrák kedveltségének vagy elkerülésének meghatározása

A felméréseket követően a QGIS programban elkészítettem a mintaterület vegetációs térképét, kiegészítve a különböző szegély kategóriákkal (17.ábra). A területek preferenciájának becslésére összesítettem a nyulak telemetriás területen belül elhelyezkedő összesített, téli, tavaszi, éjszakai és nappali lokalizációs pontjait és megfelelő számú véletlen eloszlású pontot generáltam, amennyi lokalizációs pont volt az adott időszakban (18.ábra). Ezután a teljes mozgáskörzet poligonterületét lemetszettem a mezőgazdasági táblák fedvényével, majd területenként megszámláltam a valós és generált pontokat. Ezután a terület típusonként a rájuk eső valós és véletlen pontok darabszámát összesítettem, majd az eltéréseket  $\chi^2$  próbával határoztam meg, ahol a nyulak nem véletlenszerűen használták a területet "Bonferroni" korrekcióval szigorított post-hoc teszttel mutattam ki, hogy melyik vegetációk használata tért el a randomtól, melyhez az "RVAideMemoire" programcsomagot használtam.



17.ábra: Az élőhely-preferencia kiszámításához használt 16 kategória tavasszal. Bal alsó kis térképben a művelési áganként egyszerűsített áttekintő térkép látható

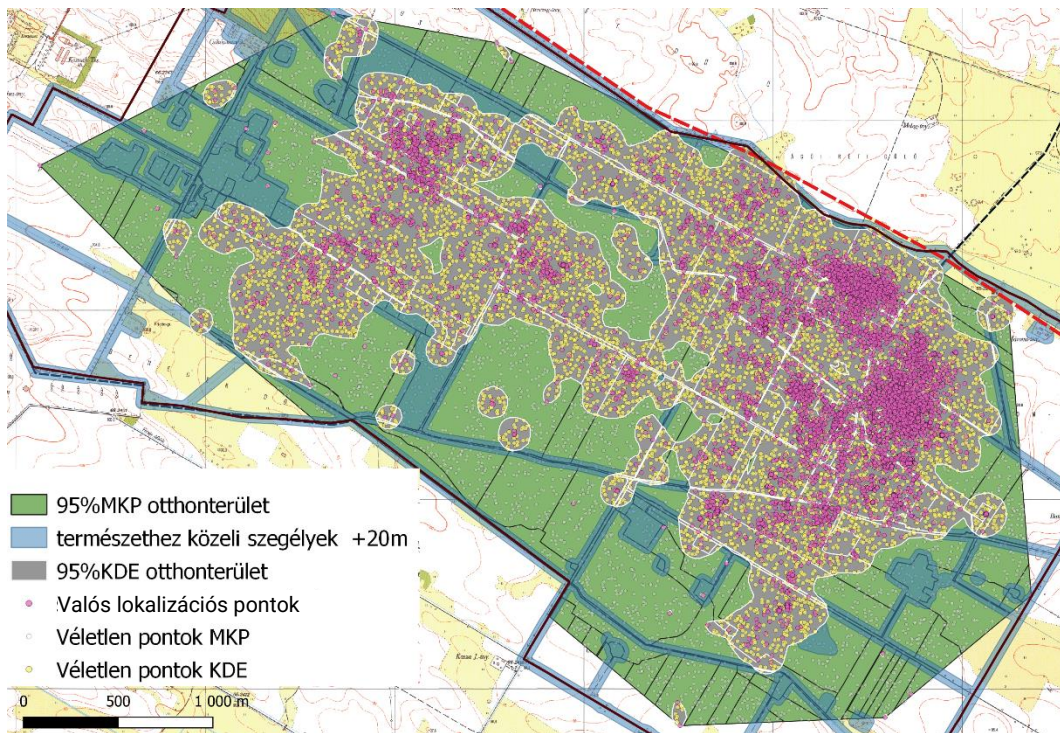
Végezetül kiszámoltam a különböző kultúrák kedveltségét Ivlev index alapján az éves 100%-os MKP otthonterülethez.

$$Px = \frac{A - B}{A + B}$$

A= az állatok észlelési pontjaiból az adott növényzettípusra eső százalék

B= a véletlen pontokból az erre a típusra jutó százalék

Px = az egyes vegetációtípusokra eső preferencia vagy elkerülés értéke (+1-től -1-ig)

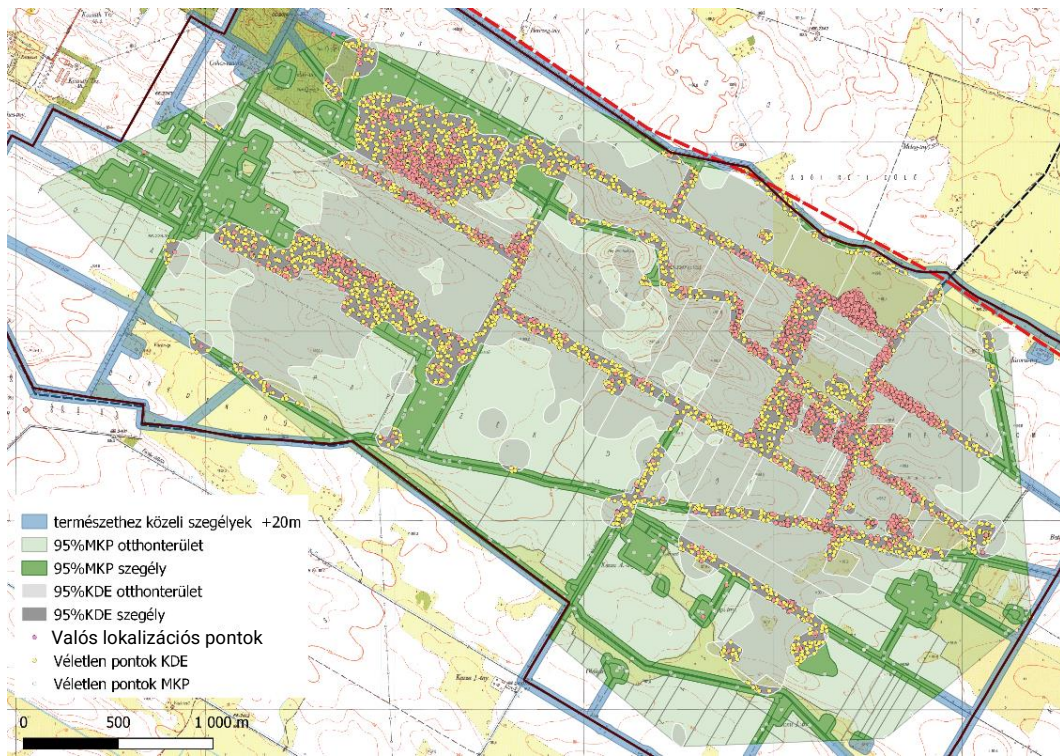


18.ábra: A teljes összesített otthonterületekre eső valós és generált pontok megoszlása a területen

#### 4.4.7. A természetközeli élőhelyek, illetve szegélyek használati intenzitásának mérése

A természetközeli élőhelyek és a vonalas szegélyek köré egy 20 m-es pufferzónát tettem a telemetriás nyakörvek pontatlansága miatt. A szegélyek és természetközeli élőhelyek fontosságának felméréséhez a lokalizációs pontok szegélyek, tanyahelyek és egyéb élőhelyi foltok közti eloszlását egyes kultúrák kedveltségéhez hasonlóan vizsgáltam (19.ábra). Egy térbeli lekérdezést készítettem a pufferelt területekbe eső pontokra, majd a szelektált pontokat megszámláltam, összesítve, télen, tavasszal, illetve éjszakai és nappali lebontásban. Ezt tovább bontottam a természetközeli élőhely vegetációk, illetve szegély minőség szerint. A műveletsort végrehajtottam a tényleges és a generált pontokkal egyaránt. A kapott értékek alapján jellemeztem, hogy a kapott pontok mekkora részarányban esnek az egyes élőhelytípusokra (gyér, közepes, jó) és a különböző minőségű szegélyekben. A tapasztalati eloszlást hasonlítottam a véletlen eloszláshoz  $\chi^2$  próbával, mind a szegély vegetációk, mind a szegélyek minőségének függvényében.

Következő lépésként a pontok távolságát határoztam meg a természetközeli élőhelyek pufferzónájának szélétől évszakonként és azon belül napszakonként, úgy, hogy ezekben az idő kategóriákban az összes megjelölt nyúl lokalizációs pontját összesítettem. Az így kapott távolság eloszlást  $\chi^2$  próba segítségével hasonlítottam egy egyenletes eloszláshoz képest, amit akkor kapnánk, ha a mezei nyulak nem részesítenék előnyben a szegélyeket.



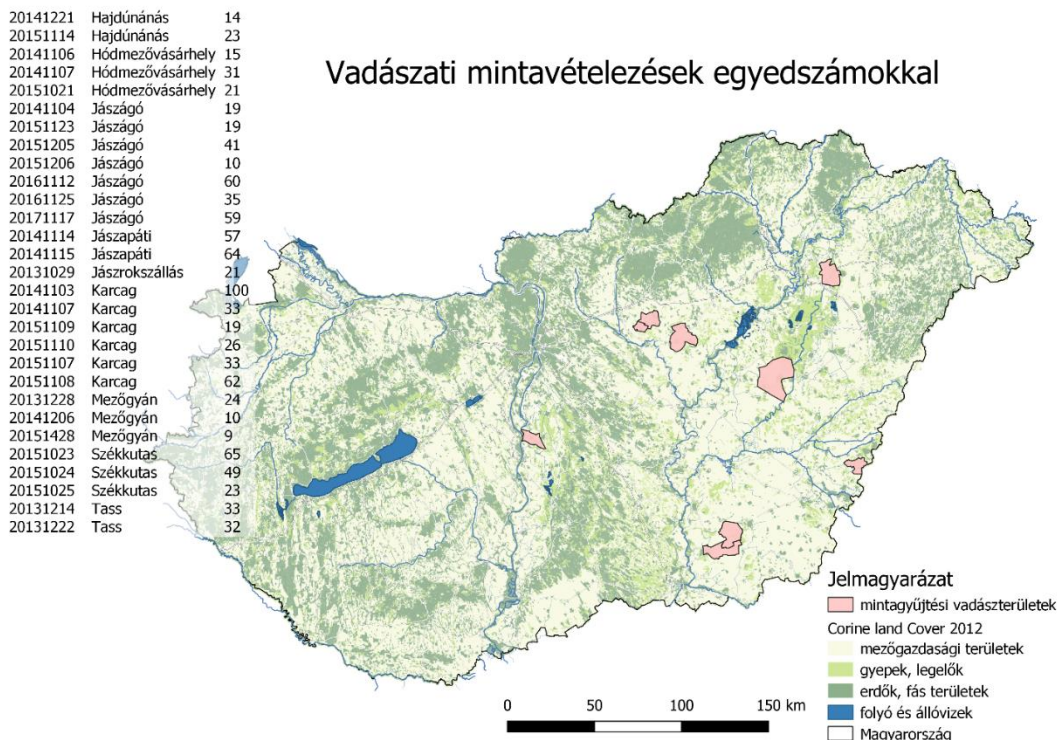
19.ábra: A teljes összesített otthonterületekre eső szegélyeinek a valós és generált pontok megoszlása a területen

#### 4.5. A mezei nyúl populációdinamikai mutatóinak gyűjtése és felmérése

##### 4.5.1. A populációdinamikai adatokhoz szükséges minták gyűjtése

2013 és 2017 között 9 vadásztársaság területéről, 29 vadászból gyűjtöttem mintákat összesen 1007 egyedről (20.ábra), hogy megvizsgálhassam, a különböző területek, illetve évek között az egyedek fiatal-idős arányát, kondícióját, ivararányát, továbbá a nőstény egyedek szaporodási paramétereit natív és placentaheg festési eljárással. A szaporodási problémák hátterének vizsgálatához rendellenesen kinéző nőstény nyulak méhéből küldtem mintákat állatorvosi vizsgálatra, továbbá megmértem és összevettem mezei nyúl szervezetben talált zearalenon mennyiségét az egyedek petefészkeinek nemi hormontartalmaival.

Hipotézisem szerint a festési eljárás kapcsán több placentaheget lehet számolni, mivel a mezei nyulak szaporodási időszaka már az év elején elkezdődhet, vadászati alkalmak többsége azonban csak télen van, amikor a régi placentahegeket az új nyálkahártya már majdnem elfedheti (Bray et al., 2003), ezért késői vadászatok kapcsán natív placentaheg számlálással a szaporulatot alulbecsülhetjük. Továbbá feltételezésem szerint a rendellenes méhet mutató nőstény nyulak szaporodási problémájának hátterében bakteriális fertőzés, vagy másodlagos következményként fellépő citológiai elváltozás áll. Továbbá feltételezésem szerint a mezei nyulak szervezete tartalmaz kimutatható mennyiségű zearalenont, és a nem szaporodó, vagy szaporodási problémát mutató nőstények szervezetében a toxin szint magasabb.



20.ábra: A VGE-ek térbeli elhelyezkedései. Bal felső sarokban a vadászati időpontok, helyszínnel és elejtett egyedszámokkal feltüntetve

#### 4.5.2. A minták gyűjtése és feldolgozása

Minden egyedtől a bal szemgolyót tettük el a korosztály meghatározásához. Feljegyeztük az állatok ivarát, eltettük a nőstények teljes méhét a petefészkekkel (2016-ban a hímek heréit is) teljes bal veséjüket a hozzá tartozó zsírréteggel, illetve az egyedek májából és nyelvéből is egy kisebb darabot. A szerveket külön simítózsárra polietilén tasakba helyeztük és egy jégakkukkal teli hungarocell ládába tettük (21.ábra). A szemeket a 4%-os formalin oldatban szobahőmérsékleten konzerváltuk, minden egyéb szerv  $-20^{\circ}\text{C}$  fokos fagyasztoóban volt tárolva a feldolgozásig.



21.ábra: Életképek mintagyűjtés közben. Fotók: Tóth Bálint, Farsang Zsombor, Ujhegyi Nikolett

#### 4.5.2.1. Kondíció meghatározása

Mivel a terepen vadászatok után nem volt alkalmunk lemérni minden állat testtömegét, a bal vese és az azt körülvevő vesezsír tömegét -bal vese zsírraktára szignifikánsan nehezebb a legtöbb korosztályban (Stott and Harris, 2006) -, illetve ezek hányadosát, a vesezsír-index (VZSI) értéket (bal vese körül lévő zsír tömege osztva a bal vese tömegével) használtam az állatok egyedi kondíciójának mérésére (Fernández et al., 2010; Parkes, 1989). A minták feldolgozásánál olló és csipesz segítségével a vesét körülvevő veseburkot a zsírral együtt eltávolítottam, majd a vesét és a körülötte levő zsír tömegét külön-külön megmértem konyhai mérlegen század gramm pontossággal. A kapott VZSI értékeket Majzinger és Csányi (2017) besorolása szerint csoportosítottam: gyenge (0-0.6), közepes (0.601-1.4), jó (1.401-2), kiváló (>2.01).

#### 4.5.2.2. Korosztály meghatározása

Az egyedi kort a száraz szemlencsetömeg alapján mértem. A 4%-os formalin oldatban konzervált szemgolyókból a szemlencsét horgas csipesz és olló segítségével preparáltam ki, majd egy egyedileg megjelölt kerámia edénybe tettem és tömegállandóságig 70°C-on szárítottam 24 órán át. A szemlencsetömegek "mg" pontosságú meghatározása analitikai mérlegen történt (22.ábra).

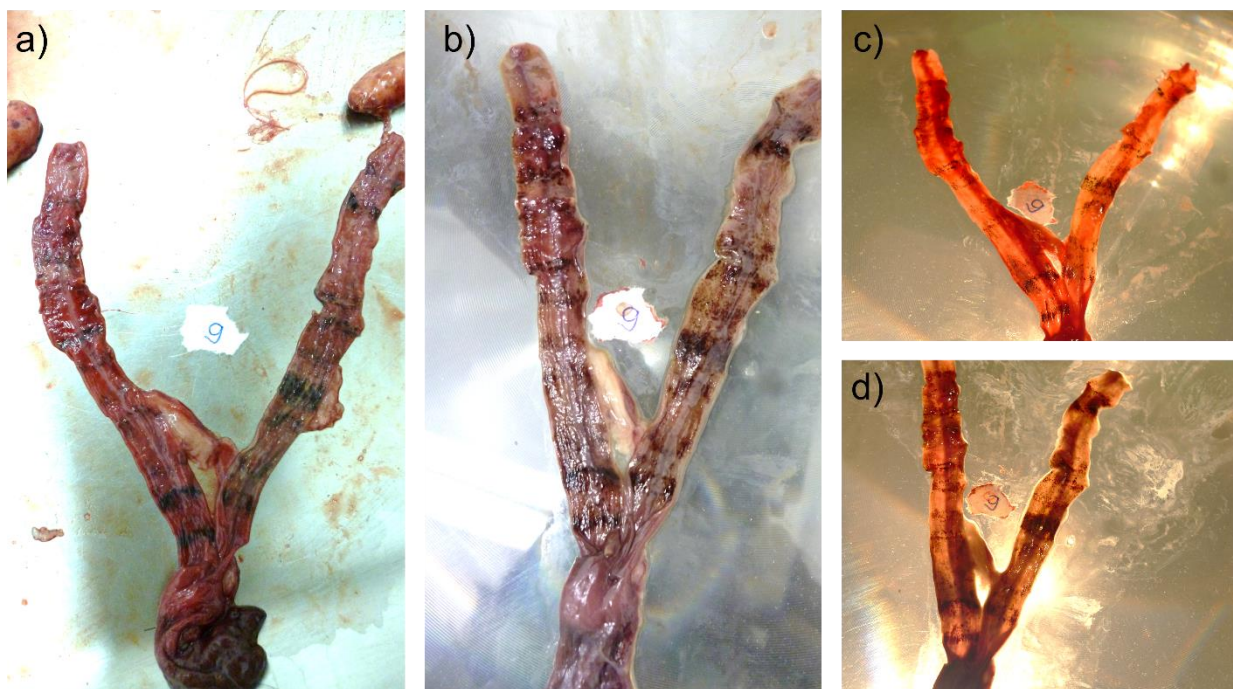


22.ábra: A formalin oldatban ázó szemlencsék kiperarálása a szemgolyóból, a szemlencsék szárítása szárító szekrényben, illetve azok tömegmérése "mg" pontosságra

A mért szárított szemlencsetömegek alapján kategorizáltam az egyedeket. Az első esetben csak két csoportot alkalmaztam, miszerint fiatal (szemlencse tömege <280mg) vagy adult (szemlencse tömege > 280 mg) kategóriába tartoztak (Kovács and Heltay, 1993). A második esetben egy részletesebb csoportosítást alkalmaztam éven belül, végül harmadik csoportosítás alapján évek között (Andersen and Jensen, 1972; Bensinger, 2002; Suchentrunk et al., 1991) (1.táblázat).

### 4.5.2.3. Szaporulatbecslés

A nőtényenkénti szaporulatot placentaheg-számlálással állapítottam meg. Mivel a placentahegek nem minden esetben látszanak megfelelően az endometrium makrofágok vándorlása miatt (Gál, 2006), vagy mert a korai lefagyasztás miatt a szövetek magas víztartalma roncsolhatja a hegek láthatóságát (Bray et al., 2003), így a natív számlálás becslési hibalehetősége megnőhet. Ezért vizsgálatomban egy összehasonlító elemzést végeztem, melyben minden nőtény méhét megvizsgáltam natívan, egy régi írásvetítővel átvilágítva alulról, majd Bray et al. (2003) által közölt több lépcsős placentaheg festési eljárás után (23.ábra). A nőtény nyulak méhszarvait olló, és horgas csipesz segítségével hosszanti irányban felnyitottam, majd a placentaheg számolást követően a méhet először 10%-os ammónium szulfid oldatba helyeztem 10 percre, lemostam csapvízzel, majd áthelyeztem 20%-os sárgavérűlűgő oldat és 1%-os sósav oldat 1-1 arányú keverékébe. Ebben az oldatban szintén 10 percet ázott, majd csapvizet öblítést követően újra kiteríttem a méhet és megszámláltam újra a hegeket (23.ábra).



23.ábra: Egy nagy mennyiségű placentaheggel rendelkező nőtény nyúl méhe a különböző placentaheg számolási eljárásokkal: a=natívan, b= festés után, c= átvilágítva, d= átvilágítva festés után

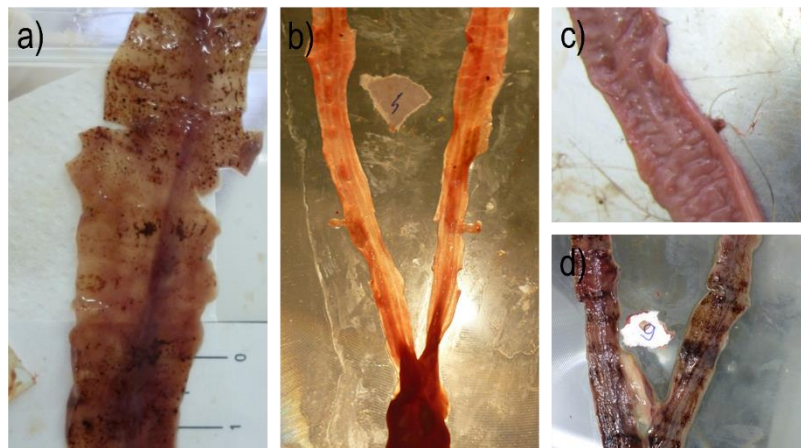
### 4.5.3. Statisztika

Egy szempontos variancia-analízissel vettem össze a natív, az átvilágított és a festési eljárással kapott placentaheg számokat, hogy megnézzem, melyik módszer a legmegbízhatóbb és mi a módszerek eredménye között a különbség. Egy alap leíró statisztikával mutattam ki a különbségeket a szakirodalmi adatok, illetve az általam tapasztalt populáció dinamikai adatok között. Lineáris kevert modell segítségével vizsgáltam, hogy az átlagos szaporulat eltér-e az évek

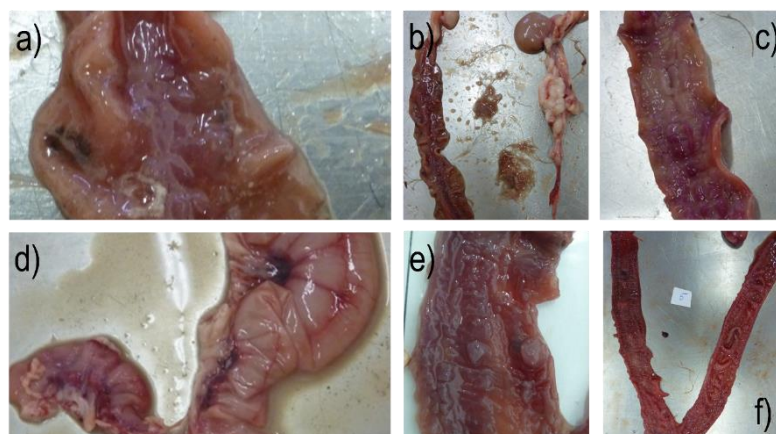
között. Variancia analízissel hasonlítottam össze a különböző populációdinamikai mutatókat a vadászati évek, nemek, szaporodási adatok függvényében.

#### 4.6. A mezei nyúl szaporodási problémáinak feltárása

Sok esetben tapasztaltam a nőstény nyulak méhében valami rendellenességet, a méhfal megvastagodását, valamilyen folyadékkal való kitöltöttségét (24-25.ábra), vagy a petefészek egyéb elváltozását (26.ábra), ezért igyekeztem megvizsgálni, hogy állhat-e a problémák hátterében valamilyen bakteriális vagy gyulladásos folyamat. A nőstény nyulakat méhük fejlettsége alapján három kategóriába soroltam: infantilis/ivaréretlen, ivarérett/potenciálisan szaporodóképes, de nem szaporodó, ivarérett/potenciálisan szaporodóképes és szaporodó, melyeket később a fiatal-adult korosztályi kategóriákkal kibővítettem.

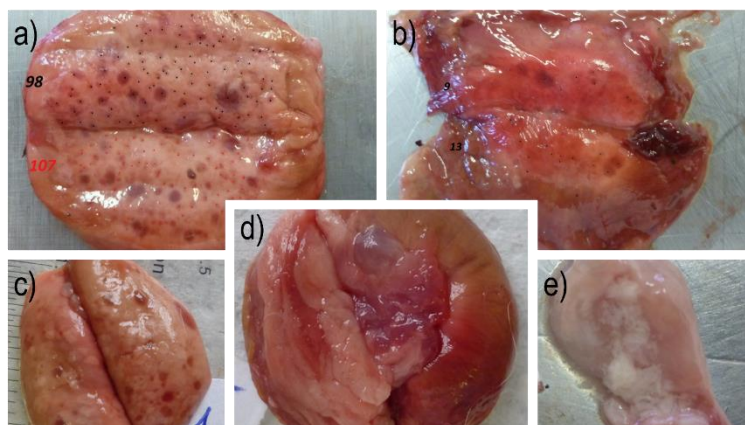


24.ábra: Egészséges és nem szaporodó mezei ivarérett mezei nyúl méhek. a&d= egészséges, placentahegekkel teli méh, b= egészségesnek tűnő, de placentaheg mentes méh, c= megvastagodott nyálkahártyájú, egészségestől eltérő, placentaheg mentes méhszarv



25.ábra: Rendellenes ivarérett mezei nyúl méhek. a=fehér szemcsés tartalommal, b=bal méhszarvban folyadék, jobb oldali méhszarv vékony, folyadékkal teli képlettel, c&e= megvastagodott nyálkahártyájú, placentaheg mentes méhszarv, d=folyadékkal teli méhszarv, f=kissé vörhenyes, egészségesnek tűnő placentaheg mentes méh





26.ábra: Egészséges és rendellenes mezei nyúl petefészkek. a=egészséges petefészkek tüszőkkel, b&c=kevés tüszőt tartalmazó petefészkek, d=cisztás, tüsző nélküli petefészkek, e=sárgás folyadékkal teli rendellenes petefészkek

#### 4.6.1. A mintavételezés a citológiai vizsgálatra, illetve bakteriológiai tenyésztésre

A PraxisLab Állatorvosi Laboratóriummal és a DUO-BAKT Állatorvosi Mikrobiológiai Laboratóriummal egyeztetve a felvágott és rendellenesnek vélt méhekből tárgylemezre kikent citológiai, illetve steril tamponnal vett agar-agar táptalajos mintát vettem tenyésztésre (M7.ábra). A beküldött mintákat a laboratórium munkatársai dolgozták fel és értékelték ki számomra.

#### 4.6.2. Zearalenon, mint szaporodási problémát kiváltó EDC

A ZEA átalakulása során toxikusabb másodlagos metabolitok ( $\alpha$  és  $\beta$  –*zearanelol*) jönnek létre (Paterson and Lima, 2011; Szabó, 2014), melynek mezei nyúlra gyakorolt toxicitás mértékéről még semmit sem tudunk. A toxin a szervezetbe kerülést követően megkötődik a bélrendszerben, onnan a véráramba, majd a kiválasztó és méregtelenítő szervrendszerbe kerül (Gromadzka et al., 2008), ahol felhalmozódhat, így ezekben a szervekben könnyebben tudjuk kimutatni a jelenlétét. Mivel a szaporító szervrendszerre is hatással lehet, felborítva az ivari hormonok egyensúlyát, így káros hatására következtethetünk közvetett módon úgy, hogy megvizsgáljuk az ivarszervekre jellemző hormonok mennyiségét, illetve egymáshoz viszonyított arányát. A kapott értékeket össze lehet vetni a nőstényenként tapasztalt placentaheg számokkal, vagy a tapasztalt szaporodószervi egyéb rendellenességekkel is.

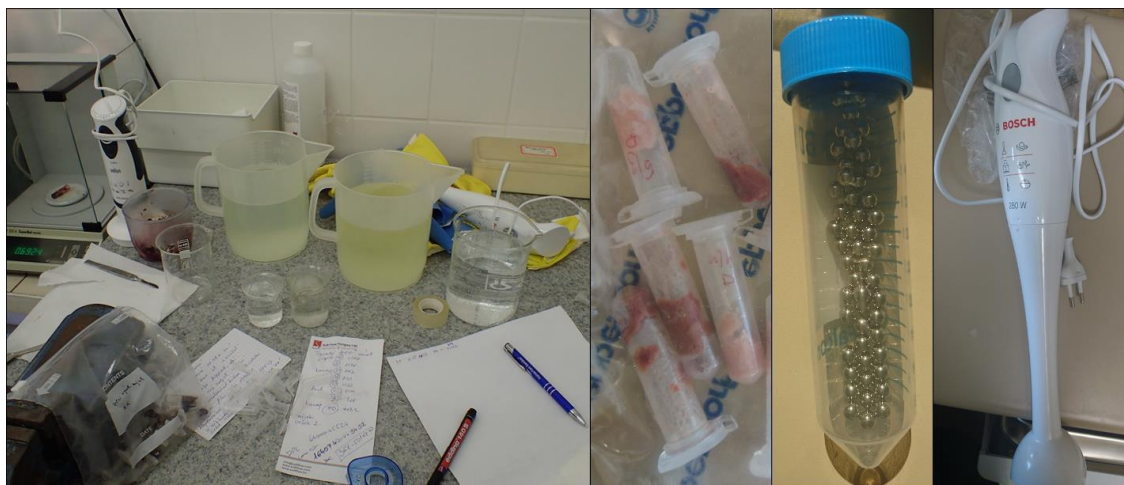
##### 4.6.2.1. A ZEA kimutatása ELISA módszerrel

A mikotoxinok kimutatására alkalmazott módszerek között legmegbízhatóbb a magasnyomású-folyadékkromatográfia (HPLC) (Búza and Marthné, 2010; Szabó, 2014) hátránya, hogy nagyon költségigényes. Másik széles körben elterjedt vizsgálati módszer az enzimhez kapcsolt immunsorbens (Enzyme Linked Immuno Sorbent Assay) vizsgálat, vagyis az ELISA, mely megbízhatóan alkalmazható mikotoxin vizsgálatok esetében is. A Soft Flow Hungary Laboratórium által kifejlesztett *Zearalenon ELISA* tesztet használtam a mezei nyulakból gyűjtött szervmintáim mikotoxin tartalmának meghatározásához. Dr. Szőke Zsuzsanna vezetésével

optimalizáltuk a szerv mintákat a teszthez, így két év alatt összesen 134 állattól mértem le különböző mintákat. 2015-ben zearalenon szintet néztem vesékből, progeszteron és ösztadiol hormont petefészkekből, majd 2016-ban kibővítettem a mintákat és ZEA-t néztem vesékből, májából, nyelvekből, illetve bélsárból, szintén progeszteron és ösztadiol hormont mértem petefészkekből, és progeszteront és tesztoszteron hormont herékből (M4.táblázat). A végső elemzésem terjedelmi okok miatt csak a nőstényekre terjed ki (N=97, adult=68, fiatal=29).

#### 4.6.2.2. A minták előkészítése ELISA méréshez

A minták homogenizálása kézi botmixerrel történt. Az erősebb parenchimás mintákhoz 800W-os, kisebb mintákhoz 280W-os botmixert használtam. A homogenizált mintából g-os mérlegen 1.5 ml-es *safe lock* típusú eppendorf csövekbe kimértem 0.5 g körüli almintákat. Ezt követően -a későbbi gyöngyös feltárás miatt- egy-egy acél Lysis Matrix gyöngyöt tettem a mintákba, majd a csöveket egyedi azonosítóval láttam el és cellux ragasztóval leragasztottam. Minden alminta kimérését követően az eszközöket 3 fázisban elmosogattam: mosogatószeres víz, 10%-os *Natrium Hypoclorit* oldat, desztillált víz (27.ábra). Az almintákat a későbbi felhasználásig -20°C-os fagyasztóban tároltam.



27.ábra: A minták előkészítésének fázisai az ELISA mérésekhez. Balra a három fázisú mosogatás, középen kimért, fagyasztóból előszedett minták, mellette a gyöngyös feltáráshoz használt gyöngyök, jobbra pedig a kézi botmixer

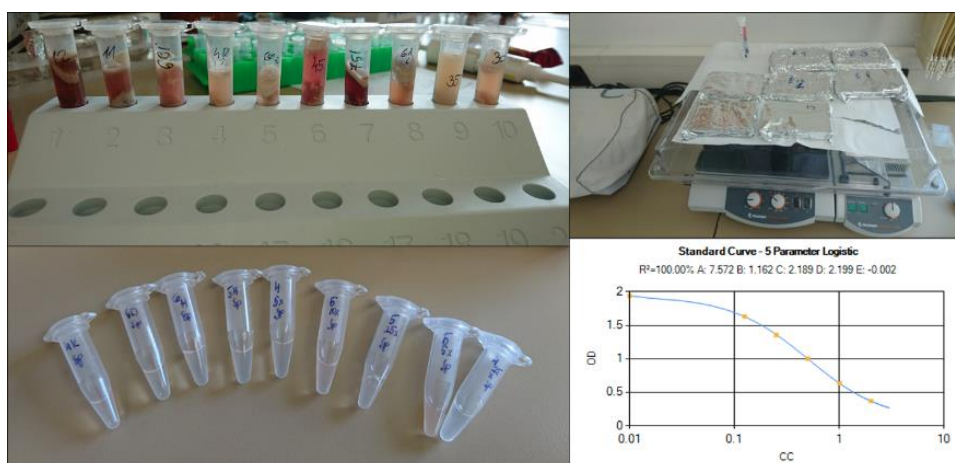
#### 4.6.2.3. A Zearalenon meghatározása ELISA módszerrel

Az előzetesen kimért mintákat kétszeresére hígítottam "42% AcN/58% OTA'0" extraháló oldattal. Ezt követően a mintákat feltártam egy MP FastPrep-24 típusú gyöngyös homogenizátor segítségével. A májakat 1x 20 mp-ig, a veséket, ivarszerveket, nyelveket 2x 20 mp-ig rázattam. A feltárt mintákat tovább homogenizáltam NB 101S Orbital Shaker rázógép segítségével 10 percig 250 RNP-n. Majd mikrocentrifugában 10 000 g-vel 10 percig 4°C-on ülepítettem (28.ábra).



28.ábra: Az ELISA teszt elvégzéséhez a minták előkészítése, homogenizálása és extrahálása

Ezt követően a felülúszójából 200-200  $\mu$ l mintát lemértem, melyet minden szövet esetén háromszorosára hígítottam M PBS puffer oldattal (májak esetében volt 5x, 10x, illetve vesék, ivarszervek esetében 5x hígítás is ZEA tartalomtól függően). A minták, illetve a teszt ellenőrizhetősége érdekében néhány mintát "spike-oltam", azaz a hígított mintához tettem ismert koncentrációjú standard oldatokat. A minták Zearalenon koncentrációit az előkészítést követően a Soft Flow Hungary Kutató fejlesztő Kft. *Toxi-Watch kit*-ben alkalmazott anti-Zearalenon antitest segítségével mértem le a teszt TDS leírásának megfelelően, mintaoptimalizálást követően, két párhuzamos mérésben. A standard pontokat, mintákat plate-re kimértem, hozzáadtam a megfelelő mennyiségű antitestet és konjugátumot, majd inkubáltam, 5x-i mosást követően beindítottam a reakciót, majd 30 perc várakozás után leállítottam azt és az oldatok abszorbanciáját 450 nm-en lemértem egy plate olvasóval (29.ábra).



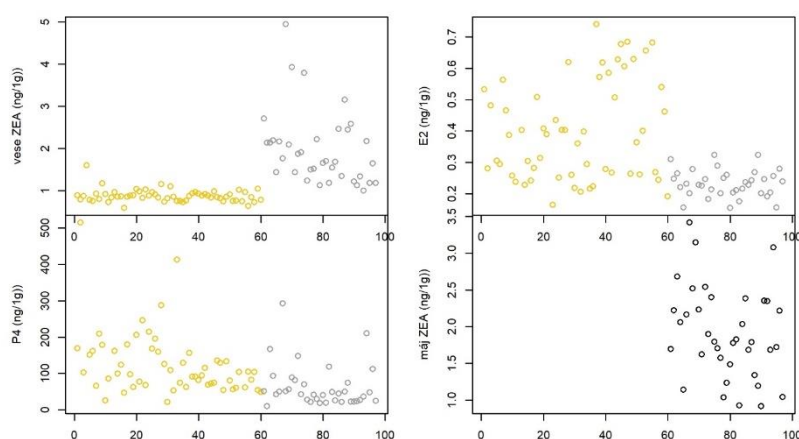
29.ábra: Bal felül a lecentrifugált minták, bal alul a centrifugált mintákból leszívott és hígított minták, jobb felső sarokban az inkubátor, alsó sarokban a mérést követően a mérés sikerességének, "jóságának" görbéje

A hígítást mintaoptimalizálást követő kísérletsorozat alapján határoztuk meg. A visszanyerési százalékok mind a négyféle állati minta esetében elfogadhatóak voltak

(visszanyerési hatékonyság 70% feletti). A minták extrahálásához a megfelelő oldószerek kikeverését és kikísérletezését dr. Szőke Zsuzsanna végezte el.

#### 4.6.3. Statisztika

Lineáris regressziós modelleket alkalmazva vizsgáltam a ZEA és hormon koncentrációk összefüggését, továbbá, hogy a zearalenon szint korrelál-e a placentahegek számával. Mivel a két év között a mért zearalenon és E2 mennyiségek jelentősen eltértek a nyulak között (30.ábra), így a két évet külön kezeltem. Független két mintás t próbával vettem össze a problémás és normális méhű egyedek, illetve a szaporodó és nem szaporodó nőtények ZEA és hormon szintjeit.



30.ábra: A tapasztalt ZEA és női hormon értékek alakulása a vizsgálati években. Az x tengelyen a minták arányának megoszlása látszódik (60%-a sárga=2015, 40%-a szürke/fekete=2016)

#### 4.7. A mezei nyúl szaporodási mutatóinak feltárása a VGE-ek különböző adottságainak függvényében

Egy zéróinflált kevert modell segítségével vizsgáltam, hogy a placentahegek száma hogyan függ az állatok korától (fiatal vagy idős), és hogyan befolyásolja a szántók/gyepek mennyisége és annak AKG-s lefedettsége, továbbá a VGE-en található "zöld területek" aránya. Hipotézisem szerint az AKG-s területek részaránya, illetve a zöld területek aránya pozitív hatással van a szaporodási mutatókra, illetve a fiatalok és a szaporodó nőtények arányára. Az elemzések egységeit a problémás méhek és a nem szaporodó nőtények arányát, illetve a fiatalok arányát az R "nlme" programcsomagjának "gls" függvényével elemeztem (Fox and Weisberg, 2018). Minden modellben folytonos magyarázó változónak vettem be az AKG-s szántók és az AKG-s gyepek területek borítási arányát, a "zöld területek" százalékos arányát. Ezen felül korosztályt, mint fix faktort is beépítettem a modellbe. Modellszelekciót követően csak a "szántók/gyepek  $\times$  AKG lefedettsége" interakciókat használtam. A szántók és gyepek elemzését multikollinearitás végett kellett külön elemezni.

## 5. EREDMÉNYEK ÉS AZOK ÉRTÉKELÉSE

5.1. Az Új Magyarország Vidékfejlesztési Program Agrár-Környezetgazdálkodási Támogatás (ÚNKP-AKG) hatékonyságának felmérése kis térléptékben

5.1.1. A hullaték és a nyúlsűrűség becslés összehasonlítása a kontroll és az AKG területek között

A hullatéksűrűségek vizsgálatokor egyik interakció sem mutatott szignifikáns hatást, illetve az AKG-nak sem volt szignifikáns hatása a hullatékok mennyiségére egyik szezonban vagy művelési ágban sem (2.táblázat, 3.táblázat, 31.ábra). Kevesebb hullatékot találtam tavasszal, mint ősszel, illetve szintén alacsonyabb volt a hullatékok sűrűsége szántókon a gyepekhez képest (2.táblázat, 31.ábra). Nagyobb belátott területen magasabb hullatéksűrűséget tapasztaltam. Modell zéróinflált része azt mutatta, hogy a hullatékok észlelési hibája nő a vegetáció magasságának, illetve a vizsgált terület méretének a növekedésével (2.táblázat).

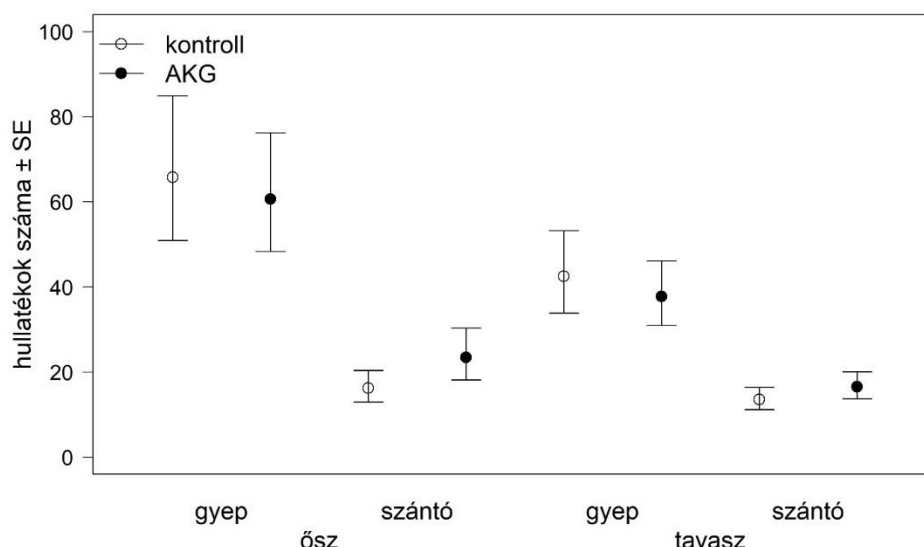
2.táblázat: A negatív binominális zéró inflált kevert modell statisztikai eredményei a mezei nyúl hullatékokra (d.f. = 619)

Modell paraméterei	Hullatékok száma		
	Modell becslése ± SE	tesztstatisztika*	P
Fix hatások			
Intercept (ősz, gyp, kontroll)	3.6 ± 0.27	13.14	<0.001
Felmért terület (ha)	2.33 ± 0.38	6.17	<0.001
Szezon (tavasz)	-0.39 ± 0.31	-1.24	0.215
Művelési ág (szántó)	-1.46 ± 0.31	-4.69	<0.001
Kezelés (AKG)	-0.01 ± 0.31	-0.02	0.98
Szezon (tavasz) × Művelési ág (szántó)	0.3 ± 0.4	0.75	0.455
Kezelés (AKG) × Művelési ág (szántó)	0.38 ± 0.44	0.85	0.395
Szezon (tavasz) × Kezelés (AKG)	0.05 ± 0.41	0.14	0.89
Szezon (tavasz) × Kezelés (AKG) × Művelési ág (szántó)	-0.15 ± 0.57	-0.27	0.786
Zéró inflációs paraméterek			
Intercept (ősz)	0.31 ± 0.25	1.26	0.209
Vegetáciomagasság (cm)	-0.72 ± 0.09	-7.61	<0.001
Szezon (tavasz)	0.34 ± 0.27	1.29	0.196
Felmért terület (ha)	-2.27 ± 0.73	-3.13	<0.001

\*tesztstatisztika fix hatású paraméterek t-értéke, és a zéróinflációs paraméterek z-értéke. A kovariánsok nem lettek az átlagra centrálva, így a tengelymetszet értékek (intercept) a numerikus kovariánsok nulla értékeire vonatkoznak.

3.táblázat: Lineáris kontrasztok a 2. és 4. táblázatban szereplő modellektől, amelyek az AKG és a kontroll mezőgazdasági táblák közötti különbséget tesztelik a mezei nyúl és hullaték számokban minden évszakban és az egyes művelési ág típusban. A P-értékeket minden függő változóra külön-külön korrigáltuk FDR-korrekcióval

Kontraszt	Modell becslése ± SE	t	P
Függő változó: Hullatékok száma			
Kontroll vs. AKG gyp ősszel	0.01 ± 0.31	0.02	0.981
Kontroll vs. AKG szántó ősszel	-0.37 ± 0.32	-1.71	0.484
Kontroll vs. AKG gyp tavasszal	-0.05 ± 0.27	-0.18	0.981
Kontroll vs. AKG szántó tavasszal	-0.27 ± 0.23	-1.2	0.484
Függő változó: Nyúlszám			
Kontroll vs. AKG gyp ősszel	0.11 ± 0.24	0.5	0.843
Kontroll vs. AKG szántó ősszel	0.03 ± 0.2	0.14	0.891
Kontroll vs. AKG gyp tavasszal	0.59 ± 0.51	3.92	<0.001
Kontroll vs. AKG szántó tavasszal	-0.56 ± 0.18	-3.13	0.004



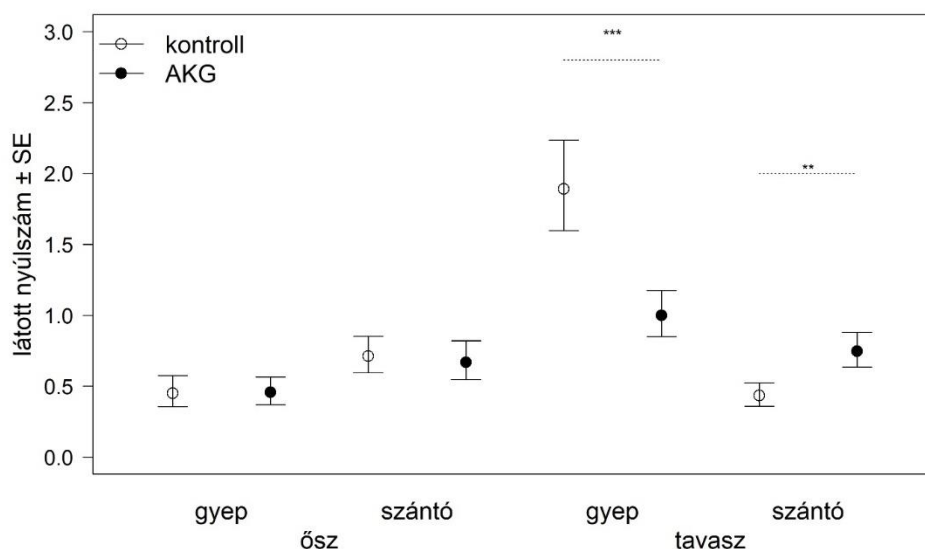
31. ábra: A mezei nyúl hullatékszámok összehasonlítása a különböző kezelések között. A hibasávok a 2. táblázatban szereplő negatív binomiális zero inflált kevert modellből becsült átlag értékeket ± SE értékeket mutatják, az eredeti adatskálára visszatranszformálva

A mezei nyulak sűrűségének felvételezésekor szignifikáns hármas interakciót találtam a szezon, a művelési ág, illetve az AKG-s kezelés hatása között (4.táblázat, 32.ábra). A nyulak száma őszen nem mutatott különbséget az AKG-s és a kontroll szántóterületek között, míg tavasszal az AKG-s szántóterületeken szignifikánsan több nyulat számoltam a kontroll szántókhoz képest (3.táblázat, 32.ábra). Gyepes esetében pedig az ellenkezőjét találtam: tavasszal a kontroll területeken számoltam több nyulat (3.táblázat, 32.ábra). Azonban a legtöbb esetben (74%) nem láttunk nyulakat a felmért mezőgazdasági táblákon. A nyulak észlelési hibája nem függött a szezontól, de alacsonyabb volt nagyobb mezőgazdasági parcellán, vagy ha a vegetáció magasabb volt, illetve, ha a tábla szegélye kevésbé volt sűrű (3.&4.táblázat).

4.táblázat: A negatív binomiális zero inflált kevert modell statisztikai eredményei a látott mezei nyulakra (d.f. = 619)

Nyulak száma				
Modell paraméterei	Modell becslése ± SE	tesztstatisztika*	P	
Fix hatások				
Intercept (őszi, gyep, kontroll)	-0.62 ± 0.21	-2.82	0.005	
Felmért terület (ha)	0.02 ± 0.004	4.45	< 0.001	
Szezon (tavasz)	1.22 ± 0.21	5.89	< 0.001	
Kezelés (AKG)	-0.11 ± 0.24	-0.48	0.632	
Művelési ág (szántó)	0.35 ± 0.22	1.59	0.11	
Szezon × Művelési ág	-1.79 ± 0.28	-6.37	< 0.001	
Kezelés (AKG) × Művelési ág	0.09 ± 0.31	0.28	0.781	
Szezon × Kezelés	-0.48 ± 0.28	-1.72	0.086	
Szezon × Kezelés × Művelési ág	1.07 ± 0.38	2.78	0.006	
Zéró inflációs paraméterek				
Intercept (őszi)	0.67 ± 0.2	3.36	< 0.001	
Vegetációmagasság (cm)	-0.02 ± 0.007	-2.93	0.003	
Szegélyminőség (súlypont)	0.16 ± 0.08	1.2	0.049	
Szezon (tavasz)	0.24 ± 0.18	1.32	0.186	
Felmért terület (ha)	-0.08 ± 0.01	-6.91	< 0.001	

\*tesztstatisztika a fix hatású paraméterek t-értéke, és a zéróinflációs paraméterek z-értéke. A kovariánsok nem lettek az átlagra centrálva, így a tengelymetszet értékek (intercept) a numerikus kovariánsok nulla értékeire vonatkoznak



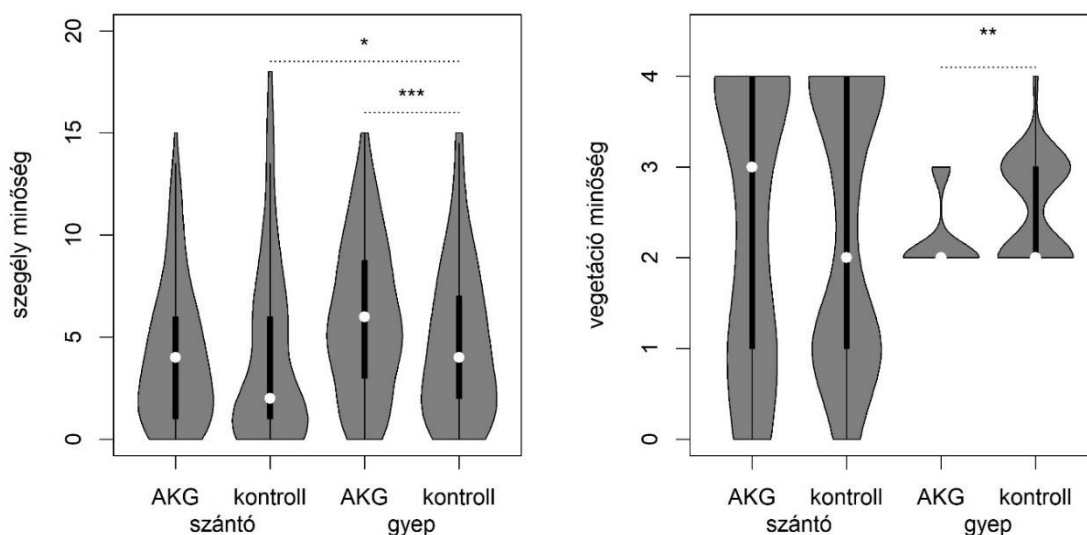
32.ábra: A mezei nyúl egyedszámok összehasonlítása a különböző kezelések között. A hibasávok a 4. táblázatban szereplő negatív binomiális zero inflált kevert modellből becsült átlag értékeket  $\pm$  SE értékeket mutatják, az eredeti adatskálára visszatranszformálva. A csillagokkal jelölt csoportok szignifikánsan eltérnek egymástól (\*\* $P < 0.01$ , \*\*\* $P < 0.001$ , FDR korrekció után)

#### 5.1.2. A vegetáció és a szegély minőség felvételezésének eredményei

A szegélyek minősége szignifikánsan különbözött az AKG és a kontroll gyepek között (Mann-Whitney  $W = 5316$ ,  $P = 0.009$ ): az AKG-s gyepok jobb szegélyminőséggel rendelkeztek (33.ábra). A szántók esetében szignifikáns különbséget nem találtam az AKG-s és a kontroll területek szegélyminőségei között ( $W = 18339$ ,  $P = 0.091$ ). Még ha a kezelt szántóterületek szegélyminőségének magasabb is volt a medián értéke, a kontroll szántóterületek szegélyei érték el a legmagasabb pontszámot (33.ábra). A vegetációk pontszámait figyelembe véve nem találtam szignifikáns különbséget az AKG-s és a kontroll szántók között ( $W = 20300$ ,  $P = 0.99$ ), bár trendszerűen az AKG-s táblákon magasabb volt a vegetációminőség mediánja (33.ábra). Ezzel szemben az AKG-s gyepoknek szignifikánsan alacsonyabb volt a vegetáció minősége a kontroll gyepokhez képest ( $W = 8668$ ,  $P < 0.0001$ , 33.ábra).

A vegetációk és a szegélyek minősége között negatív korrelációt tapasztaltam ( $N = 642$ ,  $Rho = -0.12$ ,  $P = 0.001$ ). A kontroll területek esetében a szegély minőség szignifikánsan magasabb volt a gyepken, mint a szántókon ( $W = 13733$ ,  $P = 0.019$ ), míg a vegetáció minősége nem különbözött a kezeletlen gyepok és szántók között ( $W = 12320$ ,  $P = 0.538$ , 33.ábra).

A hullatékok száma szignifikáns pozitív korrelációt mutatott a vegetáció minőségi pontszámaival mind az AKG-s, mind a kontroll szántóterületeken, a gyepokban azonban nem (5.táblázat). A hullatéksűrűség és a szegélyek minősége között nem találtam szignifikáns összefüggést (5.táblázat).



33.ábra: A táblaszegélyek és a vegetáció minőségének megoszlása az AKG és kontroll mezőgazdasági táblakon. Minden hegedűdiagram az adatok Kernel sűrűségfüggvényét mutatja; a vastag függőleges vonal az interkvartilis tartományt, a fehér kör pedig a mediánt jelöli. A magasabb pontszámok jobb minőséget jelentenek a nyúl számára. A csillagokkal jelölt csoportok szignifikánsan különböznek egymástól (\* $P < 0.05$ , \*\* $P < 0.01$ , \*\*\* $P < 0.001$ , FDR korrekció után)

5.táblázat: Spearman-féle rangkorreláció eredménye a mezei nyúl egyedszám, a hullatékszám és a vegetáció minősége (0-4) valamint a szegély minősége (0-18) közötti kapcsolat vizsgálatában, művelési áganként és kezelésenként. Mindegyik összefüggésre négy P értéket FDR korrekcióval is feltüntettem

Statisztikai paraméterek	Kontroll szántó	AKG szántó	Kontroll gyep	AKG gyep
Összefüggés: nyúlszám és vegetációminőség				
Rho	0.03	-0.03	-0.05	0.14
P	0.64	0.659	0.608	0.106
P FDR-korrekcióval	0.659	0.659	0.659	0.426
N	239	170	99	134
Összefüggés: hullatékszám és vegetációminőség				
Rho	0.26	0.44	0.11	0.09
P	<0.001	<0.001	0.277	0.322
P FDR-korrekcióval	<0.001	<0.001	0.322	0.322
N	239	170	99	134
Összefüggés: nyúlszám és szegély minőség				
Rho	-0.02	0.1	-0.1	0.07
P	0.81	0.215	0.311	0.443
P FDR-korrekcióval	0.815	0.591	0.591	0.591
N	239	170	99	134
Összefüggés: hullatékszám és szegély minőség				
Rho	-0.08	1.28	-0.08	-0.06
P	0.242	0.096	0.429	0.5
P FDR-korrekcióval	0.483	0.385	0.5	0.5
N	239	170	99	134

Bár számos tanulmány mutatta ki az agrár támogatási programok pozitív hatását a vizsgált fajcsoportokra (Cardarelli et al., 2011; Santilli and Galardi, 2016; Zellweger-Fischer et al., 2011), ebben a vizsgálatban nem tudtam kimutatni az ÚMVP AKG pozitív hatását a nyúl állományokra. Ennek egyik legfőbb oka lehet, hogy még ha hazánkban magas is volt összességében az AKG támogatással érintett területek aránya (mind a 21 célprogramot egybevetve, Magyarországon összesen 1 163 663 ha), azok a célprogramok, melyek a nyúl számára kedvezőek lehetnek már



sokkal kisebb arányban voltak jelen (a vizsgált vadásztársaságoknak átlagosan csak a 18.24%-a  $\pm 7.62\%$ ).

Bár az agrártámogatási programokban általában véve megvan a potenciál, hogy élőhely-fejlesztési projektek legyenek, kis térléptékű felmérésben nem találtam pozitív hatást a nyúlsűrűsége, annak ellenére, hogy az AKG-s szántók valamivel magasabb minőségű táblaszegély és vegetáció értékeket mutattak a kontroll szántókhoz képest (33.ábra), bár ez az AKG előírásaiban kötelező elemként nem szerepelt. Ezek a trendszerű eltérések talán nagyobb térléptékű, vagy több területet tartalmazó vizsgálattal már statisztikai különbséget is eredményezhetnek.

Ősszel nem találtam különbséget az AKG-s és kontroll szántók nyúlsűrűségében, tavasszal, a szaporodási időszakban azonban az AKG-s szántókon több nyulat láttunk. Mivel az AKG-s szántóföldeken többféle kultúrnövény volt, a támogatásban részt vevő szántóföldeken talán változatosabb vagy tápanyagban gazdagabb a növényzet, ami a nőstény nyúl számára előnyös (Mayer et al., 2018; Pelorosso et al., 2008; Schai-Braun et al., 2015). Az AKG-s és a kontroll szántóterületek vegetációminősége és szegélyminősége nem különbözött, de a támogatott szántóterületek szegély és vegetációminőségének a medián értéke is magasabb volt.

Mivel az ÚMVP-AKG program nem határozott meg éves, vagy szezonális szintű előírást a növénykultúrára (Hungarian Ministry of Agriculture and Rural Development, 2015), sok esetben találtunk ősztől tavaszig kopár szántóterületeket az AKG-s mezőgazdasági táblákon, amelyeket a nyúl gyakran elkerül (Mayer et al., 2018). Ha ezeknek a tábláknak a szegélyei még alacsony minőségűek is -melyből nagyon sokat tapasztaltunk (33.ábra) -, táplálékforrás és búvóhely hiányában csökkentik a nyulak téli túlélését (Schai-Braun et al., 2020).

Az AKG-s gyepek vegetációja rosszabb, de a szegélyek minősége jobb volt a kontroll gyepekhez képest (33.ábra). Tavasszal a kontroll gyepeken számoltunk több nyulat, és szintén a kontroll gyep területek érték el maximális vegetáció minőségű pontokat is (10 cm-nél magasabb növényzettel rendelkeztek), ami arra utal, hogy az AKG-s gyepeket intenzívebben legeltették, ami negatív hatással lehet a nyulakra és néhány madárfajra egyaránt (Báldi et al., 2005; Petrovan et al., 2012; Schmidt et al., 2004). A nagyobb növényzettel rendelkező területeken a "tévedési érték"-ek kisebb valószínűsége azzal magyarázható, hogy a nyulak elkerülik a nyílt, vagy gyér növényzettel rendelkező területeket (Neumann et al., 2011). Az ÚMVP-AKG előírások tartalmazzák, hogy kaszálatlan sávokat kell hagyni a táblákon (M2.táblázat), azonban úgy tűnik ez nem elegendő a nyúl számára. Tavasszal, a szaporodási időszakban több nyulat láttunk a gyepeken, mint a szántókon, ami arra utal, hogy a gyepeken változatosabb a növénykínálat, ami kedvezőbben hathat

a nőtény nyulakra (Pelorosso et al., 2008; Piha et al., 2007; Schai-Braun et al., 2015), ugyanakkor az is előfordulhatott, hogy a szántókon található egyes vegetáció típusoknak, ha volt rajta vegetáció az túl sűrű és magas növényborítással rendelkezett, amit a nyulak elkerültek (Mayer et al., 2018), vagy nehezebben észleltük őket.

A mezei nyúl hullatékok a nyulak pihenőhelyeit jellemzik (Cardarelli et al., 2011). A gyepeken magasabb hullatéksűrűséget tapasztaltam, mint a szántókon (31.ábra), ami utalhat arra, hogy a gyepeken több pihenőidőt töltenek a nyulak, vagy több a nyulak számára kedvező fűfaj (Schai-Braun et al., 2015), ami folyamatos borításban, egész évben elérhető, még akkor is, ha az erősen legeltetett területeket a nyulak elkerülik (Schai-Braun et al., 2013). Mivel a modell zéróinflált része szerint a belátott és felmért területek növekedésével csökken a hullatékok észlelési hibája, a gyepek pedig nagyobb területtel rendelkeztek (sok esetben alacsonyabb vegetációs magassággal), így a hullatékot feltehetően könnyebb volt észlelni. Ugyanakkor a kontroll gyepterületeken számoltuk a legtöbb nyulat, amiknek a vegetációs minőségi értéke is a legmagasabb volt. Ezért a magasabb hulladék denzitás utalhat a fajgazdagabb, jobb minőségű legelőkre vagy gyepekre, amelyek fontos élőhelyei a mezei nyúlaknak (Schai-Braun et al., 2013) és egyéb fajoknak (Kovács-Hostyánszki and Báldi, 2012).

Pozitív összefüggést találtam a mezei nyulak hullatékmenyisége és a szántók vegetációminősége között. Ha egy mezőgazdasági területen kedvezőbb kultúra található, a nyulak több időt töltenek azon a területen (Neumann et al., 2011), több hulladékot produkálva. Habár a vegetáció minősége trendszerűen jobb volt az AKG-s szántókon, nem találtunk több hulladékot azokon a területeken (31.&33.ábra). Ugyanakkor fontos kiemelni, hogy nagyon sok esetben csupasz, vegetáció nélküli mezőgazdasági táblával találoztunk.

A hullatékok száma egyik kezelési csoportban sem korrelált a szegélyminőséggel (5.táblázat). Noha az AKG-s területek szegélyeinek magasabb volt a minősége, összességében a szegélyminőségek nem voltak kiemelkedőek. A szántóterületek több mint az egynegyede kevesebb, mint 9-es minősítést kapott a maximális 18-ból (33.ábra). A szegélyek minősítésénél két szegélyt mértünk fel minden egyes tábla esetében és nagyon sok esetben a tábláknak nem volt második szegélye, holott a két tábla közötti füves sáv, vagy egyéb vadvirágos szegély pozitív hatást fejthetne ki nem csak a mezei nyúlra, hanem más taxonokra is egyaránt (Birkhofer et al., 2014; Broughton et al., 2014; Marja et al., 2014). Talán ez lehetett az oka, hogy nem lehetett kimutatni összefüggést, noha sok tanulmány kimutatta már a szegélyek meghatározó szerepét a nyúl számára (Benton et al., 2003; MacDonald et al., 2007; Petrovan et al., 2012; Rodríguez-Pastor et al., 2016).

## 5.2. Az agrár környezetgazdálkodási támogatás és a ragadozógyérítés hatása a mezei nyúl populációdinamikájára országos térléptékben

### 5.2.1. Hatás a becsült nyúlsűrűsége

A populációs index szignifikánsan különbözött az évek között (6.táblázat): általánosságban elmondható, hogy a nyúl populációsűrűségi indexe évről évre csökkent (34.ábra). Szignifikáns interakciót találtam a jó élőhelyek borítási százaléka és az évek hatása között. Országos térléptékű vizsgálat kapcsán összességében nem találtam több nyulat a "jobb területeken". Szignifikáns interakciót találtam a ragadozók gyérítési rátája és a nettó AKG szántóterületek borítása között (6.táblázat). Modell szerint, ha a vadgazdálkodási egységek nagy százalékban rendelkeznének AKG-s szántóterülettel ez növelhetné a becsült nyúlsűrűséget. Ugyanakkor, ha az AKG-s szántók nagy arányban lennének, de rossz vagy átlagos lenne a terület róka gyérítési rátája, akkor a nyúlsűrűség nem növekedhetne.

Szignifikáns interakciót találtam a jó élőhelyek borítási százaléka és az évek hatása között. Az évek közötti nyúlállomány-változás függött a jó területek arányától. A nyúlsűrűség nem szignifikánsan, de trendszerűen csökkent az AKG-s gyepek növekedésével (6.táblázat) (lineáris kontraszt:  $b \pm SE = -0.37 \pm 0.2$ ,  $t_{478} = -1.82$ ,  $P = 0.069$ ).

6.táblázat: A lineáris kevert modell 2-es típusú ANOVA táblája a becsült és a hasznosított mezei nyúlsűrűsége, folytonos változóként használva az AKG-s területek és a jó élőhelyek borítását

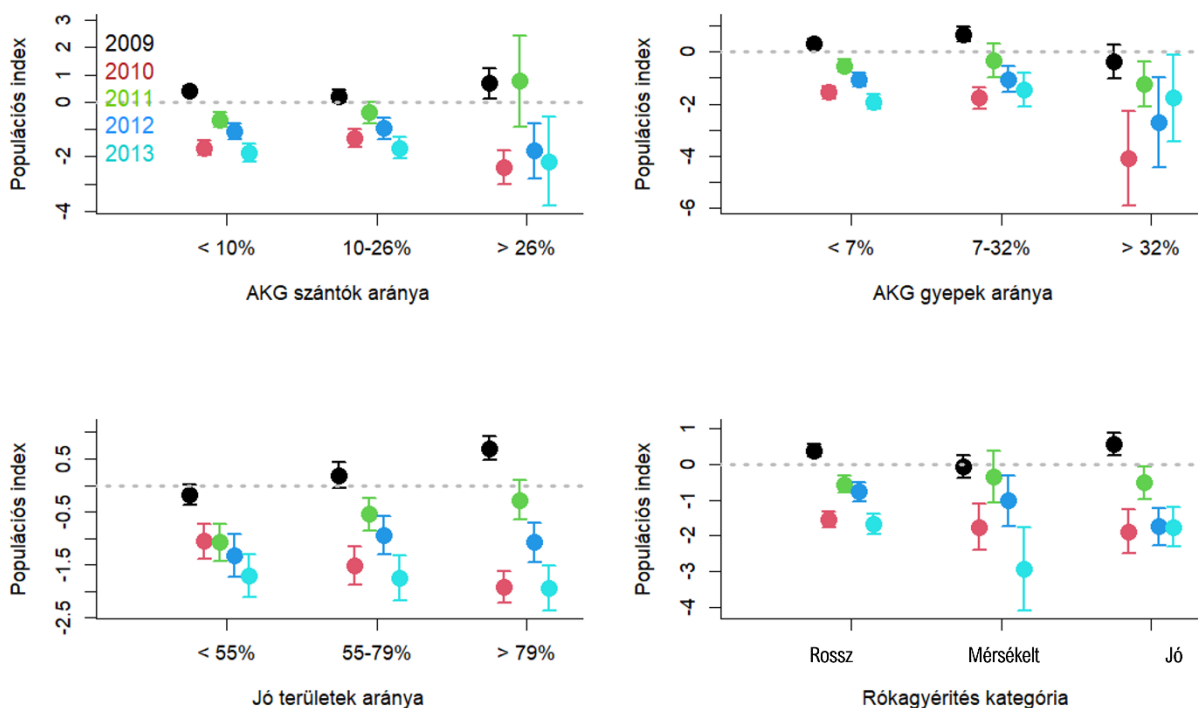
Tényezők	$\chi^2$	df	P
Függő változó: Becsült nyúlsűrűség			
AKG gyepek aránya	3.31	1	0.069
AKG szántó aránya	0.43	1	0.512
Jó területek aránya	0.05	1	0.830
Év	187.01	4	< 0.0001
Róka sűrűség	2.17	1	0.141
Gyérítési ráta	1.28	2	0.527
Jó területek aránya × Év	27.55	4	< 0.0001
AKG szántó aránya × Gyérítési ráta	9.94	3	0.019
Függő változó: Hasznosított nyúlsűrűség			
AKG gyepek aránya	0.86	1	0.354
AKG szántó aránya	0.22	1	0.638
Jó területek aránya	0.02	1	0.883
Év	159.16	4	< 0.0001
Róka sűrűség	0.09	1	0.769
Gyérítési ráta	3.45	2	0.178
Jó területek aránya × Év	36.04	4	< 0.0001

A Jenks féle természetes töréspontok szerint kategorizálva a jó élőhelyek százalékos aránya, valamint az AKG-s szántók, illetve gyepek aránya minőségileg a fentiekkel megegyező eredményeket mutatott (7.táblázat). 2010 és 2013 volt a két legrosszabb év (34.ábra). A referencia évhez képest csak 2009-ben nőtt az állományméret, de csak azokon a területeken, ahol magas volt a jó élőhelyek aránya, illetve az AKG-s szántók aránya 26% felett volt (34.ábra). Az AKG-s

gyepek magas százaléka nem kedvezett a nyúlaknak. Úgy tűnik, hogy az AKG-s szántó területek és a jó élőhelyek magas százaléka pozitív hatással lehet a nyúlállományra, mert 2011-ben ez a két kategória emelte fel a 2010-ben összeomlott nyúlállományt (34.ábra). Úgy tűnik, hogy a rókagyérítés aránya önmagában nem képes hatást kifejteni a nyúlállományra (34.ábra).

7.táblázat: A lineáris kevert modell 2-es típusú ANOVA táblája a becült és hasznosított mezei nyúlsűrűsége, kategoriális változóként használva az AKG-s területek és a jó élőhelyek borítását

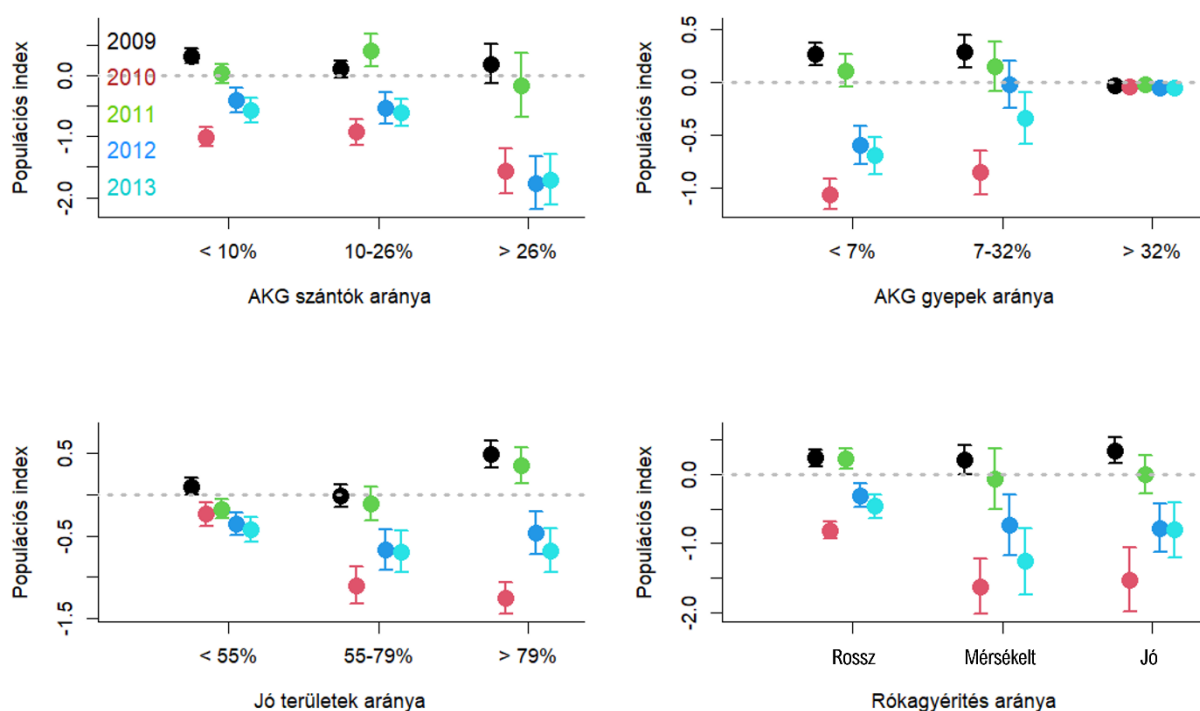
Tényezők	$\chi^2$	df	P
Függő változó: becült nyúlsűrűség			
AKG gyep (3 kategória)	0.6589	2	0.71933
AKG szántó (3 kategória)	0.0736	2	0.96389
Jó területek (3 kategória)	0.0994	2	0.95153
Év	182.0571	4	< 0.0001
Róka sűrűség	2.2178	1	0.13642
Róka gyérítési ráta	1.1484	2	0.56315
Jó területek (3 kategória) × Év	17.7291	8	0.02335
AKG szántó (3 kategória) × Róka gyérítési ráta	27.3377	4	< 0.0001
Függő változó: hasznosított nyúlsűrűség			
AKG gyep (3 kategória)	1.1987	2	0.5492
AKG szántó (3 kategória)	2.6358	2	0.2677
Jó területek (3 kategória)	1.4945	2	0.4737
Év	158.6455	4	< 0.0001
Róka sűrűség	0.0385	1	0.8445
Róka gyérítési ráta	3.83962	2	0.1466
Jó területek (3 kategória) × Év	32.0493	8	< 0.0001



34.ábra: A becült nyúlsűrűség eltérésének változása a referencia évekhez képest az AKG-s kezelések borítása, a jó területek aránya, vagy a róka gyérítési ráta kategóriáinak függvényében. A nullánál behúzott szaggatott vonal a referencia időszakban becült állománysűrűségnek felel meg

## 5.2.2. Hatás a hasznosított nyúlsűrűsége

A mezei nyúl terítékek csökkentek az évek során, különösen azokon a területeken, ahol magas volt a jó élőhelyek százaléka (6-7.táblázat). A legkevesebb mezei nyulat 2010-ben lőtték, kivéve azokat a VGE-eket, ahol az AKG-s gyepek aránya magas volt (35.ábra). A referencia évekhez képest 2011-ben nem csökkent a hasznosított nyúlsűrűség (lineáris kontraszt:  $b \pm SE = -0.32 \pm 0.48$ ,  $t_{1917} = -0.68$ ,  $P = 0.496$ ). Azokban a VGE-kben, ahol magasabb volt az AKG-s gyepterületek aránya, a hasznosított nyúlsűrűség minden évben hasonló volt (35.ábra). A két rossz évben (2010-ben és 2013-ban) a nyúl terítéksűrűsége is alacsonyabb volt (kivéve a magas AKG-s gyepparányal rendelkező VGE-eket). A róka gyérítési rátának nem volt szignifikáns hatása a terítéksűrűség növekedésére.



35.ábra: A hasznosított nyúlsűrűség eltéréseinek változása a referencia évekhez képest az AKG-s kezelések borítása, a jó területek aránya, vagy a róka gyérítési ráta kategóriáinak függvényében. A nullánál behúzott szaggatott vonal a referencia időszakban becsült állománysűrűségnek felel meg

Úgy tűnik Magyarországon az ÚMVP-AKG támogatás hatása nem függött attól, hogy a területeken több volt-e a jó élőhelyek aránya, vagy sem. Ha eleve mozaikos élőhelyszerkezetű területeken hozunk létre új AKG-t, vagy olyan területeken növelünk AKG-s területet, ahol sok a táplálkozó és búvóhely, a támogatás nem feltétlenül fog tudni pozitív hatást kifejteni. Nagy térléptékű vizsgálatunkból összességében úgy tűnik, hogy a kevésbé jó területeken sem tudta kifejteni az élőhely javító hatását az AKG, hiszen nem függött a hatása a jó területek arányától, vagyis a kis arányú jó területtel rendelkező VGE-k esetében sem tudott semmit hozzáadni a nyúl állománysűrűséghez még a sok AKG sem. Az AKG-s támogatásokon belül a szántóterületek

nagyobb aránya hatással lehet a nyúlsűrűségre, és azokban az években, melyek kedvezőek a nyúl számára még jobban megemelheti a nyúlsűrűség nagyságát, a kedvezőtlen években pedig megszakíthatja, vagy mérsékelheti az időjárás okozta populáció összeomlást. Ugyanakkor fontos kiemelnünk, hogy a 2009-2014 időszakban az általunk vizsgált VGE-k legmagasabb AKG szántós aránya 60 % volt, de a vizsgált területeken a legtöbb esetben 30% körül mozgott.

Mivel az éveknek, illetve az éven belüli időjárásnak nagy mértékű hatása van a nyúlállományra, és az AKG-s szántók nagy mennyiségben képesek pozitív hatást gyakorolni a nyúl populációkra (Zellweger-Fischer et al., 2011), így az AKG-s szántóterületek mennyiségének és minőségének további növelése kedvező hatású lehet.

Mivel a szántóterület minősége/vegetációja fontos a nyúl számára (Langhammer et al., 2017; Zellweger-Fischer et al., 2011) és nem állt rendelkezésünkre, hogy a különböző években milyen kultúrák voltak az adott kezelt vagy kontroll mezőgazdasági táblákon, így elképzelhető, hogy habár magasabb arányban voltak AKG-s területek, a vegetációk homogenitása miatt annak pozitív hatását nem lehetett kimutatni. A vizsgált AKG programban a támogatásban részt vevő mezőgazdasági területek maximális nagyságát 75 ha-ban határozták meg. Ez előrevetíthetné, hogy a terület mozaikosabb lehessen, ami a táj heterogenitásában segít, ugyanakkor nem volt szigorú, vagy éveken át nyomonkövethető megkötés a támogatott terület vegetációira és szegélyeire vonatkozóan, így az AKG hatásának tényleges, pontosabb megismeréséhez szükség lenne a jövőben az egyes kezelt parcellák természetett növényzetének ismeretére is.

Az AKG-s gyepek jelentős része szarvasmarha-legelő volt. A pihentetett, vagy ritkán kaszált, kevésbé legeltetett gyepek pozitív hatással vannak a nyúlsűrűségre (Schmidt et al., 2004), ugyanakkor az erősen legeltetett területek hatása kimutathatóan negatív (Fourcade et al., 2018), mivel a túl rövid fűben a nyúl nem talál búvóhelyet. Ez magyarázhatja a magas arányú AKG-s gyepek esetében talált nagy szórás értékeket. Önmagában nem elegendő, hogy egy terület támogatott-e vagy sem, a vegetáció magassága lesz a meghatározó tényező a nyúl szempontjából.

Ha egy élőhelyen vegyes növényfajok találhatóak, akkor az adott terület a különböző ökológiai igényű fajok számára is élőhelyet biztosíthat (Stoate et al., 2009). A jó élőhely kategória nem tudott minden évben egyértelműen pozitív hatást kimutatni (a jó élőhellyel magasabb arányban rendelkező területeken viszont kisebbek voltak a standard hibák az AKG-s szántókhoz képest), ugyanakkor a jó területek legnagyobb része szántó volt. Így hasonlóan az AKG-s szántókhoz, amennyiben az egyes években a legtöbb növény gabona volt (különösen, ha nagytáblás művelésben), nem láthattuk a nyúlra gyakorolt esetleges pozitív hatását. Mivel a vadvirágos táblák, zöldtrágya növények és táblaszegélyek fontosak nem csak a nyúl számára

(Alison et al., 2017; Fischer and Wagner, 2016), a jövőben tudni kellene melyik mezőgazdasági táblán vannak vegyszermentes sávok, virágos szegélyek, méhlegelők, vagy vágatlan területek, amik búvó és táplálkozó helyet adhatnak a nyulaknak, így növelhetik azok túlélési arányát. Éppen ezért az AKG-s területeket körültekintően kellene a jövőben kijelölni, vagy hosszú távon, nagyobb léptékben kell művelni, hogy hatása érződhessen (Lindenmayer et al., 2012; Stoate et al., 2009).

A róka populáció sűrűségének vagy a gyérítési rátájának vizsgálatunkban közvetlenül nem volt hatása a nyulak állomány nagyságára, habár néhány tanulmány kimutatta ennek ellenkezőjét (Panek et al., 2006). Számos tanulmányban úgy tűnik, hogy a mezőgazdasági tájnak, illetve a vegetáció változásának a róka predációs nyomásánál is erősebb hatása van a nyúlsűrűség alakulására (Knauer et al., 2010; Schmidt et al., 2004). Amennyiben az élőhely nem megfelelő a nyúl számára, a magasabb róka gyérítési ráta sem tudja elősegíteni a nyúlállomány növekedését. Az éveknek, illetve az időjárásnak meghatározó szerepe van. Ha kedvező az időjárás, az nem csak a nyúl, de a predátorok szaporodására és túlélésére is kedvező hatással lehet, így a ragadozó gyérítés és a gyérítési ráta maximalizálása elengedhetetlen. 2010-ben és 2013-ban hazánk időjárása tele volt extrém rekordokkal. Áprilisban és májusban -a szaporodási időszak egyik csúcsában (Flux, 2009; Lincoln, 1974) - országszerte havazott. Mind a két évben rekord mennyiségű eső esett Magyarországon, viharos széllel, hidegfrontokkal és belvizekkel (Móring and Kolláth, 2011), 2013-ban a márciusi hóvihart, júniusban nagy árvíz, majd egy nyár közepi kánikula kísérte (Fodor et al., 2014). Ezek az extrém időjárási események a jövőben csak fokozódni fognak, így jó minőségű élőhelyekkel, és megfelelő minőségű búvó és táplálkozóhellyel egy jó gyérítési ráta mellett tudjuk csak mérsékelni, vagy megállítani a mezei nyúl csökkenő állományalakulását, amit a különböző agrár támogatási programok segíthetnek.

5.3. A mezei nyúl lokális állományalakulása egy járszági mintaterületen a vegetációs kultúra változása és a ragadozógyérítés intenzitásának függvényében

5.3.1. Az őszi és tavaszi éjszakai reflektoros állománybecslések alakulása a vegetációk, szezon és a róka gyérítés intenzitásának függvényében

Modell szerint a mezei nyúl populációsűrűsége leginkább a róka gyérítés intenzitásától függ. A szezon és a vegetációk hatása nem jelentős, míg a róka gyérítésének nagysága a nyúlállomány alakulására kedvezően hat (8.táblázat).

Bármilyen kezelés hatása leginkább a nyári és téli elhullásokon mérhető. Amennyiben az élőhely-fejlesztés, jelen esetben a preferált vegetációk aránya, vagy a ragadozó gyérítés hatásos, tavaszról őszi több nyulat kell találnunk, illetve őszi tavaszra kisebb visszaesést kell

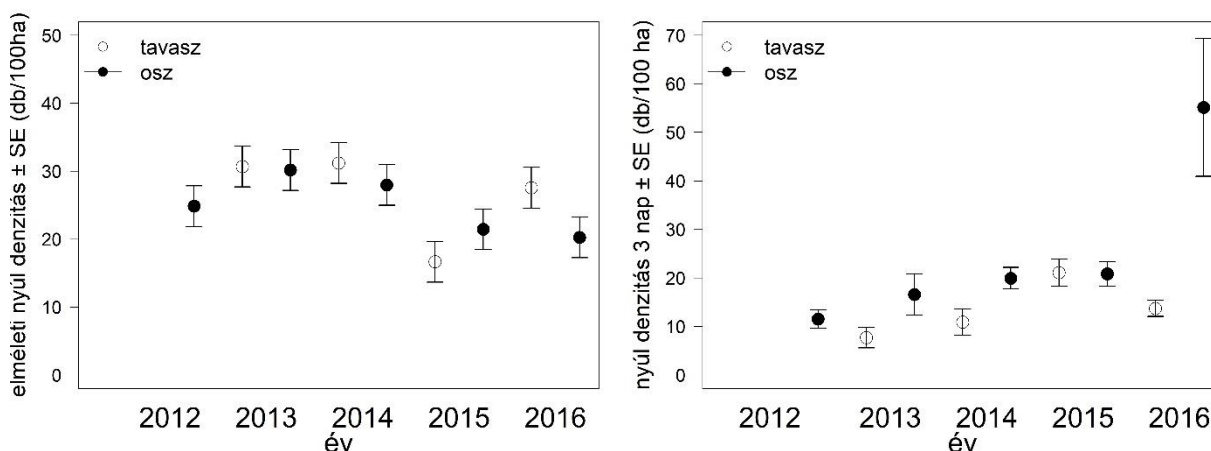
tapasztalnunk. Az őszi állományokat vizsgálva a grafikonon egy emelkedő trendet tapasztalhatam az évek folyamán. 2015-ben az emelkedés mértéke minimális, ugyanakkor 2015 tavaszán a területen található preferált vegetációk aránya az előző évekhez viszonyítva kevesebb volt, ami kihathat a tavaszi, nyári túlélésre is. 2016 tavaszán a területen több volt a kedvező növények aránya és ősszel a korábbi évektől eltérően rekord mennyiségű (729 db) nyulat számoltunk (36.ábra).

8.táblázat: A három napos reflektoros állománybecslés értékeit magyarázó lineáris kevert modellünk fix paraméterei

3 nap alapján számolt mezei nyúl populációsűrűség db/ha				
Modell paraméterei	Modell becslése	±SE	Próba statisztika (t)	P
Ősz (intercept)	21.35	13.33	1.6	0.17
Tavaszi	-5.74	9.2	-0.62	0.56
Róka gyérítési index	9.94	1.7	5.84	0.002*
Terület preferáltsági indexe	-0.36	0.66	-0.55	0.608

Ha a fiatalok aránya az őszi terítékben is megfelelő, akkor az a törzsállomány növekedését eredményezhetné. A potenciálisan megnövekedett fiatal arány jelezheti a megfelelő ragadozógyérítést, az időjárási paraméterek kedvező alakulását a nyári időszak folyamán, vagy a nyulak számára megfelelő, táplálék bő élőhelyet. A tavaszi felmérés kapcsán a vegetációk felvételezésekor 2015-höz képest több preferált vegetációjú területet találtunk, így feltehetően a kisnyulak számára több volt az elérhető forrás a jobb túléléshez.

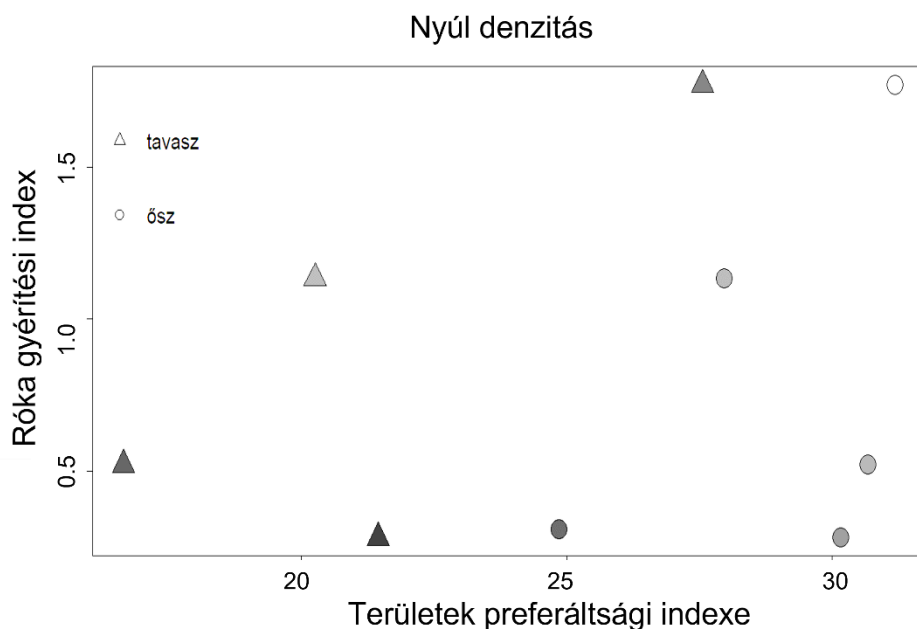
A tavaszi törzsállományokat tekintve 2015-ig szintén növekvő trendet tapasztaltam az évek alatt, kivéve 2016-ot, amikor is az állomány visszaesett. Az őszi és a tavaszi törzsállományok különbsége a 2014-es őszi és 2015-ös tavaszi felmérés között volt a legalacsonyabb. 2016 tavaszán a korábbi évekhez hasonló időszakban kedvezőtlen időjárási viszonyok miatt nem tudtuk kivitelezni az éjszakai reflektoros állománybecslést, így csak később, áprilisban találtunk 3 olyan egymást követő napot, ami alkalmas volt a vizsgálathoz. Éppen ezért 2016 tavasza feltehetően alulbecslést mutat (36.ábra).



36.ábra: Az elérhető vegetációk kedveltségi arányának megfelelő elméleti (bal ábra), illetve az éjszakai reflektoros állománybecslés által tapasztalt valós (jobb ábra) nyúlsűrűségek alakulása



Bár csak a róka gyérítési index volt pozitív hatással a nyúlsűrűségre, a legmagasabb állomány nagyságot akkor láttuk, amikor a területen legmagasabb volt a kedvelt növények aránya és az adott év tavaszán a legmagasabb volt a rókák gyérítési rátája is. Tehát mind a róka gyérítés intenzitása, mind a terület preferáltsága hatással van a terület nyúlsűrűségére, utóbbi azonban önmagában nem elegendő (37.ábra, 8.táblázat).

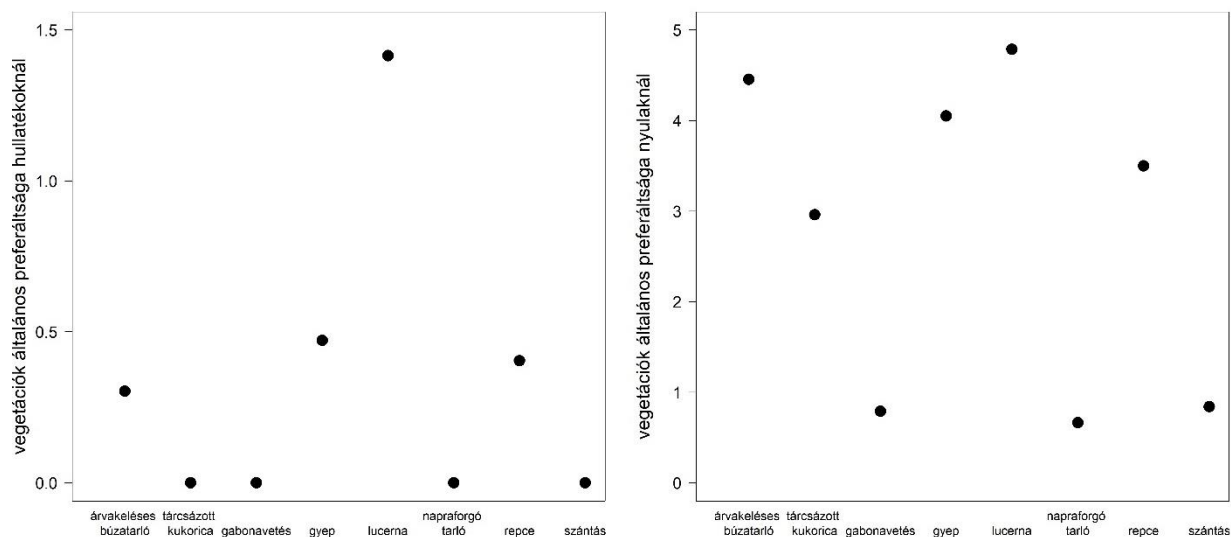


37.ábra: A nyúldenzitás értéke alakulása a terület preferáltsági indexe, illetve a róka gyérítési ráta függvényében ősszel és tavasszal. Minden kör vagy háromszög egy külön évet, illetve évszakot mutat. A nyúldenzitás mértékét a szimbólumok árnyalata jelzi: világosabb szín nagyobb denzitást jelent

### 5.3.2. A vegetációs kultúra preferencia vizsgálata

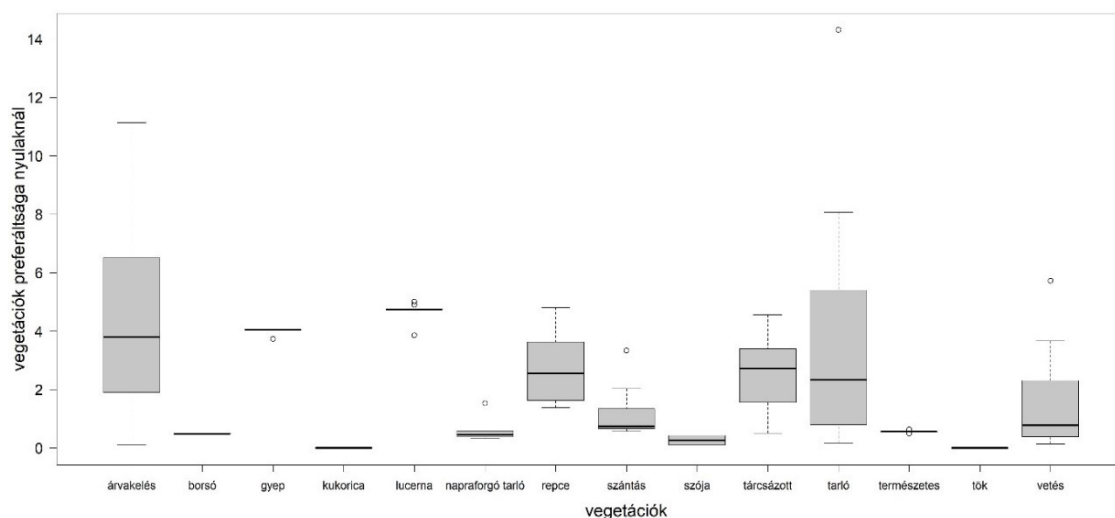
A khi-négyzet próba alapján a vegetációkon felmért preferáltság a hullatéksűrűség és a nyúlsűrűség alapján nem tért el egymástól (Pearson's Chi-squared test:  $\chi^2=32$ ,  $df = 28$ ,  $p = 0.27$ ). A választott leggyakrabban előforduló vegetációk közül a hullatéksűrűségek alapján a lucernát kedvelik a nyulak leginkább, a friss gabonavetést, a napraforgó tarlót, a szántást és a betárcsázott kukoricát pedig elkerülik. A vegetáció nélküli, vagy nagyon alacsony vegetáció magasságú területeket a nyulak nappal elkerülik. A tárcsázott kukorica tarló és az árvakeléses búzatarló kivételével a nyúl jelenlét mintázata a hulladék-számolás és az éjszakai reflektoros becslés között nem tért el (38.ábra).

A vegetációk összesített preferenciája alapján az árvakelés, lucerna, repce, a tárcsázott területek és tarlók, illetve a gyepek fontos élőhelyi foltok a mezei nyúl számára (38.&39.ábra). Ugyanakkor az is látszik, hogy sokféle élőhelyet használnak és az előfordulásuk néhány kivételtől eltekintve követi az adott növényzet típus gyakoriságát. Mind a tarlón és a tárcsázott területen a mezőgazdasági munkálatok következtében friss, új növényzet indul meg, idővel árvakelés lesz, ami kedvező lehet a nyúlnak.



38.ábra: A különböző vegetációk preferáltságának mértéke a hullaték (bal oldalt) és a nyúl (jobb oldalt) denzitás becslések alapján

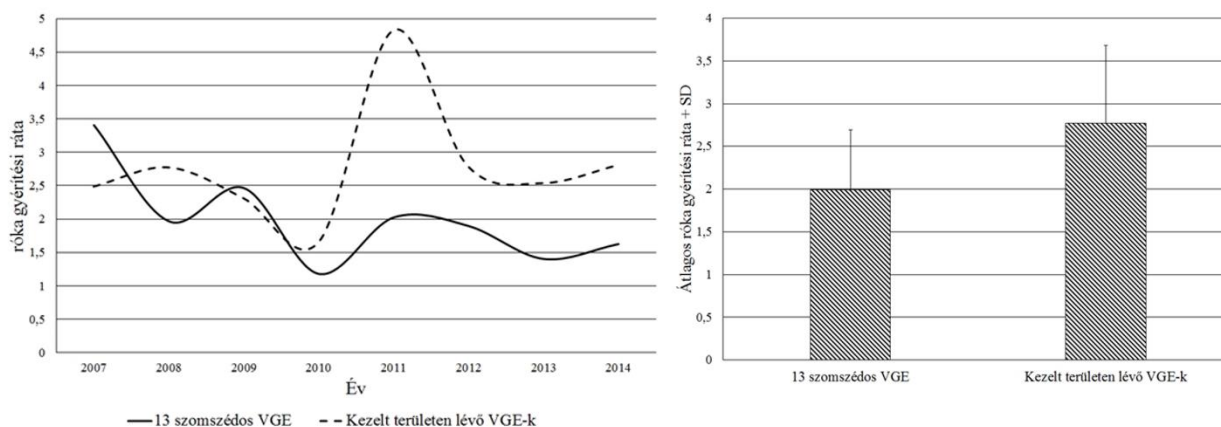
Kiemelendő a kukorica, a napraforgó és a szántás elkerülése, mivel ezek a vegetáció típusok a terület 40%-át lefedik. Érdekes még a repce iránt mutatott preferencia. Ez az őszi-téli időszakban különösen fontos lehet akkor, ha nem áll rendelkezésre megfelelő mennyiségű és minőségű egyéb zöldtakarmány. A repce nemcsak egész télen fogyasztható, de magas fehérjetartalma miatt kedvelt tápláléka a vadnak. A gyepek és a lucerna használata hasonló értéket mutat folyamatosan, ami az állandó élőhelyi folt alkalmasságát mutatja. A természetes élőhelyek is állandó értéket mutattak az évek során, bár alacsonyabb használati intenzitással (38.&39.ábra). A fasorokban, tanyahelyeken a nyulak láthatósága alacsonyabb, illetve a természetes élőhelyfoltokat leginkább nappali pihenőhelyként használják az állatok. A vetések inkább a tavaszi időszakban voltak vonzóak a nyulak számára. 2015-ben ez az érték különösen magas volt, a látott nyulak 74.2%-a tavaszi friss vetésen volt.



39.ábra: A reflektoros állománybecslés összesítésével kapott vegetációk preferáltsága a vizsgált területen (medián, alsó és felső kvartilis, minimum, maximum értékek, illetve a pontok a kiugró értékeket jelölik)

### 5.3.4. A ragadozógyérítés hatékonyságának vizsgálata

Az Országos Vadgazdálkodási Adattár jelentéseit figyelembe véve a róka gyérítési ráta eloszlása a 2007-2014 közötti időszakban a szomszédos vadászterületeken inkább csökkenő tendenciát mutatott, míg a kezelt részeken 2011-ben jelentősen emelkedett, majd visszaesett ugyan, de magasabb értékre, mint az azt megelőző időszakban (40.ábra). Az átlagos gyérítési ráta is azt mutatja, hogy a kezelt területeken erőteljesebb a rókák gyérítése, bár a különbség nem szignifikáns (független kétmintás t-teszt:  $t=1.92$ ,  $df=14$ ,  $p=0.075$ ) (40.ábra).



40.ábra: A mintaterületünkön a programban részt vevő 3, illetve a szomszédos 13 VGE átlagos (jobb oldalt) ragadozó gyérítési rátája, illetve ennek évek közötti alakulása (bal oldalt)

Reynolds et al. (2010) a ragadozógazdálkodás fontosságát hangsúlyozta angliai vizsgálata alapján. Három mezőgazdasági területen végeztek hosszú távú ragadozó kontrollt és élőhelyfejlesztést kombinálva az apróvad, elsősorban a fogoly állomány javítása érdekében. A mezei nyúl állomány csökkenésében fő tényezőnek nevezték a ragadozógyérítést, fontosabbnak tekintették, mint az élőhelyfejlesztést, ami szerintük sehol sem hozott akkora növekményt önmagában, mint ragadozógazdálkodással összekapcsolva. Tehát a szakirodalom alapján azt vártuk, hogy az intenzívebb ragadozógyérítésnek pozitív hatása lesz a mezei nyúl állományra a mintaterületünkön is, amit a gls analízisünk eredményével igazoltunk is.

Az érintett 3 VGE területén 2013-2016 tavaszán (minden év február-június folyamán) a kapott csapdákkal az egyes területek fogási gyakorisága a 9.táblázat szerint alakult.

9.táblázat: A mintaterület csapdázási hatékonyságainak összesítése a hivatásos vadászok által leadott jegyzőkönyvek alapján

Vadgazdálkodási egység	Csapdaéjszaka (CSÉ)				Fogott állatok száma				Hatékonyság (egyed/100CSÉ)			
	2013	2014	2015	2016	2013	2014	2015	2016	2013	2014	2015	2016
Jászárokszállás	536	415	563	465	44	65	63	53	8,2	15,7	11,2	11,4
Jászberény	648	686	474	460	23	43	37	46	3,5	6,3	7,8	10
Jászágó	354	1007	646	861	18	15	60	48	5,1	1,5	9,29	5,57

A 2043 ha-nyi mintaterületen rókákat leginkább a hattyúnyak csapdákkal tudtak elfogni. Élvefogó ládacsapdába a 4 év alatt 2 db róka ment. 2015-ben fogták a legtöbb rókát a

csapdaparkkal, noha ez a mennyiség is jóval alatta van a kotorékozás sikerességének (10.táblázat). A kotorékozás évente vadgazdálkodási területenként 2-4 intenzív napot vett igénybe, ezzel szemben a csapdákat minden nap kellett ellenőrizni, élvefogó csapdák esetében a csalit rendszeresen frissíteni kellett.

10.táblázat: A vizsgált 4 év alatt a rókagyérítés intenzitásának összesítése különböző módszerekkel

év	Terület (ha)	kotorékozás					hattyúnyak		
		kotorékok Becsült-kipakolt	talált felnőtt egyed		talált kölykök	Σ	Terület (ha)	Σ	
			♂	♀	Σ	Σ	db		
2013	16986	25-20	2	15	17	84	101	2043	16
2014	16986	12-18			14	84	98	2043	6
2015	3421	15-9			7	21	28	2043	29
2016	3421	15-20	3	9	12	49	61	2043	28

Ezzel szemben a kotorékozások alkalmával a legkevesebb egyed 2015-ben távolították el a területről. Igaz egy csak egy vadásztársaság eredménye -ahol mindent megtettek a nyúl állomány megőrzése érdekében-, ami a gyérítési rátát pozitív irányba tolhatja el (11.táblázat).

11.táblázat: A gyérítési ráták alakulása a vizsgálati években. Törzsállomány sűrűséghez a kotorék becslési adatokat, teríték sűrűséghez csak az általunk ismert kotorékozási és csapdázási adatokat használtam fel

év	Terület (ha)	teríték		törzs állomány sűrűség db/1000ha	gyérítési ráta intenzitása
		(kotorékozás + csapdapark) db	teríték sűrűség db/1000ha		
2013	16986	117	6.89	24.47	0.28
2014	16986	104	6.12	11.75	0.52
2015	3421	57	16.66	14.68	1.13
2016	3421	89	26.02	14.68	1.77

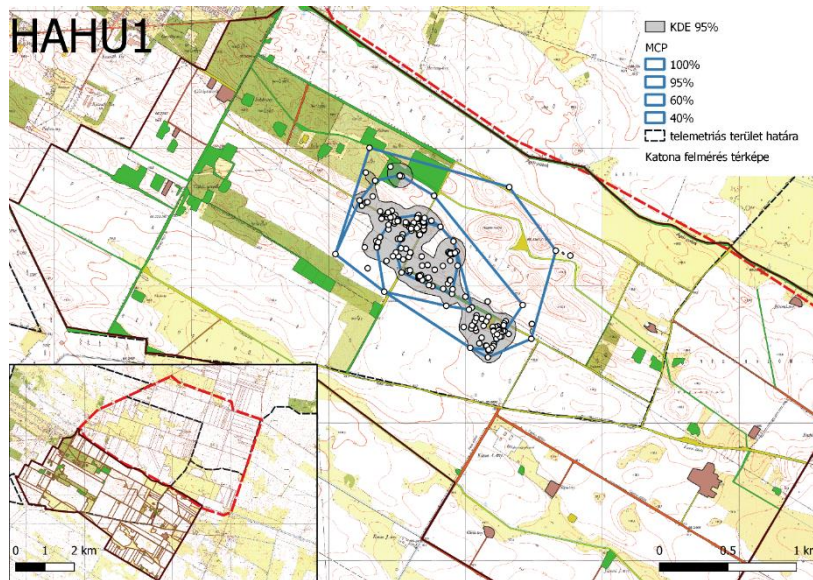
#### 5.4. A mezei nyúl rádiótelemetriás vizsgálata

##### 5.4.1. A jelölt nyulak területhasználata és mozgáskörzetei

2015. november 27-e óta a jelölt mezei nyulak lokalizációs pontjait a következő ábrákon ismertetem (41-63.ábra). A teljes, szezonális, nappali és éjszakai mozgáskörzeteket a M5.táblázat tartalmazza.

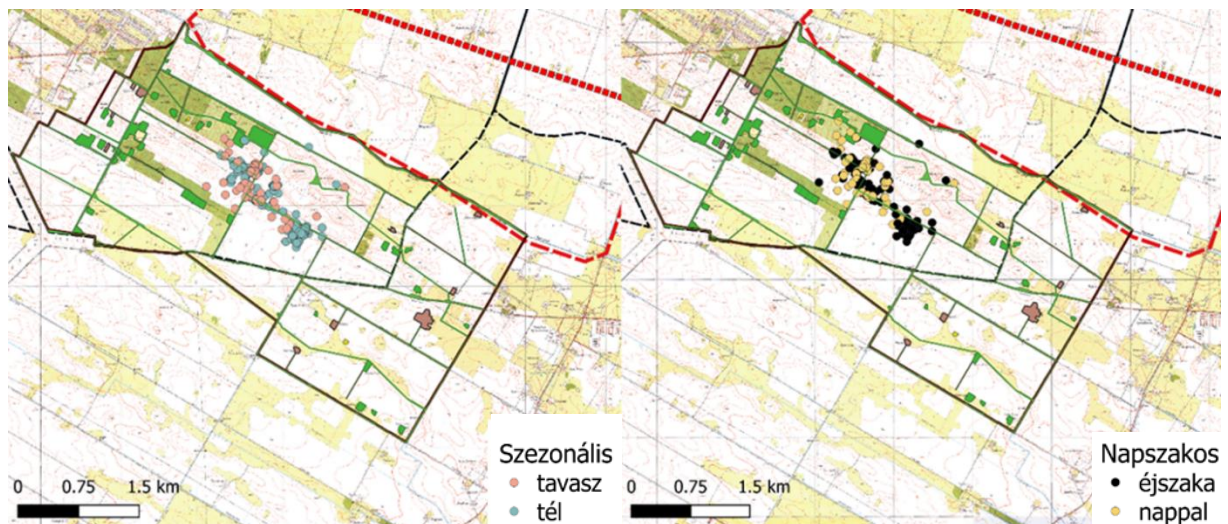
##### 5.4.1.1. HAHU01

A HAHU01-es nyúl egy bak, jelöléskor 4 kg, Stroh-jegye a jelölés napján nem volt tapintható, ez alapján felnőtt egyednek minősítettük. Mozgáskörzete 50 ha körüli (41.ábra), szezonálisan tavasszal, napszakosan pedig nap közben tett meg kisebb távolságokat.



41.ábra: HAHU01-es nyúl éves otthonterület nagysága 100%, 95%, 60%, 40% MCP (kék konvex sokszögek), illetve 95%KDE (szürke poligon) alapján

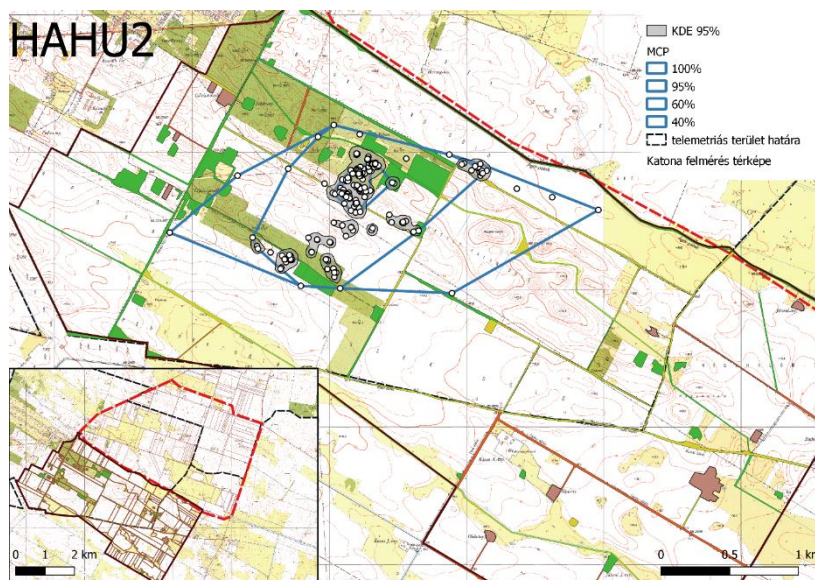
A HAHU01-es számú bak a terület középső részét használta. Jellemzően használt élőhelyei az idős nyaras, a kis akácos folt felhagyott tanyahellyel, a csenderes fasoros földes út, illetve repcetábla. Éjszakai lokalizációs pontjai a szegélyek közelében, illetve a borsó, repce és szántó parcellákon található. Nappali tartózkodási helyei a kis tanyában, a nyaras egyes részein, illetve a csenderes fasoros földes úton, nagyobb takarásban voltak (42.ábra). Nagyobb elmozdulásokat főként télen éjszaka tett csak meg.



42.ábra: HAHU01-es nyúl lokalizációs pontjainak szezonális (bal), illetve napszakos (jobb) megoszlása

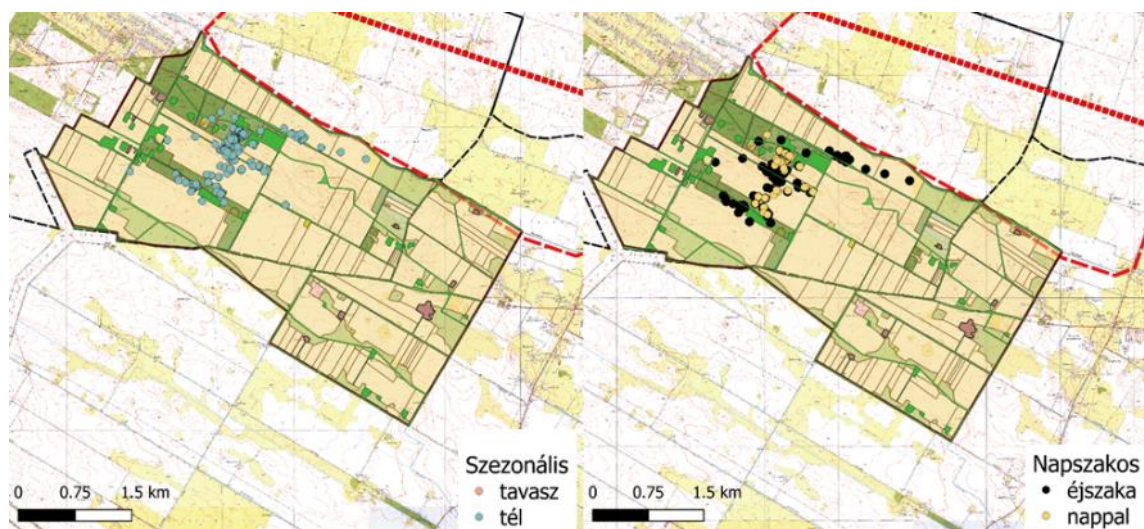
#### 5.4.1.2. HAHU02

A HAHU02-es bak nyúl, tömege 3.9 kg volt, Stroh-jegyét nem tudtuk kitapintani. Jellemző élőhelyei az idős nyaras, fás csenderes út, elhagyott tanyahelyek és szántók voltak. Leginkább kis otthon területet használt, ugyanakkor időszakosan nagyobb elmozdulásokat tett (43.ábra).



43.ábra: HAHU02-es nyúl éves otthonterület nagysága 100%, 95%, 60%, 40% MCP (kék konvex sokszögek), illetve 95% KDE (szürke poligon) alapján

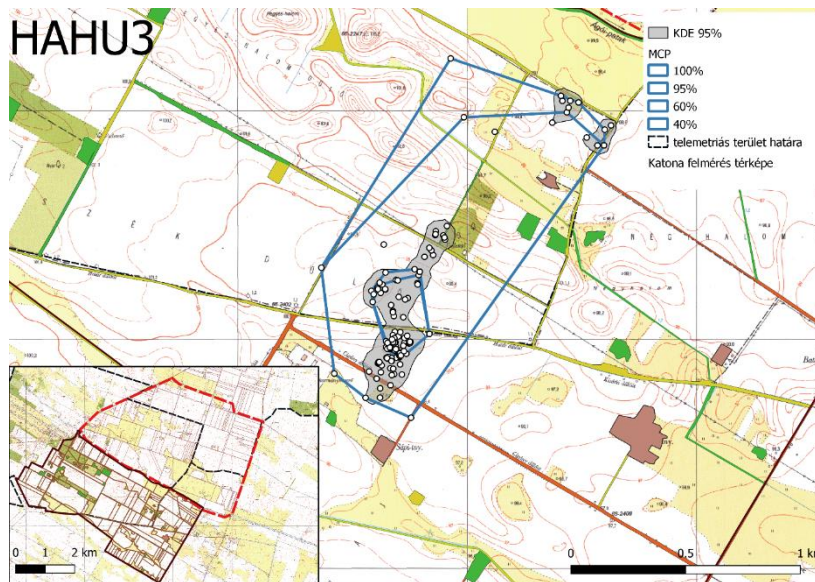
Adója csak 2016. január 18-áig küldte a lokalizációs pontokat, így csak a téli szezonra vannak adataink. Nappal leginkább a nyarasban és a szántóban tartózkodott, éjszaka az északi területek parcelláit, illetve fás szegélyeket és a nyaras szántó határát használta (44.ábra).



44.ábra: HAHU02-es nyúl lokalizációs pontjainak szezonális (bal), illetve napszakos (jobb) megoszlása

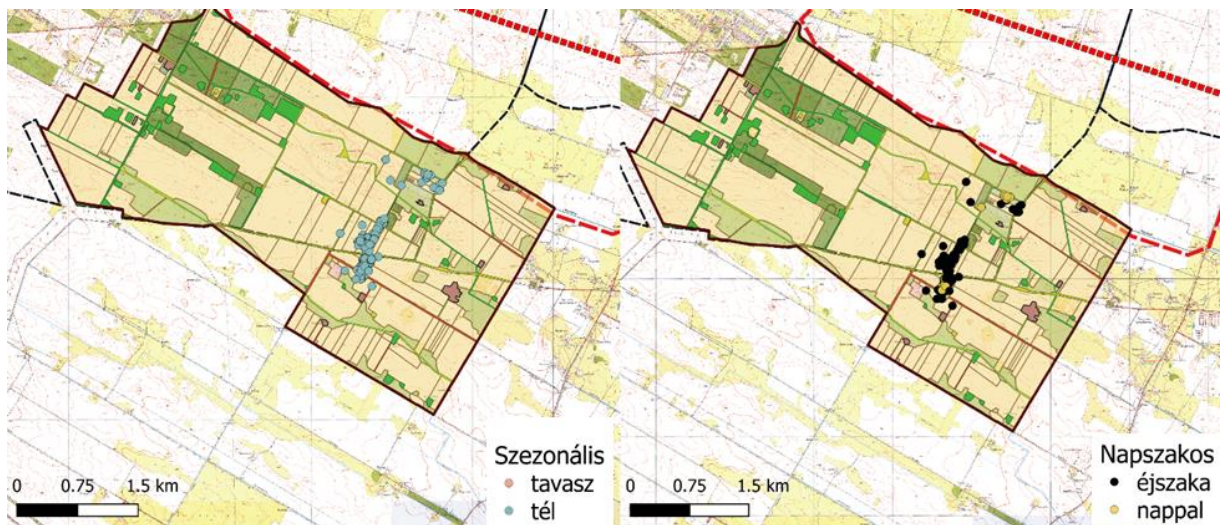
#### 5.4.1.3. HAHU03

A HAHU03-as egyed szintén bak. Súlya 3.95 kg volt, Stroh-jegyét még tapintani lehetett. 2016. 01. 08-án vélhetően leszedte magáról az adót, melyet 01. 11-én a területen megtaláltunk (45.&46.ábra). Az adót visszaküldtük javításra az ECOTONE céghez, majd a javítást követően egy második körben egy új állatra helyeztük fel.



45.ábra: HAHU03-as nyúl éves otthonterület nagysága 100%, 95%, 60%, 40% MCP (kék konvex sokszögek), illetve 95% KDE (szürke poligon) alapján

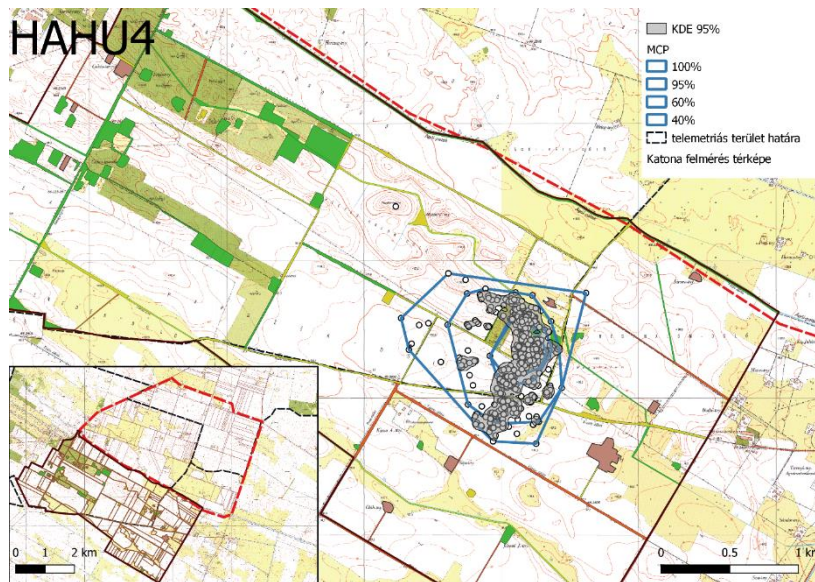
Az állat jellemző élőhelye egy lábön hagyott kukoricatábla, illetve az akörüli gyepek és szántós területek voltak. Ezen kívül a kiserdő széléit és az árok északi oldalán található borsóvetést és a gyepes területet használta. Döntő többségben a vegetáció határokon tartózkodott. Éjszaka a mezőgazdasági táblákon, nappal pedig hol északon a gyepen, vagy az erdő foltban, hol délebbre a kukorica tarlón tartózkodott. Nagyobb elmozdulásokat csak éjszaka tett meg (46.ábra).



46.ábra: HAHU03-as nyúl lokalizációs pontjainak szezonális (bal), illetve napszakos (jobb) megoszlása

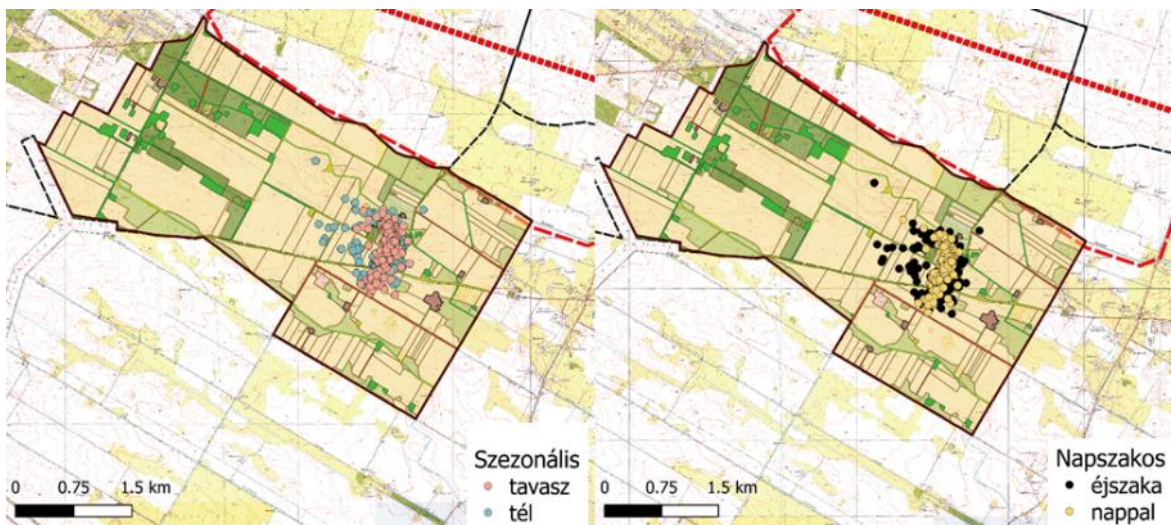
#### 5.4.1.4. HAHU04

Egy 4.59 kg-os nőstény nyúl, Stroh-jegyét nem tapintottuk. 2016 májusáig küldte lokalizációs pontjait. Majd adóját megtaláltuk egy kukoricatábla belsejében (47.ábra).



47.ábra: HAHU04-es nyúl éves otthonterület nagysága 100%, 95%, 60%, 40% MCP (kék konvex sokszögek), illetve 95% KDE (szürke poligon) alapján.

Leginkább a lábön hagyott kukoricát, kiserdöket és azok környékét használta. Napi elmozdulásai igen kicsik (47.&48.ábra), nappal napraforgóban, kis erdőfoltokban, illetve azok környéki parcellákon, vagy a füves út melletti parcella szélében tartózkodott. Éjszaka a tavaszi gabonákat, a borsót és a gyepet részesítette előnyben. Északi területhatára egy nádasos csatorna volt. Nagyobb távolságokat csak télen éjszaka tett meg.



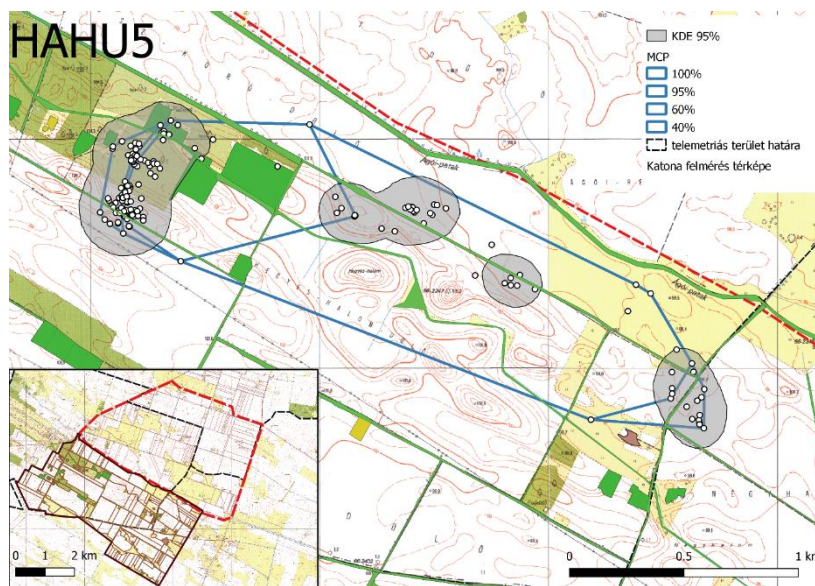
48.ábra: HAHU04-es nyúl lokalizációs pontjainak szezonális (bal), illetve napszakos (jobb) megoszlása

#### 5.4.1.5. HAHU05

HAHU05-ös egyed egy 4.5 kg-os nőstény, akinek a Stroh-jegyét nem lehetett kitapintani. Adója 2016. 01.12-én leesett, feltehetően az állat leszedte magáról. A HAHU03-as adóval együtt a lengyel céghez javításra visszaküldtük, majd a következő jelölésnél egy új nyúlra felhelyeztük azt. HAHU05 a mintaterület északi részét használta. Kezdetben az idős nyarasban, az attól délre

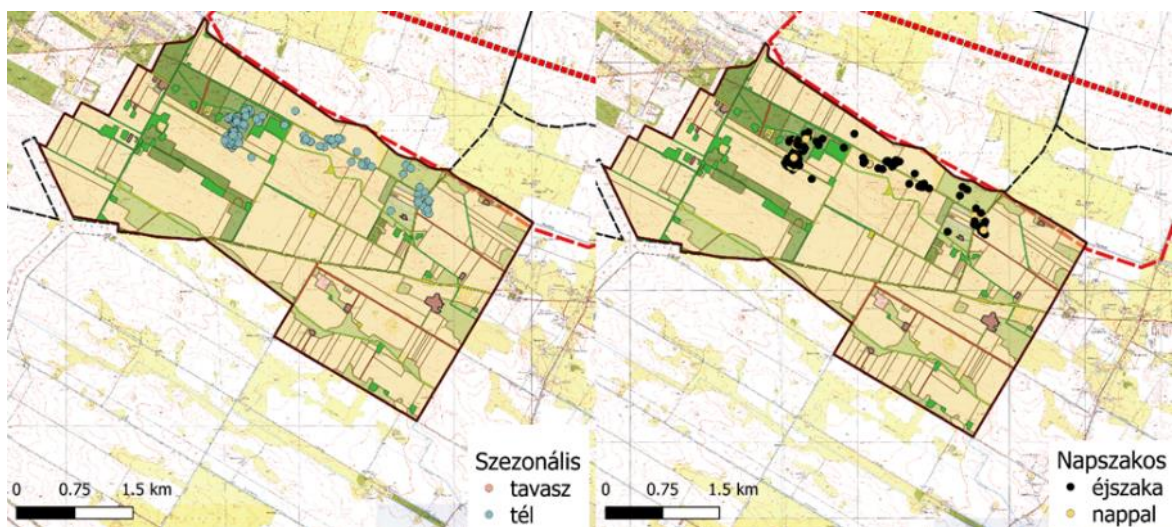


lévő földesút környékén tartózkodott, majd elkezdte kelet felé tolni a mozgáskörzetét. Sokat tartózkodott a táblaszéleken és a keleti terület gyepszegélyében (49.&50.ábra).



49.ábra: HAHU05-ös nyúl éves otthonterület nagysága 100%, 95%, 60%, 40% MCP (kék konvex sokszögek), illetve 95% KDE (szürke poligon) alapján

Szinte csak éjszaka tartózkodott az ároktól északra eső parcellákon. Nappal mindig takarást keresett a nyarasban, vagy a gyepen. Nappal a nyarastól, vagy a kis erdőfolttól maximum 100 m-re merészkedett ki (50.ábra). A középső táblákat szinte kizárólag csak este használta.

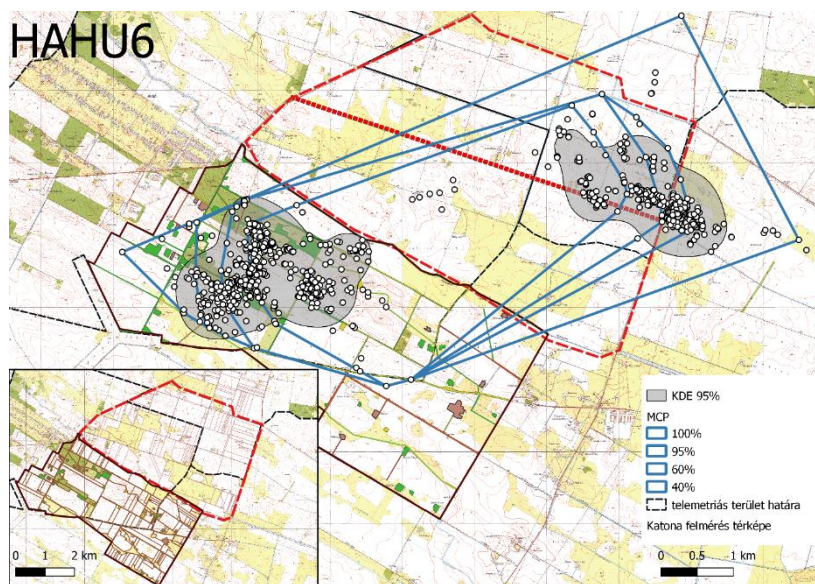


50.ábra: HAHU05-ös nyúl lokalizációs pontjainak szezonális (bal), illetve napszakos (jobb) megoszlása

#### 5.4.1.6. HAHU06

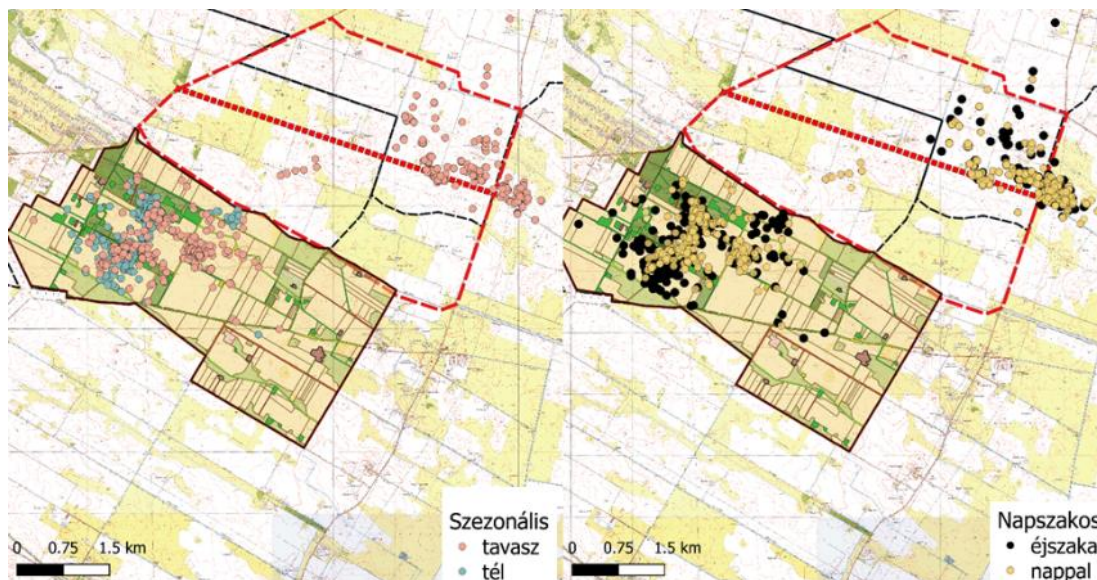
HAHU06-os egyed egy felnőtt nőstény nyúl, 4.1 kg. Adója sokáig volt aktív, többé-kevésbé napi rendszerességgel küldte a lokalizációs pontokat. HAHU06 egy igen aktív állat, mely a jelölést követően az első fél év során szinte a mintaterület  $\frac{3}{4}$  részét bejárta. Sok kirándulást tett, majd nagyobb napi távolságok megtétele után tavaszra területet váltott és elment a HELICON Life mintaterületünk ÉK-i felébe, illetve a tőle keletre található területre, melyet egy viszonylag

forgalmas főút is átszelt. Év közben ezt a két területrészt gyakran váltogatta. Döntő többségben az idősebb nyarasokat, tanyahelyeket és az árokpartot kedvelte (51.&52.ábra).



51.ábra: HAHU06-os nyúl éves otthonterület nagysága 100%, 95%, 60%, 40% MCP (kék konvex sokszögek), illetve 95% KDE (szürke poligon) alapján

Nappal főként az idősebb nyarast, őszi gabonátlát, tanyahelyet, illetve a borsótáblát használta. Nagyobb kirándulásokat télen a terület nyugati és keleti oldalára csak éjszaka tett (52.ábra). Ezzel szemben tavasszal, területváltáskor kizárólag nappal tett meg több km-es távolságokat egy napon belül az új otthonterületére.

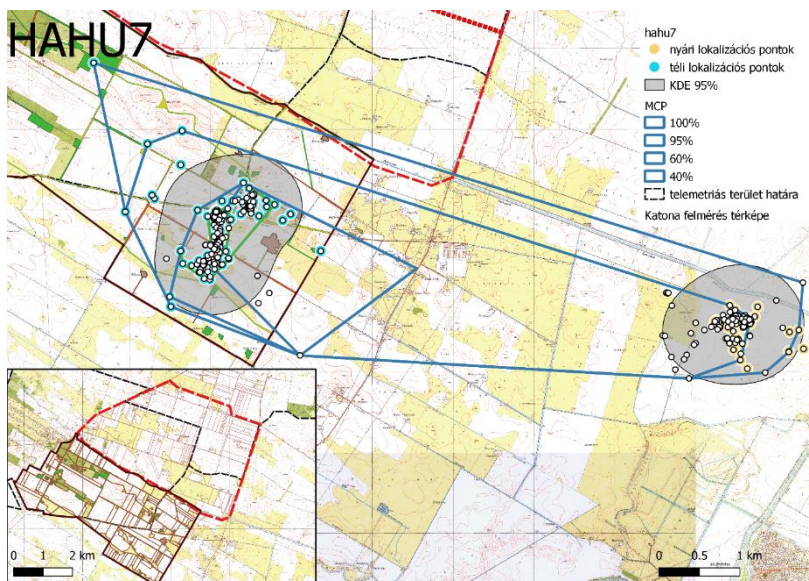


52.ábra: HAHU06-os nyúl lokalizációs pontjainak szezonális (bal), illetve napszakos (jobb) megoszlása

#### 5.4.1.7. HAHU07

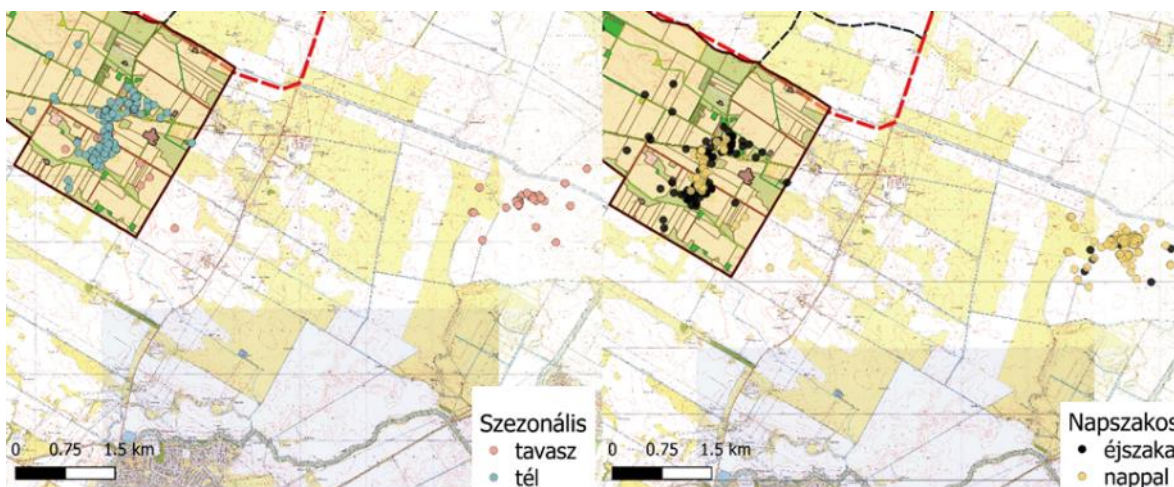
HAHU7-es egyed Stroh-jeggyel rendelkező nőstény, a befogás napján 3.94 kg-os volt. Feltehetően fiatal kora miatt láthattunk nála nagyobb mozgásokat (több mint 4 km), melyeket helykeresésnek gondoltunk. Új otthonterülete a főút keleti oldalán volt. Kezdetben felkereste az új

helyet, majd visszatért az eredeti otthon területére, majd egy hónapon belül ismét elment az új területére (53.&54.ábra). Téli csak a telemetriás területet használta tavasszal és ősszel vegyesen mind a kettőt, míg nyáron csak az új területen tartózkodott (54.ábra).



53.ábra: HAHU07-es nyúl éves otthonterület nagysága 100%, 95%, 60%, 40% MCP (kék konvex sokszögek), illetve 95% KDE (szürke poligon) alapján

Éjszaka főként mezőgazdasági parcellák szélein tartózkodott. Egy alkalommal az Ágó-patak északi oldaláról küldte a jelet, ami azt jelenti, hogy átúszott a patakon, ráadásul egy olyan részen, ami mély. Téli nappal főként a kukorica tarlón és közelében, illetve parcella határokon, parcellák sarkairól küldte a jeleket. A keleti otthonterületén szintén főként a tábla széleken tartózkodott, illetve a legtöbb lokalizációs pontja egy napraforgó tábla közepén volt. Terepre kimenve és jobban megvizsgálva a területet azt tapasztaltuk, hogy a tábla közepén egy belvizes kis élőhely folt alakult ki, ahol napraforgó alig volt, leginkább gyomnövényekkel volt tele az állat által használt rész. Téli inkább éjszaka tett meg nagyobb távokat, nyáron akár napközben is elmozdult messzebbre (54.ábra).

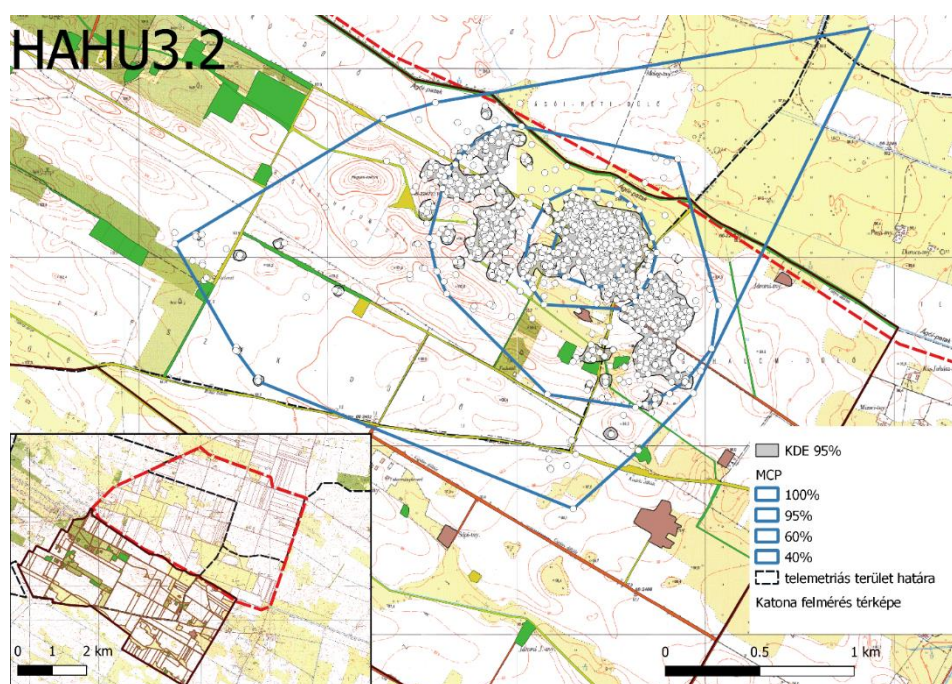


54.ábra: HAHU07-es nyúl lokalizációs pontjainak szezonális (bal), illetve napszakos (jobb) megoszlása

2016. december 8-án ismét megjelöltünk öt nyulat. A korábbi 2 javított adóval, 1 grátisz, 1 leesett, illetve további 1 vásárolt ECOTONE adóval.

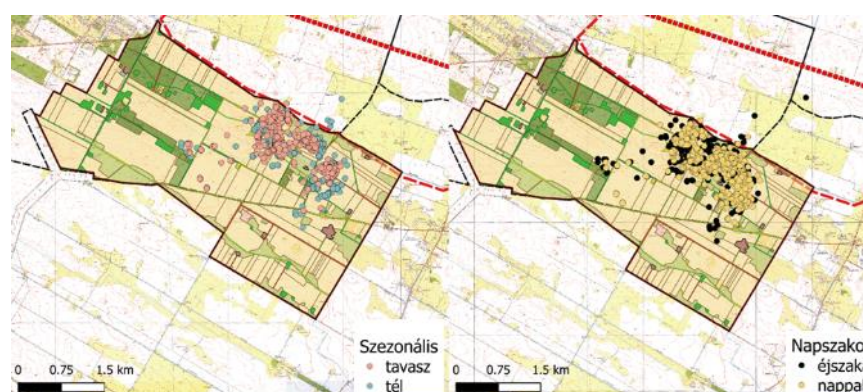
#### 5.4.1.8. HAHU3.2

HAHU3.2 nőstény, jelöléskor 3.8 kg. Adó felhelyezését követően több hónap szünet után 2017 márciusában ismét bejelentkezett, így lehetőségünk nyílt a tavaszi lokalizációs pontjainak az elemzésére is (55.ábra).



55.ábra: HAHU3.2-es nyúl éves otthonterület nagysága 100%, 95%, 60%, 40% MCP (kék konvex sokszögek), illetve 95% KDE (szürke poligon) alapján

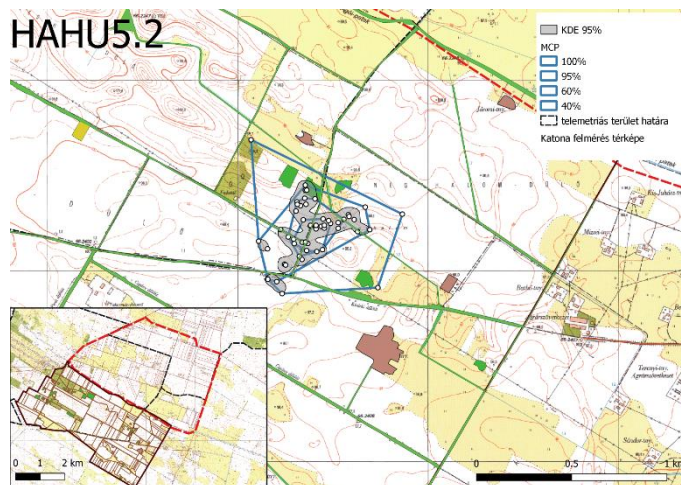
HAHU3.2 szívesen használta a mezőgazdasági táblák belsőbb részeit is. Nappal sem volt nála kimutatható szegélypreferencia. Nagyobb kirándulásokat leginkább éjszaka tett meg. Mezőgazdasági kultúrnövényekből szintén többféle vegetációt használt. Nyáron leggyakrabban a gyepeken és a tavaszi gabonátáblákon tartózkodott, tavasszal legtöbbször gyepről, őszi gabonáról, illetve napraforgó tábláról küldött lokalizációs pontokat. Az Ágó-patak északi részére minden évszakban ellátogatott (56.ábra).



56.ábra: HAHU3.2-es nyúl lokalizációs pontjainak szezonális (bal), illetve napszakos (jobb) megoszlása

#### 5.4.1.9. HAHU5.2

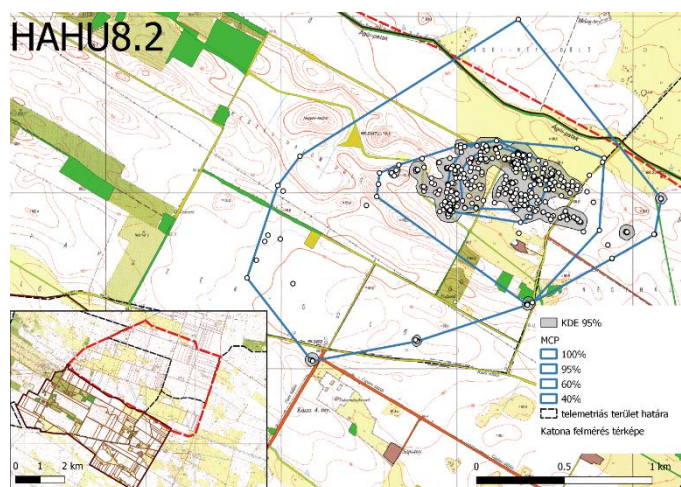
A HAHU5.2 jelű nőtény nyúl adója március 5-ig küldte csak az adatokat, minden bizonnyal nem üzemelt megfelelően. Azon néhány lokalizációs ponton, amit küldött, az állat leginkább a táblaszéleken tartózkodott. Nagy távolságokat nem tett meg (57.ábra).



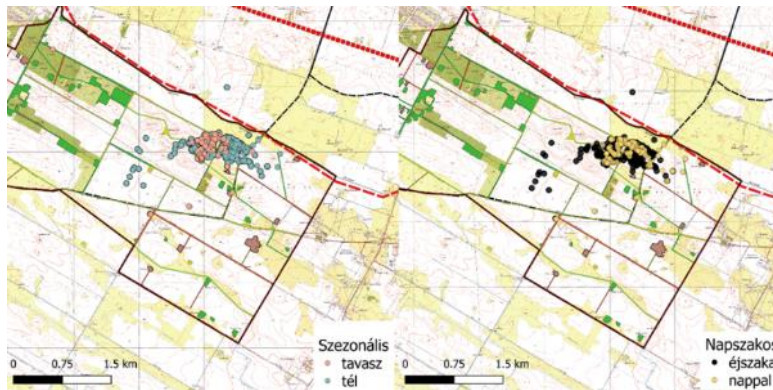
57.ábra: HAHU5.2-es nyúl éves otthonterület nagysága 100%, 95%, 60%, 40% MCP (kék konvex sokszögek), illetve 95% KDE (szürke poligon) alapján

#### 5.4.1.10. HAHU08 és HAHU 8.2

A HAHU08 jelű felnőtt nőtény nyulat sajnos nem sokkal az adó felhelyezése után a nem messze levő tanyán élő kutyák megfogták. Az adót visszagyűjtöttük, majd 2018.11.30-án egy új állatra felhelyezték, melyen az adó viszonylag sokáig működött, így sok lokalizációs pontot tudtunk gyűjteni. A keletibb részeket csak télen éjszaka használta, nappal a gyepen, vagy a borsóban tartózkodott. Tavasszal legtöbb időt a borsóban töltött, illetve néha a kis akácos foltban, vagy gyepen volt. Tavasszal délebbi területekre is elkóborolt, főként napközben. Lokalizációs pontjai tavaszi gabonától, illetve napraforgóról jöttek (58.&59.ábra).



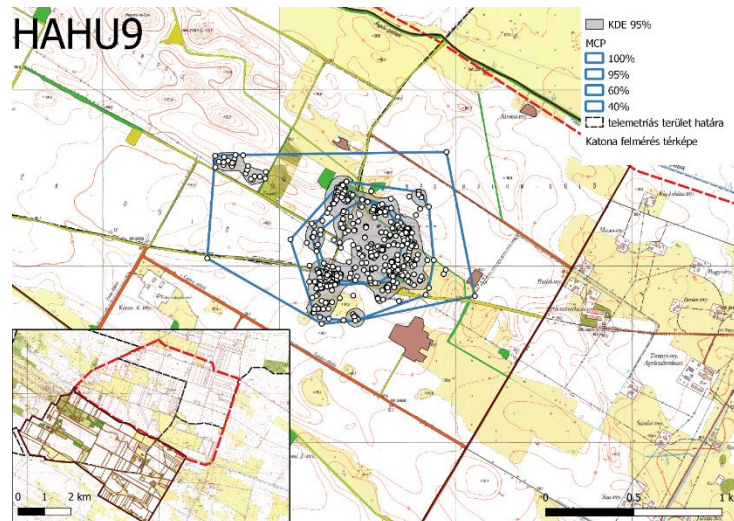
58.ábra: HAHU8.2-es nyúl éves otthonterület nagysága 100%, 95%, 60%, 40% MCP (kék konvex sokszögek), illetve 95% KDE (szürke poligon) alapján



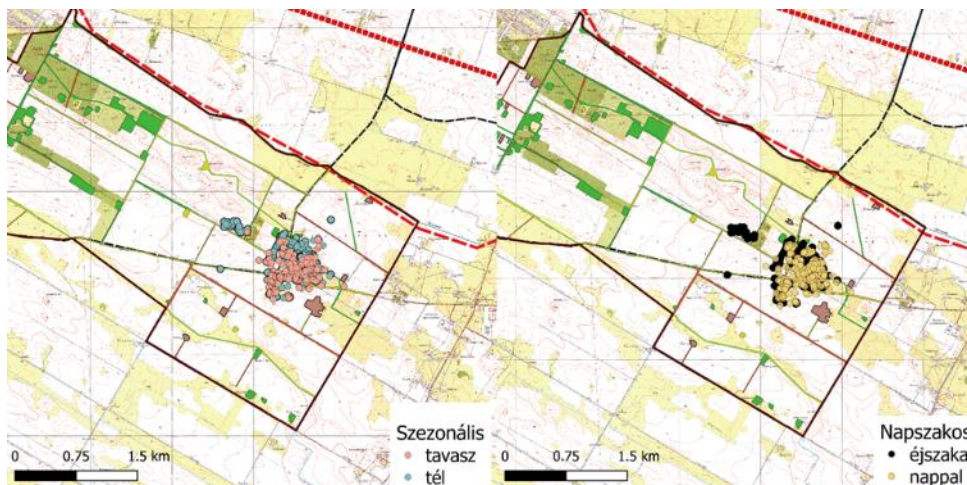
59.ábra: HAHU8.2-es nyúl lokalizációs pontjainak szezonális (bal), illetve napszakos (jobb) megoszlása

#### 5.4.1.12. HAHU09

HAHU9 egy adult bak nyúl volt. Télen éjszaka gyakran tartózkodott borsótáblán, illetve a kiserdő melletti szántásban. Tavasszal leginkább a napraforgó táblákat használta. Nagyobb elmozdulásokat csak télen, éjszaka tett meg (60.&61.ábra).



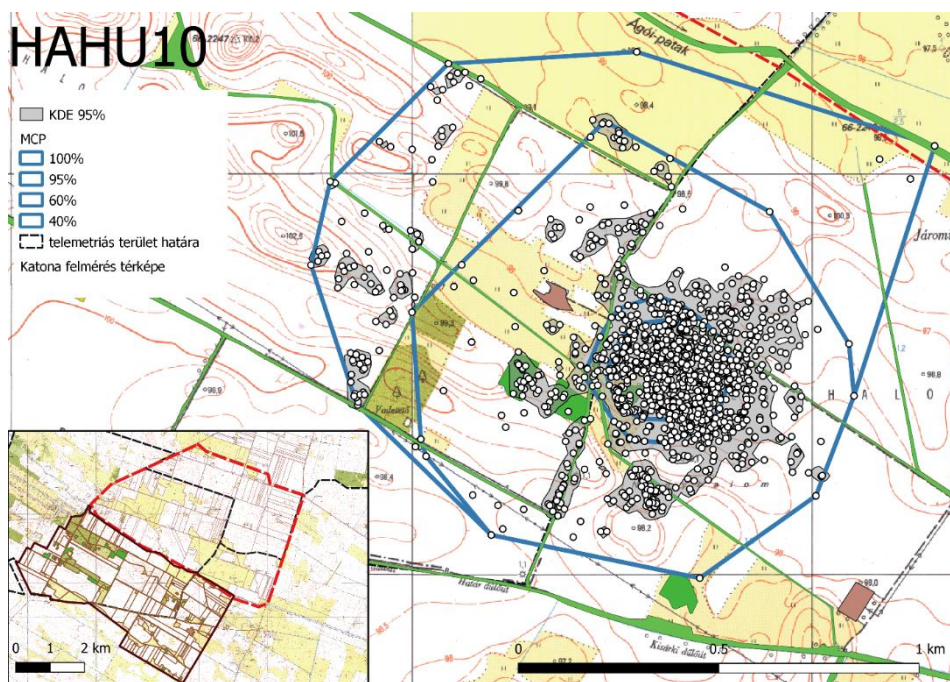
60.ábra: HAHU9-es nyúl éves otthonterület nagysága 100%, 95%, 60%, 40% MCP (kék konvex sokszögek), illetve 95% KDE (szürke poligon) alapján



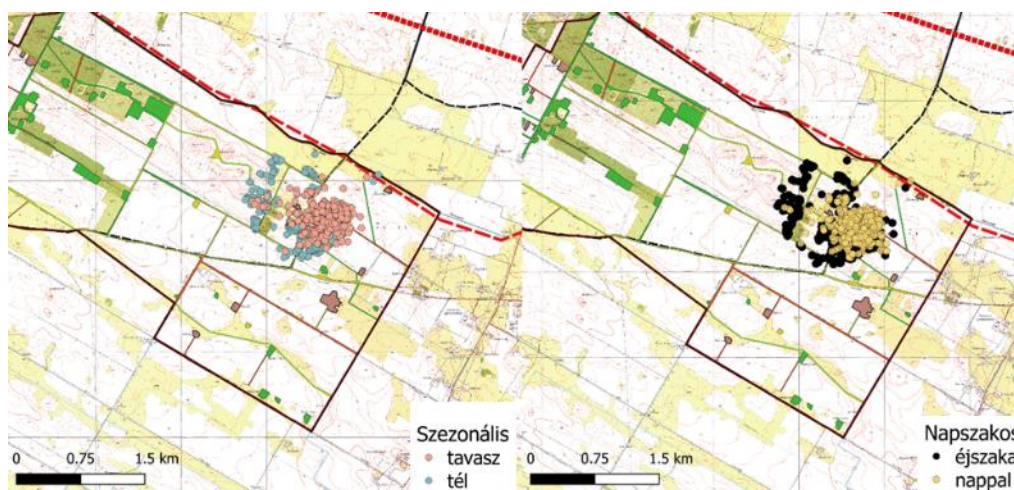
61.ábra: HAHU9-es nyúl lokalizációs pontjainak szezonális (bal), illetve napszakos (jobb) megoszlása

### 5.4.1.13. HAHU10

HAHU10 szintén egy felnőtt bak nyúl volt. Télen borsót, kis erdőfoltokat, illetve gyepet, parlagon hagyott területet és az őszi gabonát használta. Főként éjszaka több gyepterületen is táplálkozott. Tavasszal leginkább a parlagon hagyott területet, az őszi gabonát, illetve a napraforgóvetést használta. Amíg a borsó elérhető volt tavasszal, azokon a táblákon is meg lehetett találni (62.&63.ábra).



62.ábra: HAHU10-es nyúl éves otthonterület nagysága 100%, 95%, 60%, 40% MCP (kék konvex sokszögek), illetve 95% KDE (szürke poligon) alapján



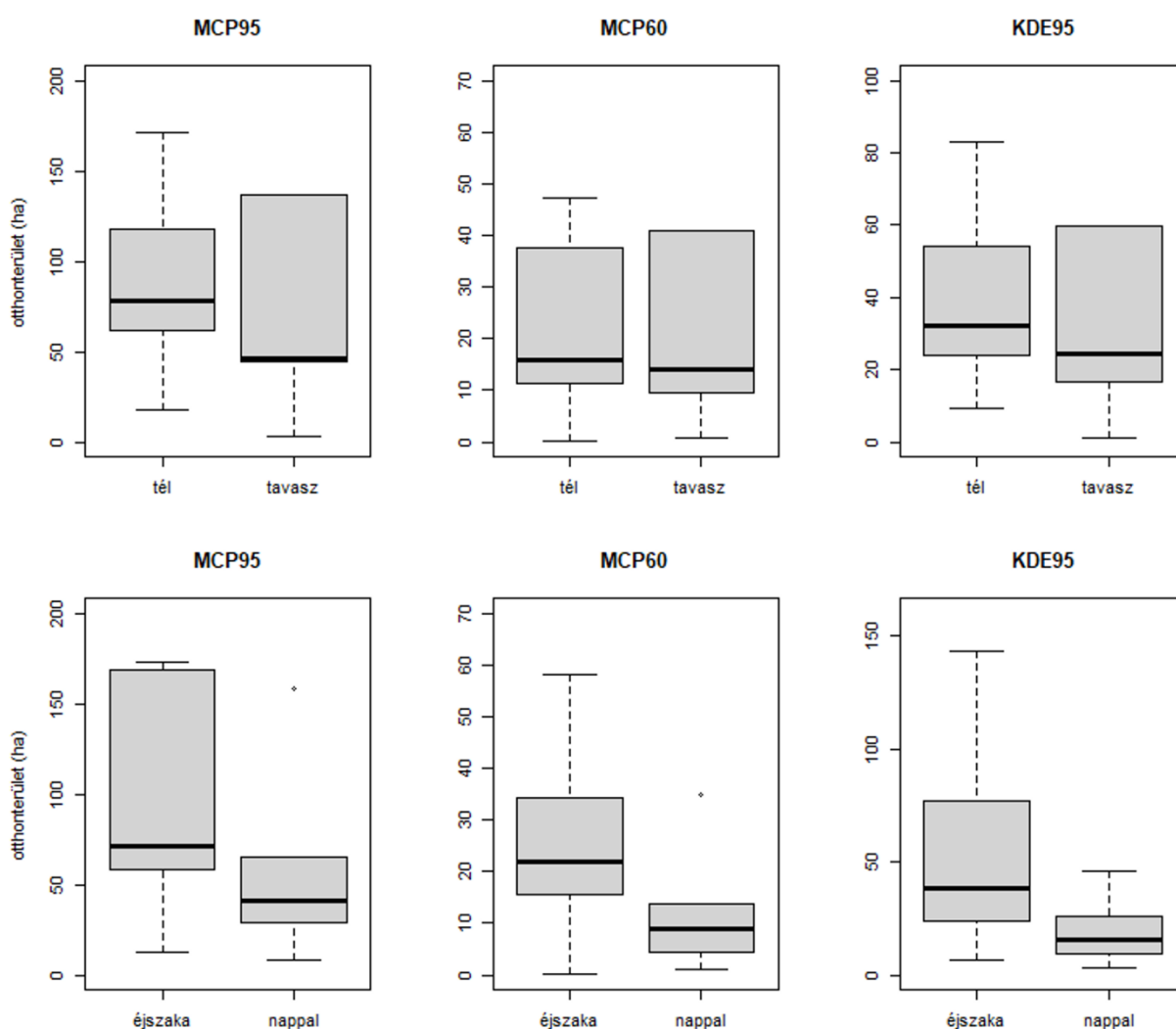
63.ábra: HAHU10-es nyúl lokalizációs pontjainak szezonális (bal), illetve napszakos (jobb) megoszlása

Az egyedek adatait összesítve sem a szezonális mozgáskörzet nagyságok, sem a nappali és az éjszakai mozgáskörzet méretek között nem találtunk szignifikánsan eltérést (64.ábra, 11.táblázat). Ugyanakkor az állatok éjszakai aktivitása trendszerűen nagyobb volt a nappaliakhoz

képest. A két ivar otthonterület mérete szignifikáns különbséget mutatott. A nőstények tavasszal, illetve nappal és éjszaka egyaránt nagyobb területet használtak (65.ábra, 11.táblázat).

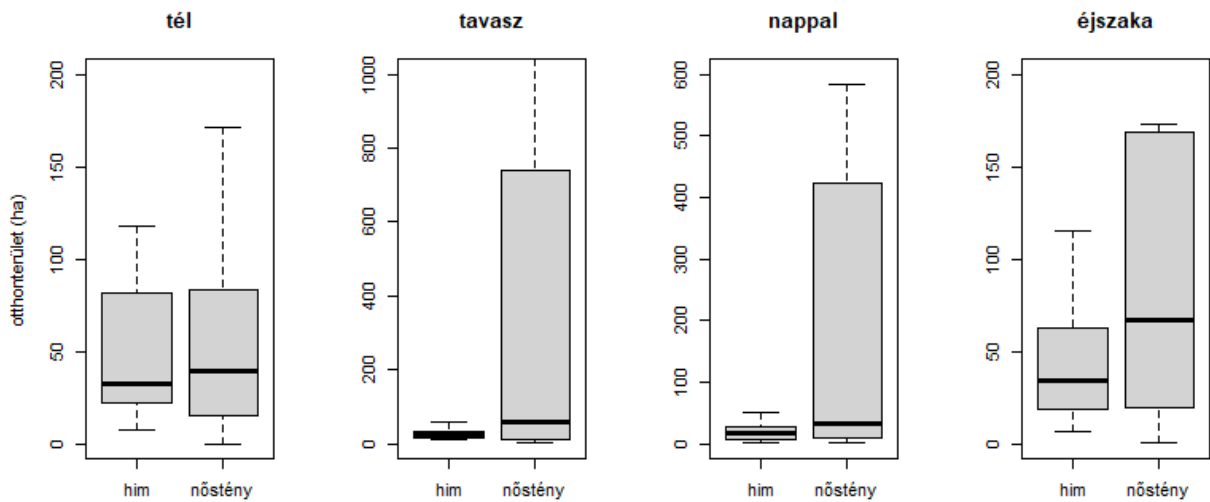
11.táblázat: Az átlagos szezonális és napszakos otthonterület eltérések mértéke a különböző módszerek között

Modell paraméterei	"x" átlag	"y" átlag	t	df	p
MCP95 (éjszaka:nappal)	296.1	252.8	0.2	24.0	0.835
MCP95 (tél:tavaszi)	104.4	341.6	-1.2	8.2	0.276
MCP60 (éjszaka:nappal)	61.2	145.4	-0.8	15.0	0.434
MCP60 (tél:tavaszi)	29.8	215.6	-1.3	8.1	0.214
KDE95 (éjszaka:nappal)	98.4	89.6	0.1	23.9	0.905
KDE95 (tél:tavaszi)	41.8	155.7	-1.2	8.2	0.248
KDE95Tél (hímek:nőstények)	50.0	69.1	-1.0	29.6	0.322
KDE95Tavaszi (hímek:nőstények)	27.4	407.6	-2.7	14.0	0.016
KDE95Nappal (hímek:nőstények)	19.5	283.8	-2.5	20.1	0.021
KDE95Éjszaka (hímek:nőstények)	43.8	245.8	-2.0	20.3	0.054



64.ábra: A különböző otthonterület becslések nagysága szezononként és napszakonként összehasonlítva

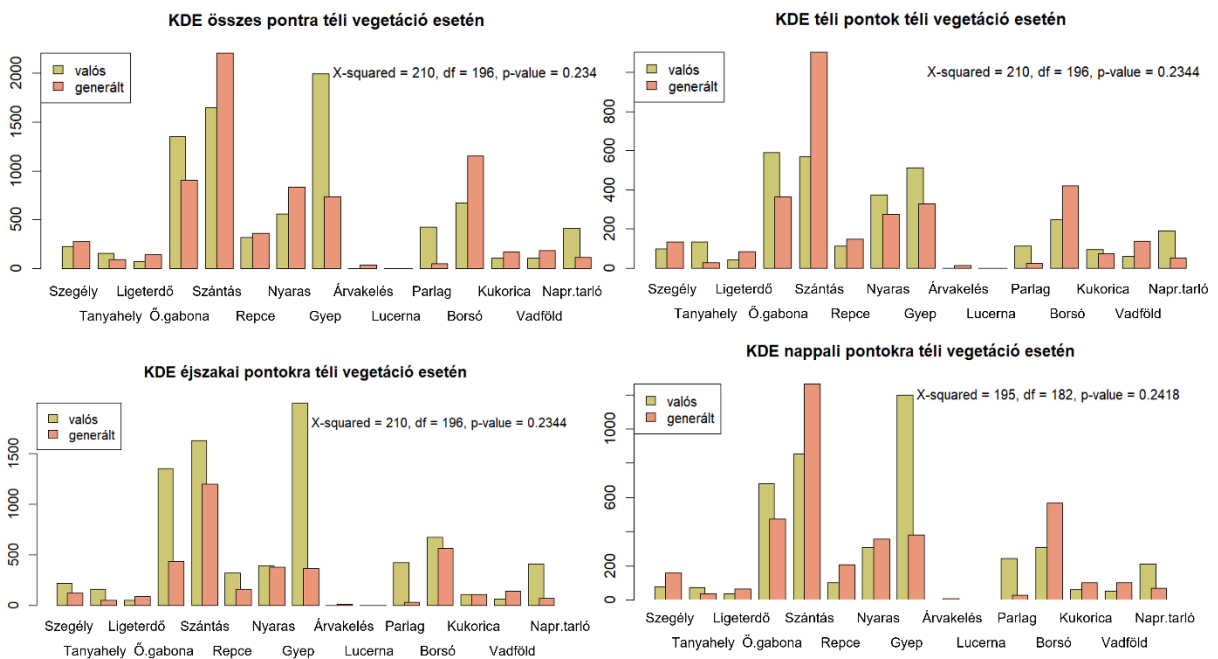




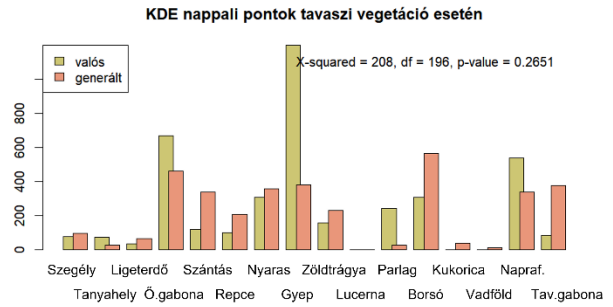
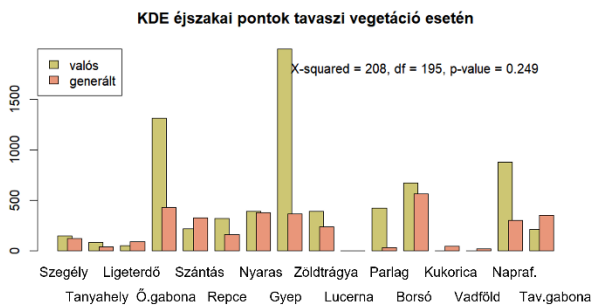
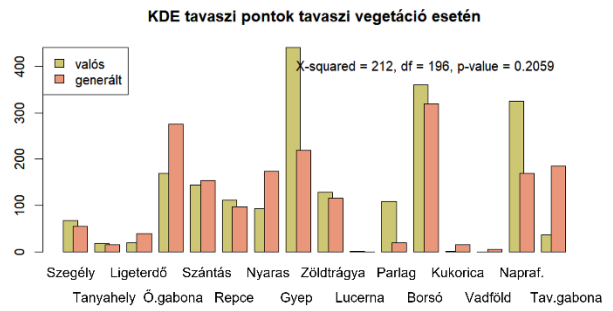
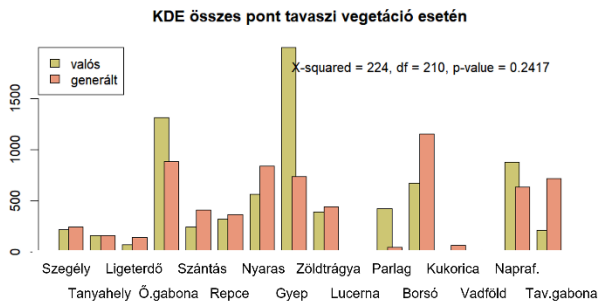
65.ábra: A hím és a nőstény nyulak szezonális és napszakon belüli otthonterület nagyságai 95%-os KDE becsléssel

#### 5.4.2. Az egyes kultúrák kedveltségének vagy elkerülésének meghatározása

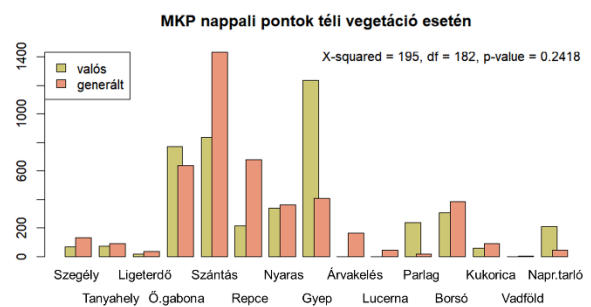
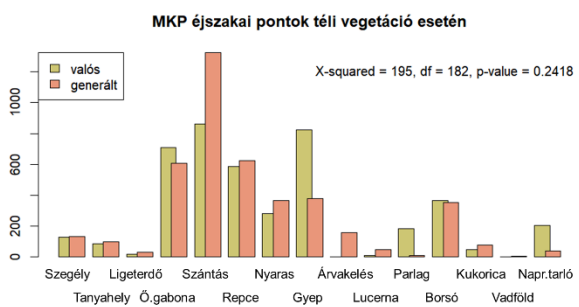
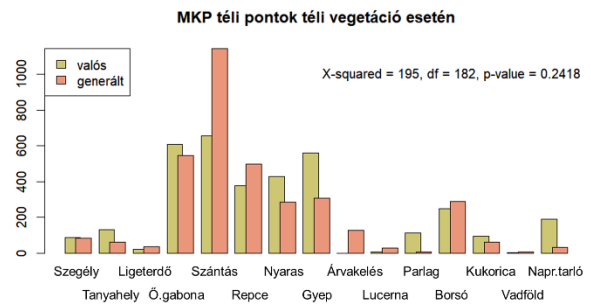
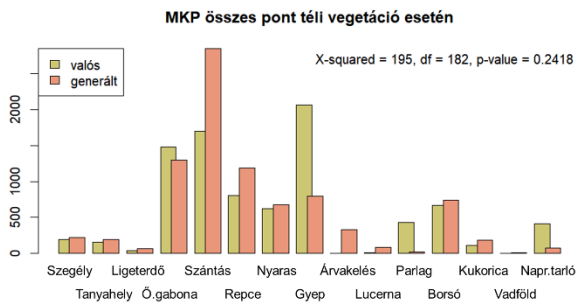
A nyulak mért lokalizációs pontjainak eloszlása nem tért el szignifikánsan a véletlentől sem az MCP sem a KDE területhatárokon belül (66.-69.ábra).



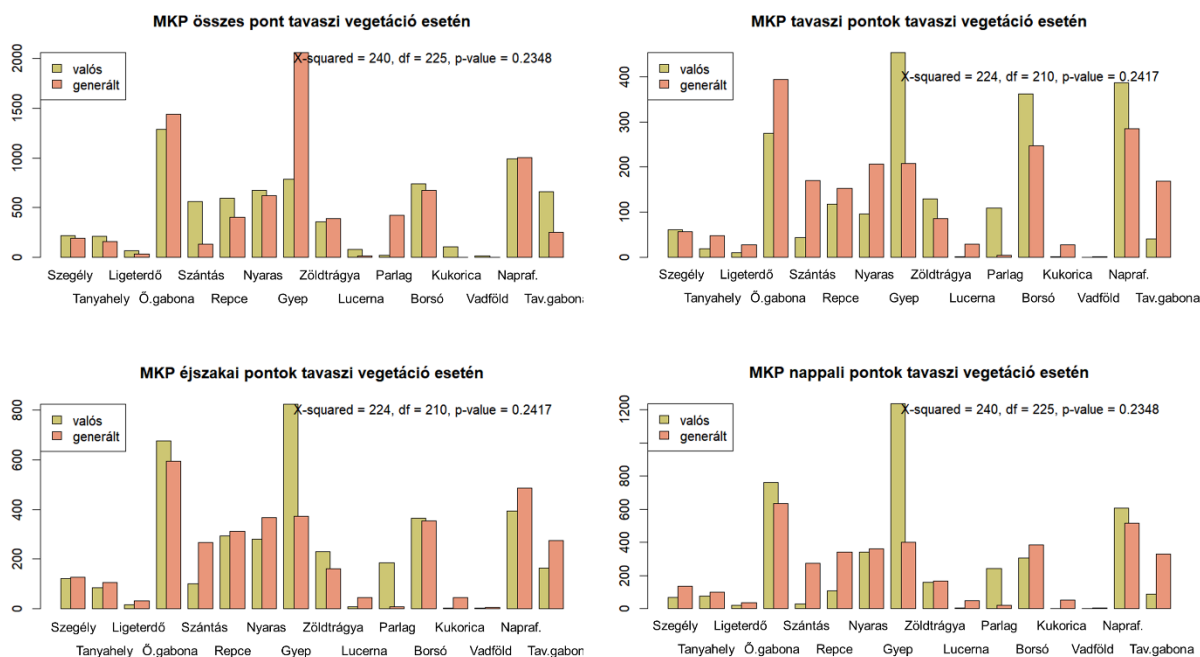
66.ábra: A jelölt mezei nyulak 100%-os KDE mozgáskörzetén belül az éjszakai, nappali, téli és teljes lokalizációs pontok által használt élőhelyek eltérése a véletlen eloszlástól téli vegetáció esetében



67.ábra: A jelölt mezei nyulak 100%-os KDE mozgáskörzetén belül az éjszakai, nappali, tavaszi és teljes lokalizációs pontok élőhely használatának eltérése a véletlen eloszlástól tavaszi vegetáció esetén



68.ábra: A jelölt mezei nyulak 100%-os MKP mozgáskörzetén belül az éjszakai, nappali, téli és teljes lokalizációs pontok élőhely használatának eltérése a véletlen eloszlástól téli vegetáció esetén



69.ábra: A jelölt mezei nyulak 100%-os MKP mozgáskörzetén belül az éjszakai, nappali, tavaszi és teljes lokalizációs pontok élőhely használatának eltérése a véletlen eloszlástól tavaszi vegetáció esetében

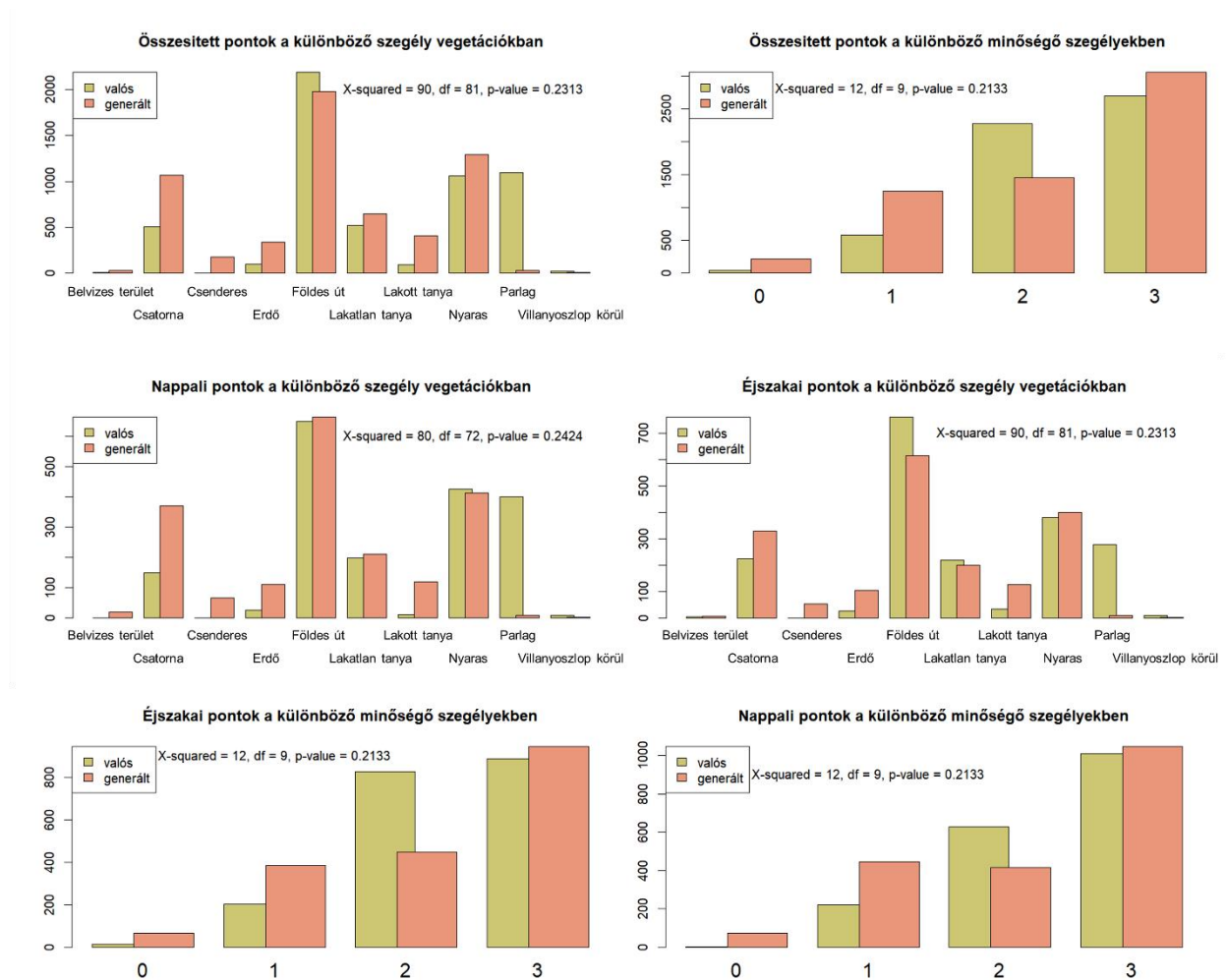
Az Ivlev-index alapján a nyulak egyértelműen télen csak a tanyahelyet, a parlagot és a napraforgó tarlót használták intenzívebben, míg az árvakeléses tarlót, vagy a lucernát a vártnál kevésbé. Tavasszal csak a parlagot preferálták, míg az egyenleteshez képest kevésbé használták a tavaszi gabonát, vadföldet, kukoricát, szántást. A lucerna a KDE-otthonterület alapján preferáltabb osztályba tartozott, míg a nagyobb MKP otthonterület alapján elkerült osztályba esett (12.táblázat).

12.táblázat: A téli és tavaszi időszakban a telemetriás területen megtalálható vegetációk teljes nagysága, 100%-os MKP és 100%-os KDE otthonterületbe eső területnagysága, illetve Ivlev index preferencia értéke

Típus	Tél									Tavasz								
	Terület (ha)			Arány (%)			Ivlev			Terület (ha)			Arány (%)			Ivlev		
	teljes	KDE 100%	MKP 100%	teljes	KDE 100%	MKP 100%	KDE 100%	MKP 100%	teljes	KDE 100%	MKP 100%	teljes	KDE 100%	MKP 100%	KDE 100%	MKP 100%		
Szegély	58	21	33	4	4	3	0	0	58	21	32	4	4	3	0	0		
Tanyahely	29	7	24	2	1	2	1	0	29	7	26	2	1	3	0	0		
Ligeterdő	14	14	10	1	3	1	0	0	14	14	10	1	3	1	0	0		
Őszi gabona	347	65	176	24	12	15	0	0	347	63	174	24	12	17	0	0		
Szántás	388	184	390	26	35	33	0	0	388	60	75	26	12	7	0	-1		
Repce	126	27	168	9	5	14	0	0	126	27	84	9	5	8	0	0		
Telepített nyáras	121	52	97	8	10	8	0	0	121	52	97	8	10	10	0	0		
Gyep	165	53	107	11	10	9	0	0	165	53	106	11	11	10	0	0		
Árvakeléses tarló	42	2	42	3	0	4	-1	-1	42	31	45	3	6	4	0	0		
Lucerna	14	0	12	1	0	1	NA	-1	14	0	12	1	0	1	1	-1		
Parlag	4	4	4	0	1	0	1	1	4	4	4	0	1	0	1	1		
Borsó	129	78	98	9	15	8	0	0	129	78	98	9	15	10	0	0		
Kukorica	22	13	22	1	2	2	0	0	22	5	15	1	1	1	-1	-1		
Vadföld	1	1	1	0	0	0	0	-1	1	1	1	0	0	0	-1	-1		
Napraforgó tarló	15	9	10	1	2	1	1	1	15	44	138	1	9	14	0	0		
Tavaszi gabona	-	-	-	-	-	-	-	-	50	50	88	3	10	9	-1	-1		
összesen	1474	528	1193	100	100	100			1474	508	1005	100	100	100				

### 5.4.3. A természeteshez közeli élőhelyek és szegélyek használati intenzitása

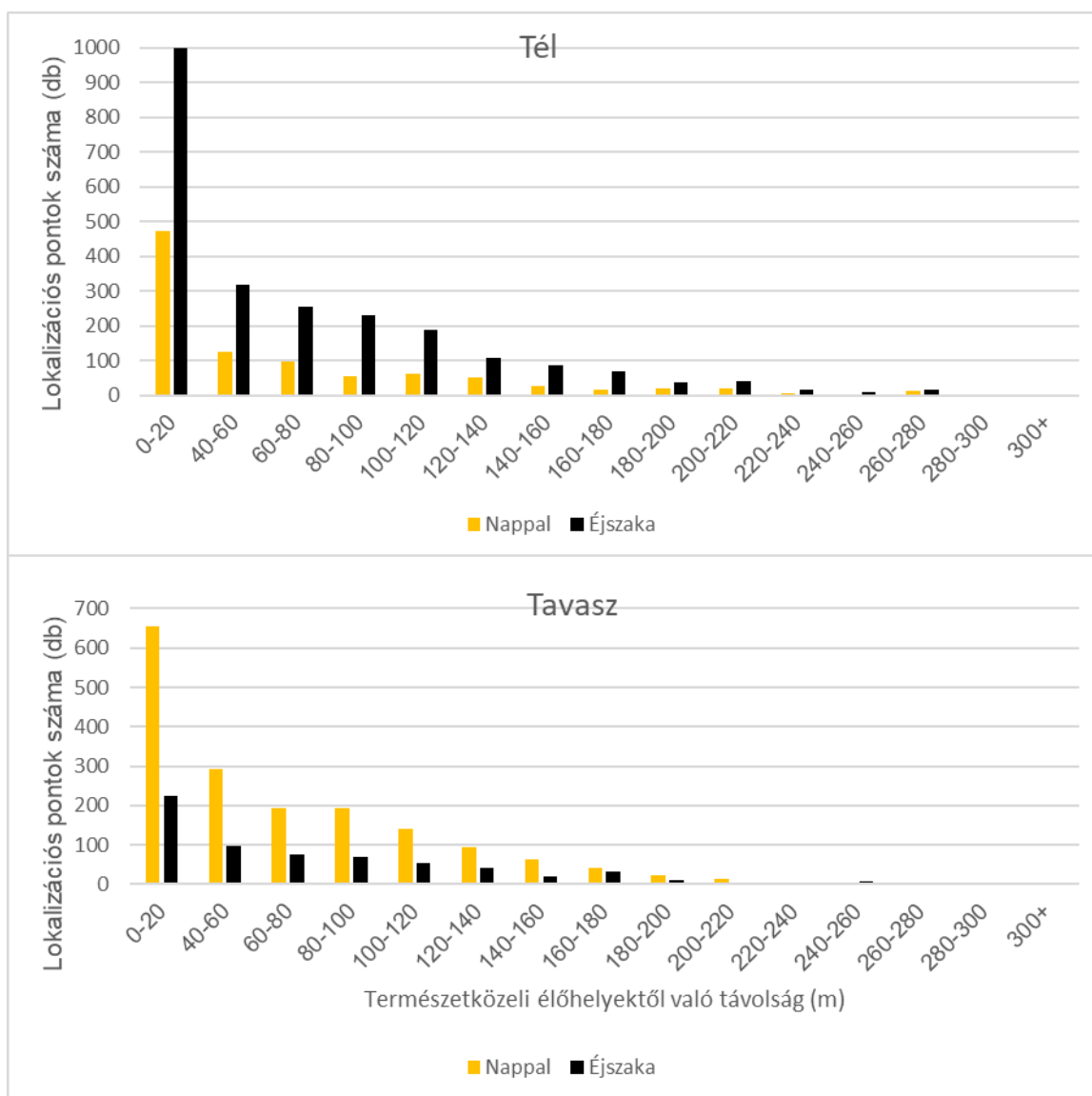
Összevetve és napszakokra lebontva a lokalizációs pontok eloszlását a véletlen ponteloszlással azt találtam, hogy a természetes élőhelytípusok, illetve a különböző minőségű szegélyek használata nem tért el a véletlenszerű használattól (70.ábra). Mind a két napszakban a jobb minőségű szegélyeket részesítették előnyben, ugyanakkor ezeknek szegélyeknek az aránya volt a legmagasabb is. Ezek alapján úgy tűnik, hogy a jelölt nyulak a vizsgálati terület szegélyeit az elérhetőségi arányoknak megfelelően használják. A nappali pontokat összesítve a 4283 pontból 1862 esett a pufferelt szegélybe, míg a 4010 éjszakai pontból 1938 db.



70.ábra: A jelölt mezei nyulak 100%-os KDE mozgáskörzetén belül a különböző szegélytípusokon és szegélyminőségben (jobb felső és alsó két ábra) található lokalizációs pontok eloszlása a véletlen eloszlástól

Télen éjszakánként a lokalizációs pontok döntő többsége a szegélyek közelében csoportosult, nappal szintén a szegélyek közelében tartózkodott a legtöbb nyúl. Tavasszal ezzel ellentétben a szegély közvetlen közelében nappal tartózkodtak gyakrabban, mint éjszaka, és a szegélyektől 120 m-es sávig fordultak még elő nagyobb gyakorisággal (71. ábra). Minden esetben

a lokalizációs pontok tapasztalt eloszlása szignifikánsan eltért az egyenletes területhasználattól és a szegélyek közelében csoprotosult leggyakrabban ( $\chi^2=128,44$ ;  $df=14$ ,  $p=0.0001$ ).



71.ábra: A téli és tavaszi lokalizációs pontok megoszlása a szegélyekben és attól távolodva

## 5.5. A mezei nyúl általános populációdinamikai mutatói gyűjtött adatok alapján

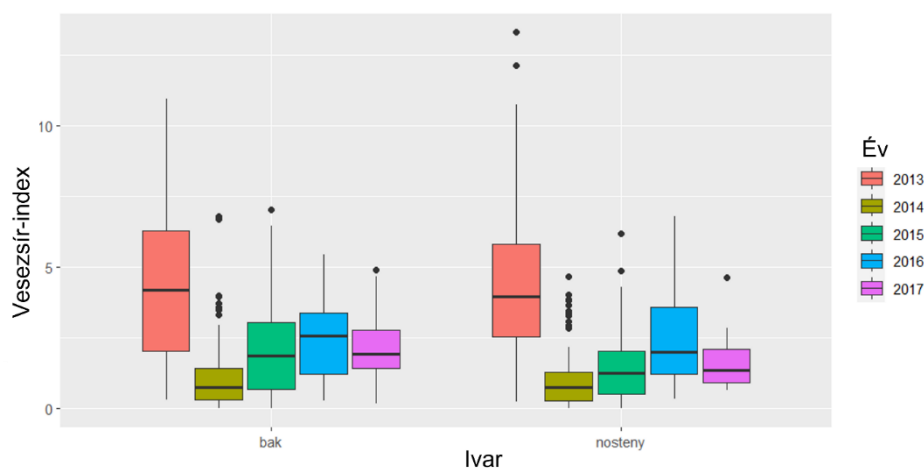
### 5.5.1. Ivararány

Összességében és évekre lebontva is egy enyhe nősténysúlyos ivararányt találtam ( $\Sigma$ : 0.53, 2013: 0.55, 2014: 0.52, 2015: 0.54, 2016: 0.52, 2017: 0.52). Területenkénti lebontásban egyedül Jászágón volt hím túlsúlyos az összesített teríték (85 db ♀, 97 db ♂) és Mezőgyánon volt dupla annyi nőstény a terítékben (29 db ♀, 13 db ♂). Az 1007 zsigerelt nyúlból 79 egyednek nem lehetett megállapítani a nemét általában valamilyen vadászatból következett szövetroncsolódás miatt. Míg korábban hazánkra Kovács and Heltay (1993) az 1:1-es ivararányt tekintette elfogadottnak, addig sok

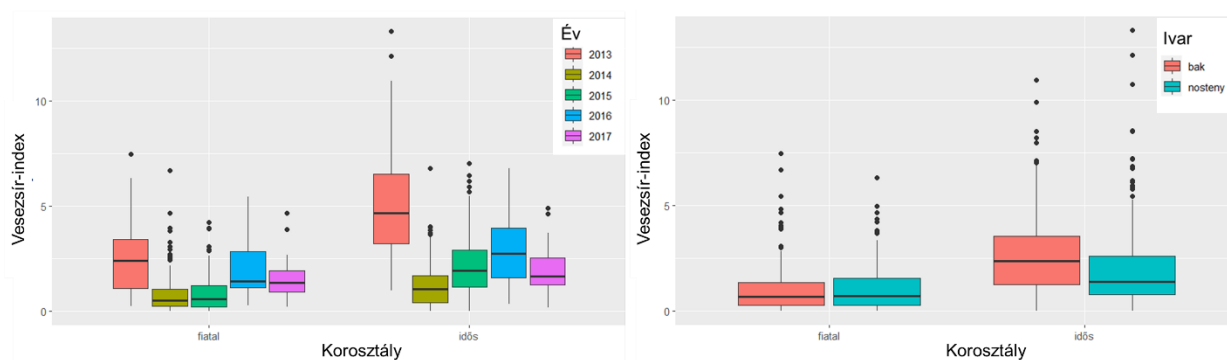
vizsgálatban az ivararány statisztikailag nem kimutathatóan, de enyhén nőstény többséget mutat (Farkas, 2021; Flis and Rataj, 2019; Pintur et al., 2006; Slamečka et al., 2014).

### 5.5.2. Kondíció

A vesezsír indexex (VZSI) 0-13 körül alakultak és az évek között szignifikánsan különböztek (KW chi-squared = 206.06, df = 4,  $p < 0.0001$ ), 2013-ban volt a legmagasabb VZSI-e az állatoknak (72.ábra). A két ivar VZSI-e is szignifikáns különbséget mutatott ( $W = 105819$ ,  $p\text{-value} = 0.01$ ), a bakok, leginkább az adultak magasabb VZSI értékekkel rendelkeztek (72.&73.ábra).

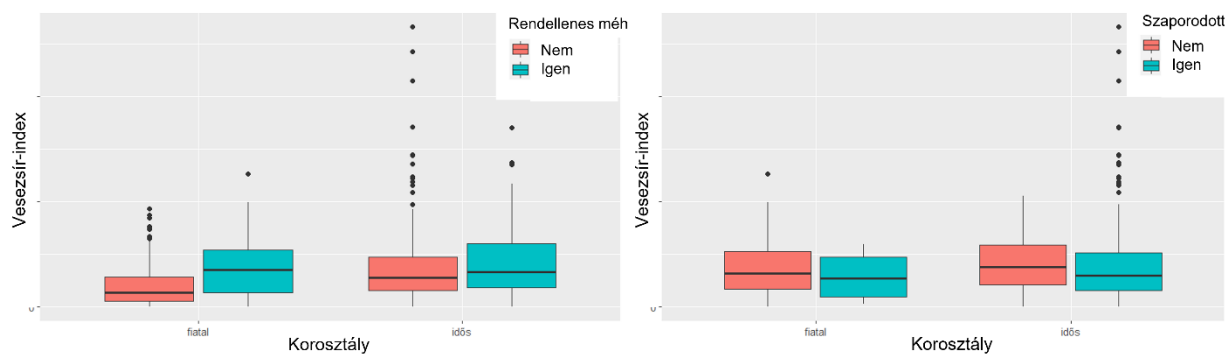


72.ábra: A bakok és a nőstények VZSI értékeinek alakulása az évek között.



73.ábra: A fiatal és az idős korosztály évek szerinti (bal oldalt), illetve ivar szerinti (jobb oldal) VZSI alakulása

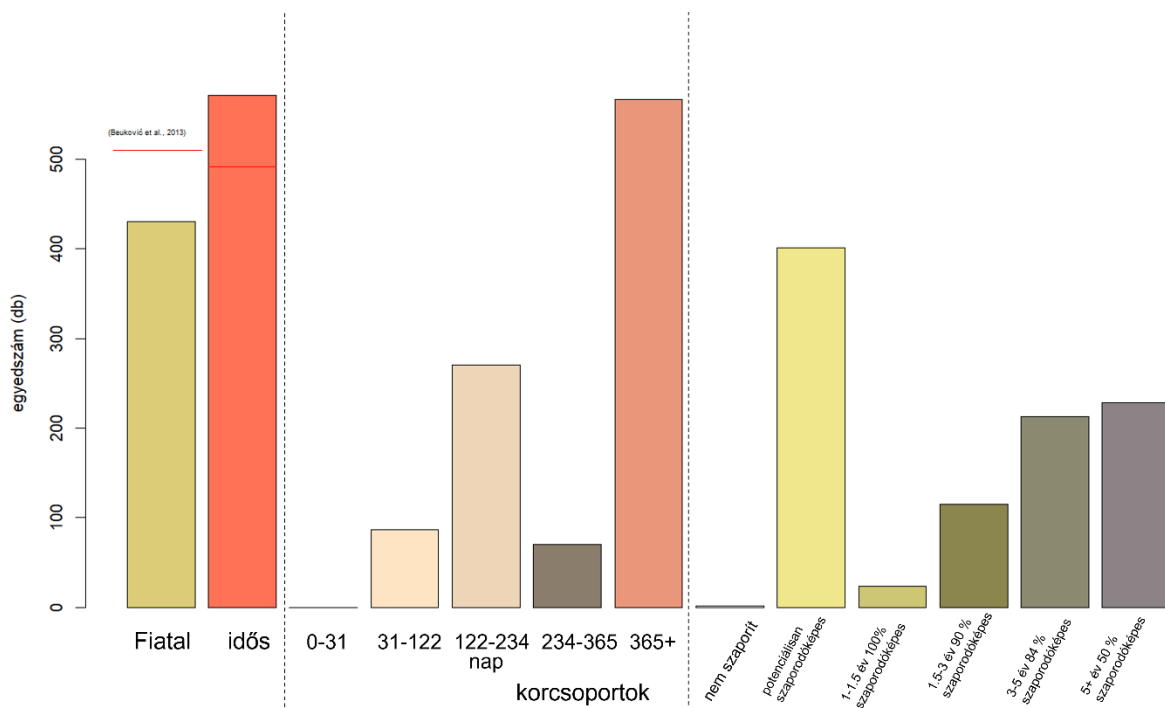
Azok a nőstények -korosztálytól függetlenül-, amelyeknek az ivarszerve rendellenességet mutatott, magasabb VZSI értéket mutattak ( $W = 37260$ ,  $p\text{-value} = 0.02$ ), ugyanakkor a szaporodásban részt vevő, vagy részt nem vevő nőstények kondíciója között nem volt különbség ( $W = 8562.5$ ,  $p\text{-value} = 0.3768$ ) (74.ábra).



74.ábra: A fiatal és az idős nőtények VZSI alakulása rendellenes méhek gyakorisága (bal oldalt), illetve szaporodásban való részvétel alapján (jobb oldal)

### 5.5.3. Korosztály

430 egyed szemlencséje volt 280 mg alatt, azaz a vizsgált mintában 43%-os volt a fiatalok aránya, mely több külföldi vizsgálattal hasonló eredményt mutat (Bensinger et al., 2000; Beuković et al., 2013; Popovic et al., 2015), noha Beuković et al. (2013) szerint ez a gyenge kategóriába tartozik (75.ábra).



75.ábra: A fiatalok és az idősek összesített, aránya (bal oldalt, [a piros vonal az ideális korosztály összetételt jelöli]), éven belüli és egy év fölötti megoszlása (középen), illetve évek közötti aránya az elméleti szaporodási képesség feltüntetésével (jobb oldalt)

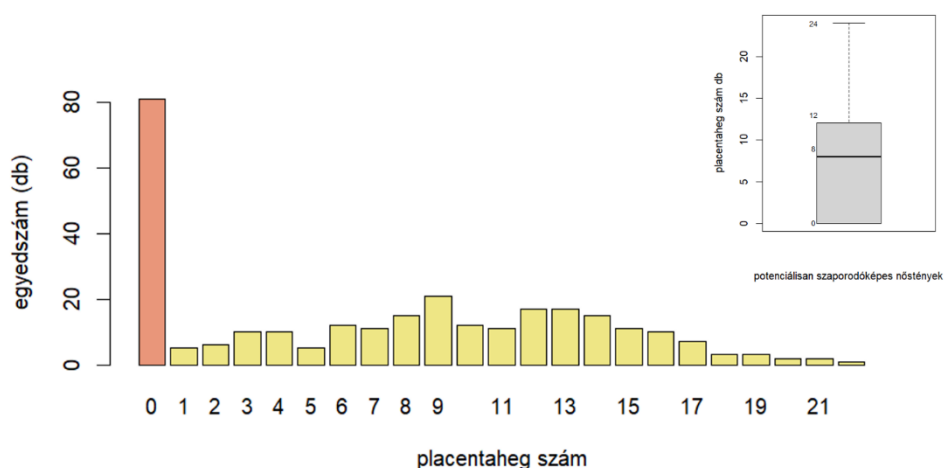
Az éven belüli korosztályokat tekintve a vadászati időszakot megélt legtöbb fiatal egyed április-augusztus között született. Az év első negyedében született egyedek aránya a mintákban alacsony volt, míg a nyár végi, egy hónapos fiatal egyedeket egyáltalán nem találtam (75.ábra). Hasonló eredményt kapott Farkas (2021) is saját hazai vizsgálatában, illetve Popovic et al. (2015), Schai-Braun et al. (2020b) is.

Évek közötti megoszlásban a terítékre hozott egyedek 41%-a volt egy év alatti. Ez alacsonyabb, mint Schai-Braun et al (2020b), Stankevičiūtė et al. (2011) és Stott and Harris (2006)

vizsgálataiban. A terítékek csupán 2.4%-a volt 1-1.5 év közötti, holott ez az a korosztály, amelyik legnagyobb arányban venne részt a szaporodásban. A kapott arány jóval alacsonyabb más vizsgálatokéhoz képest: litvániai vizsgálatban 8%, Szerbiában 4-6% között tapasztalták az adott korosztályt (Popovic et al., 2015; Stankevičiūtė et al., 2011). A 1.5-3 év közötti egyedek 11.7%-ban voltak jelen a vadászati mintában. A 3-5 év közötti korosztály 21%-ban, ami hasonló más vizsgálatokéhoz (Popovic et al., 2015; Stankevičiūtė et al., 2011). A legkevesebb szaporodási potenciállal rendelkező 5 év fölötti korcsoport alkotta majdnem a mintánk egy negyedét.

#### 5.5.4. Szaporulatbecslés

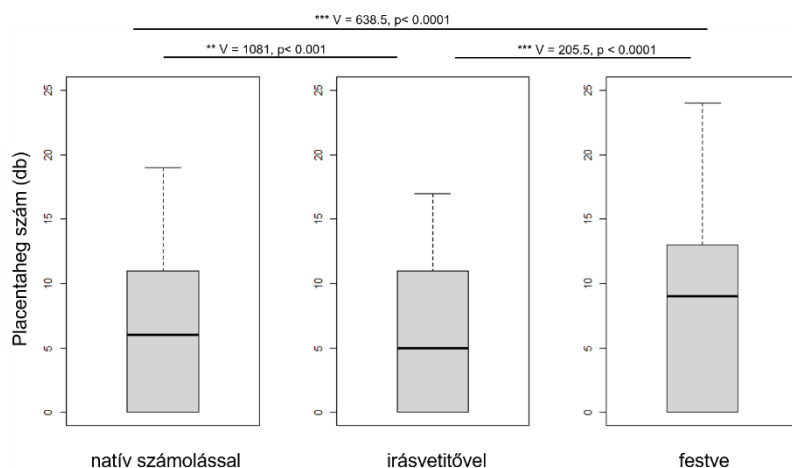
492 nőtény egyedét vizsgáltam az évek során. 117 egyednek találtam valami rendellenességet az ivarszervén, 351 egyednek problémamentes volt az ivarszerve és 24 egyedől nem sikerült méhet gyűjteni. A 468 db laborban feldolgozott méhből 165 volt fejletlen, vagyis még nem szaporodott. Ebből 2 egyed szemlencse tömeg alapján már az adult kategóriába tartozott. 81 egyednél nem találtam placentahegeket, holott a méh fejlettsége ezt lehetővé tette volna. Az átlagos nőtényenkénti placentaheg szám 7.34 ( $\pm 6.12$  SD) db minden potenciálisan szaporodóképes nőtényt beszámítva. Csak a ténylegesen szaporodó nőtényeket tekintve az átlagos placentaheg szám 10.23 ( $\pm 4.76$  SD) db. 10 fölötti értékeket kapott Marboutin et al. (2003) is, ugyanakkor alacsonyabb placentaheg értékeket kapott Farkas et al. (2020) egy ugyancsak hazai vizsgálatban. A tapasztalt és összesített placentaheg számok alakulását a 76.ábra mutatja:



76.ábra: A nőtény nyulak előfordulásai a különböző placentaheg számok alapján. Jobb felső sarokban a nőtényenkénti placentaheg számok medián, alsó és felső kvartilis értékei, illetve a maximum értéke látható

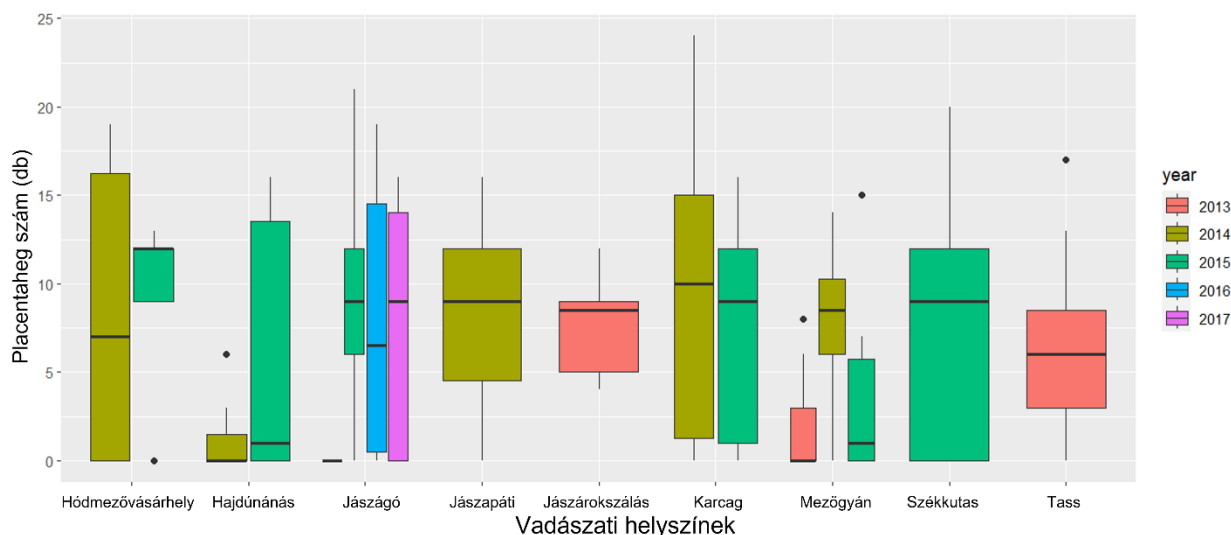
A különböző placentaheg számolási módszerek szignifikánsan különböztek egymástól. Legmagasabb eredményt a Bray et al. (2003) féle placentaheg festési eljárással kaptam (77.ábra).





77.ábra: A különböző festési eljárások által kapott placentaheg számok alakulása (\*-ok szignifikáns különbséget jeleznek, szignifikancia szintek az ábráról leolvashatóak)

A vizsgálati területek tapasztalt placentaheg számai szignifikánsan eltértek (df=8, F=2.48, p=0.013). A legkevesebb átlagos placentaheg szám Hajdúnánáson, Mezőgyánon és Tasson volt. A többi vadásztársaság esetében 8 körül alakult az átlagos szaporulat mennyisége (78.ábra).



78.ábra: A placentaheg számok alakulása területenként és évek között. Az ábrán a boxplot-ok a mediánt, alsó és felső kvartilist, illetve a kiugró értékeket jelölik

## 5.6. Szaporodási problémák

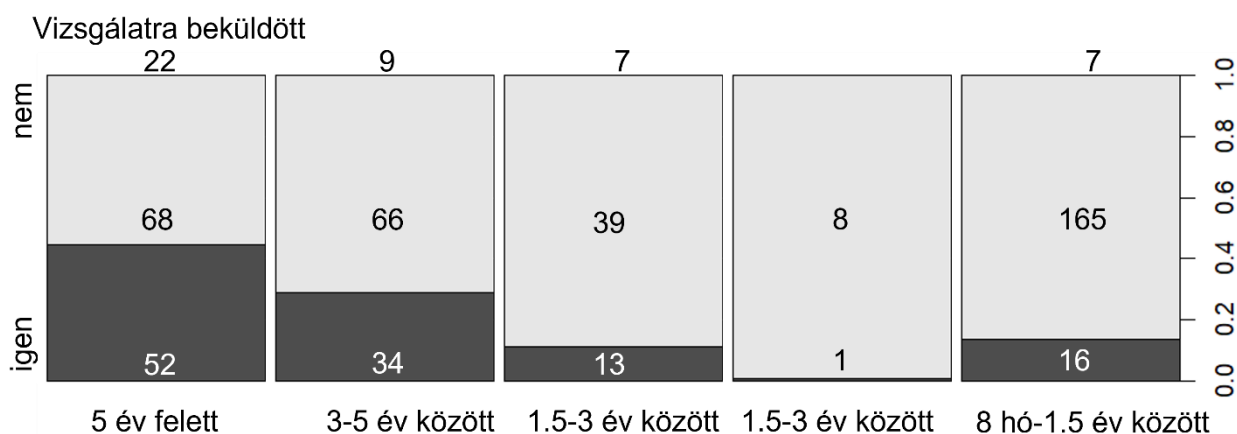
165 nőténynek volt *infantilis* a méhe, 303 nőtény volt potenciálisan szaporodóképes, ebből 32 egyed volt fiatal. 116 esetben, azaz a potenciálisan szaporodóképes nőtények 38%-ban találtam valamilyen rendellenességet, 26.7%-a nem is vett részt a szaporodásban. A potenciálisan szaporodóképes nőtények rendellenes ivarszervi megoszlását a 13.táblázat mutatja.

13.táblázat: A szaporodásban részt nem vevő, a valamilyen elváltozást mutató, illetve a normális méhű szaporító nőtények korszály szerinti megoszlása.

	Fiatal 1 év alatti	1-1.5 év	1.5-3 év	3-5 év	5+ év
Elváltozás	16	1	13	34	52
Nincs elváltozás	15	2	39	66	63
Nem szaporodott	14	1	6	18	27

A minimum egy telet megélt nőtények 37%-a mutatott ivarszervi elváltozást, melyeknek 57%-a egyáltalán nem is vett részt a szaporodásban. Gál (2006) fajta-hansági vizsgálatában csupán 3.64% volt a rendellenes ivarszervű nőtények aránya és 35.14%-a a vizsgált egyedeknek nem szaporodott. Hasonlóan magas arányt talált Stott and Wight (2004) is Monarto Plains-ban élő nyulak esetében. Európai és hazai vizsgálatok közül a felnőtt nőtények 29%-a nem szaporodott Farkas et al. (2020), 16%-a Bensinger et al. (2000), 27%-a Hackländer et al. (2001) vizsgálatában. Gál (2006)-hoz hasonlóan én is találtam olyan egyedeket, melyeknél épp méhben sem lehetett placentahegeket kimutatni, holott a nemi szervek fejlettségi állapota alapján már lehetett volna veheme az egyednek. Továbbá a szerzőhöz hasonlóan szintén találtam olyan egyedeket, melyeknél csak az egyik méhszarv volt elváltozással érintett, a másik méhszarvban placentahegeket lehetett találni.

A legidősebb korosztályban volt a leggyakoribb a rendellenes ivarszervek aránya (43%). A 45 vizsgálatra beküldött mintából a legtöbbet szintén ebből a korosztályból vettem (79.ábra). Hajdúnánáson, Mezőgyánon, Jászapátin voltak nagyobb arányban a nem szaporodó, problémás méhet mutató fiatalok, Karcagon volt a legvegyesebb korosztálya a problémás méhű nőtényeknek.



79.ábra: A rendellenes méhek korosztályonkénti megoszlása. Az oszlopok sötét része a rendellenes méhek db-számát, jelzi. Az oszlopok tetején levő számok a korosztályonként vizsgálatra beküldött mintaszámokat jelölik

### 5.6.1. Citológiai és bakteriológiai vizsgálatok eredménye

Csupán öt esetben igazoltak vissza *hám hyperplasiával* kísért purulens gyulladós eredetű, tíz minta mutatott hámsejt, *Mesenchymalis* sejt, *Epithel*, *Histiocyta*, vagy *fibroblast proliferatio*-t. 21 esetben nem találtak citológiai eltérést, vegyes kolonizáló/kontamináló flóra, vagy bélbaktérium tenyésztett ki. Kilenc esetben tenyésztett ki valamilyen baktérium: *Escherichia coli*, *Kluyvera intermedia*, *Enterobacter sp.*, *Leuconostoc citreum*, mely nem kórokozó, *Enterobacter sakazaki*, *Aeromonas hydrophila*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Enterobacter cloacae*. A baktériumok csak kevés telepben, kis számban tenyésztettek ki, illetve sok esetben vegyes kolonizáló flóra, vagy bélbaktériumok mellett, így a kóroki szerepe a kitenyésztett baktériumoknak kétes. Gál (2006) is leírt hasonló hosszanti ráncokkal teli nyálkahártya

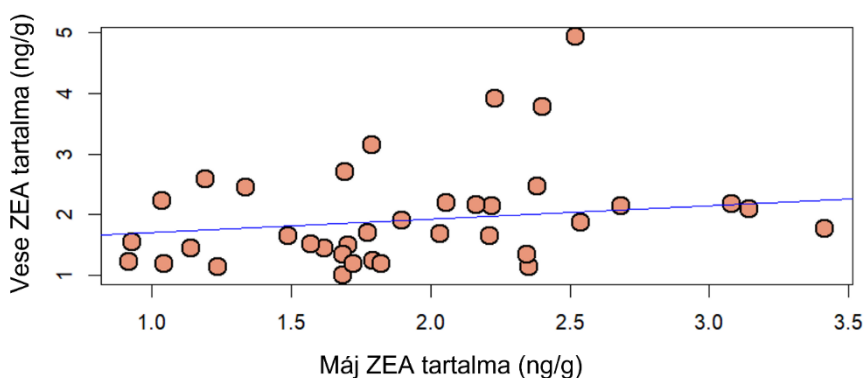
megvastagodást nőtény nyulakban, melyeknek a színe a normálistól eltért. Placenta hegeket ezekben a méhekben sem talált, kórokozó mikroorganizmusokat a méhből izolálni neki sem sikerült. Škrivanko et al. (2008) mezei nyúl húsmintákban szintén talált *Enterobacterium*okat viszonylag nagy arányban.

Sok esetben, ahol törmelékes folyadékkal volt tele a méh, gyulladást, vagy egyéb elváltozást nem igazoltak, maximum kötőszöveti sarjadzást, vagy csak kisszámú gyulladós sejtet, mely a terméketlenséget nem magyarázza (M6.táblázat), szemben Stott and Wight (2004) vizsgálatával, ahol a legtöbb esetben volt ok-okozati összefüggés a terméketlen nyulakban. Ugyanakkor elképzelhető, hogy sok esetben történt mintavételi hiba, mivel a minták nem frissen elejtett állatokból, hanem fagyasztást követően lettek levéve.

#### 5.6.2. A zearalenon szervekben kimutatott mennyiségei és azok lehetséges összefüggései a szaporodási problémákkal nőtényeknél

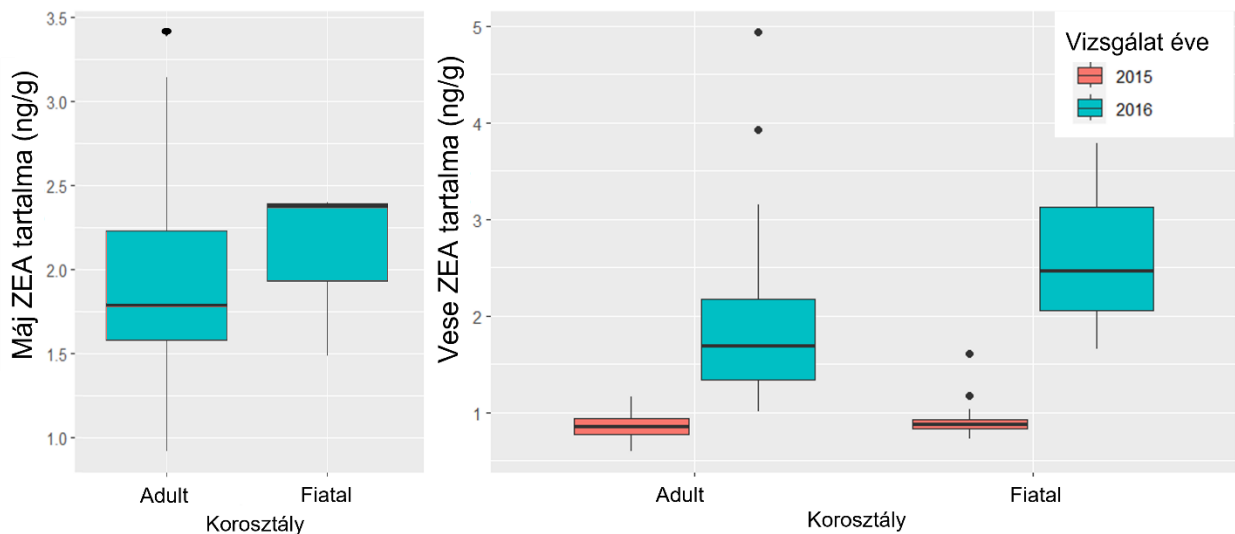
2015-ben Hódmezővásárhelyről (18), Jászapátiról (16) és Karcagról (26), 2016-ban Hajdúnánásról (5), Hódmezővásárhelyről (2), Jászágóról (4), Karcagról (10), Mezőgyánról (4) és Székkutasról (12) gyűjtött mintákat vizsgáltam. A minták között 68 egyed volt adult, 7 potenciálisan szaporodóképes fiatal, illetve 22 egyed *infantilis* méhvel rendelkezett. Az adultak közül 32 esetben, míg a fiatalok közül 5-ben tapasztaltam ivarszervi rendellenességet. 26 nőtény méhében nem találtam placentaheget.

A vizsgált szervek közül a májban a veséhez képest magasabb toxin értékeket mértem, a két szerv ZEA tartalma marginálisan szignifikáns pozitív összefüggést mutatott ( $F=3.64$ ,  $df=35$ ,  $p=0.064$ ) (80.ábra). Aflatoxin B1-ből is szintén a májban talált magasabb értékeket Slamecka et al. (2017).



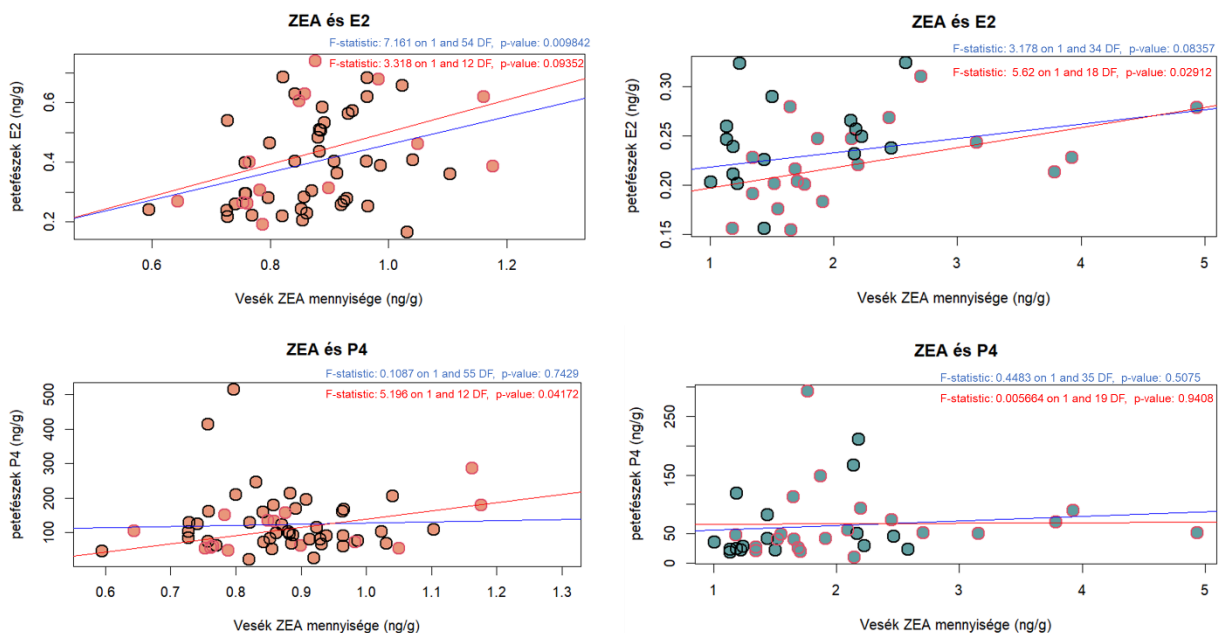
80.ábra: A máj és a vese ZEA mennyiségének összefüggése

A nyelvekben egyáltalán nem találtam ZEA-t. A fiatalok szervezetében trendszerűen magasabb ZEA értékeket mértem (81.ábra), csak úgy, mint Slamecka et al., (2017) az Aflatoxin esetében, bár a különbség statisztikailag nem volt igazolható ( $t_{\text{máj}} = -0.6$ ,  $df = 2.5$ ,  $p = 0.6$ ;  $t_{\text{vese}} = -1.13$ ,  $df = 2.2$ ,  $p = 0.36$ ).



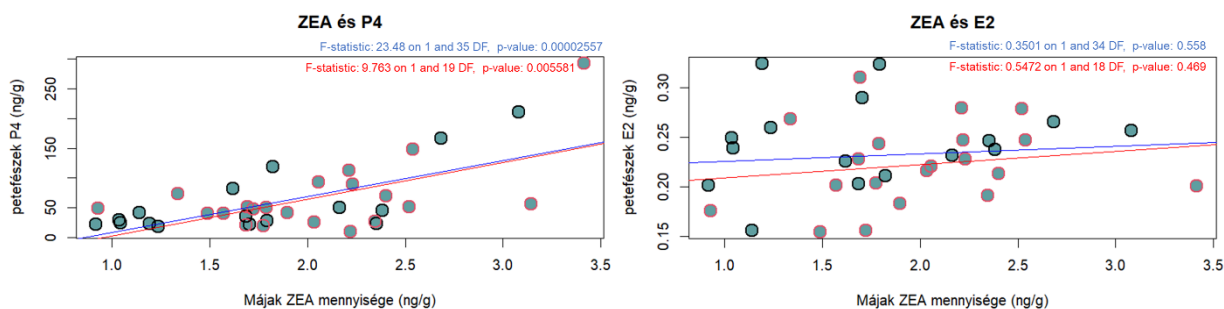
81.ábra: A máj (bal oldalt) és a vese (jobb oldalt) ZEA mennyiségeinek alakulása a korosztályok és az évek között

Pozitív összefüggést találtam a vesék ZEA tartalma és a petefészkek E2 mennyisége között (82.ábra).



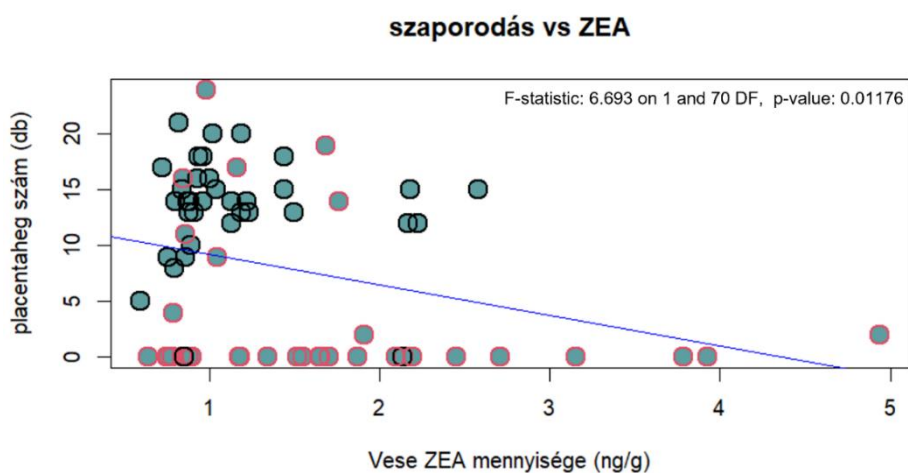
82.ábra: A vesék ZEA mennyiségének és a petefészkek E2 (fent) és P4 (lent) hormon mennyiségeinek összefüggései. A narancssárga bal oldali karikák a 2015-ös mérés, a jobb oldali kékek a 2016-os mérés eredményeit mutatják. Az ábrákon belül a piros szélű karikák a problémás méhű nőtényeket, a feketék az egészséges nőtényeket jelzik. A késsel jelölt statisztikai eredmények az adott ábra összes egyedére, a pirossal jelölt csak a problémás nőtényekre vetített összefüggést mutatják

Májak esetében csak a P4 hormonnal találtam pozitív összefüggést (83.ábra).



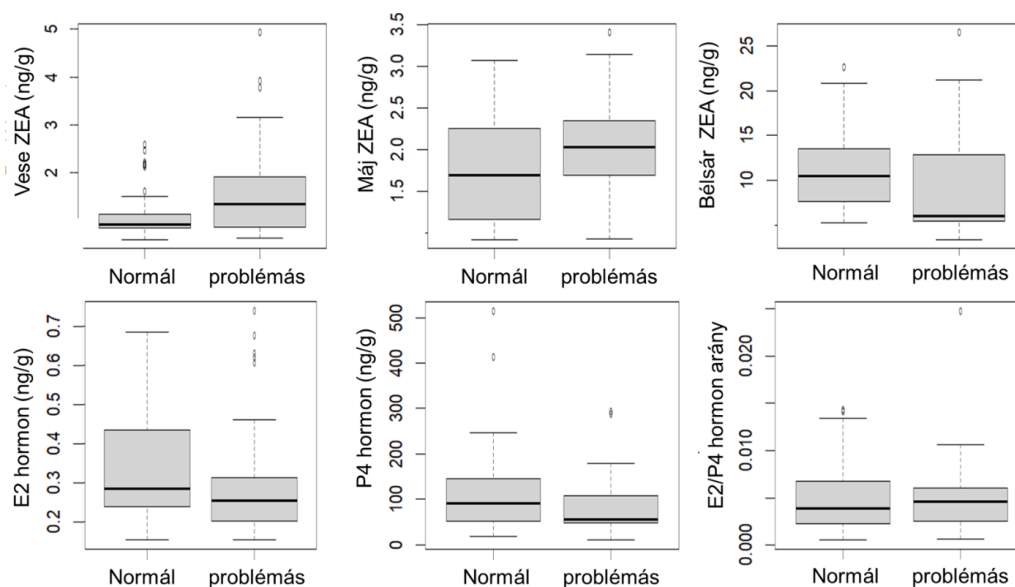
83.ábra: A májak ZEA mennyiségének és a petefészkek E2 (jobb) és P4 (bal) hormon mennyiségeinek összefüggései. Az ábrákon belül a piros szélű karikák a negatív, vagyis a problémás méhű nőtényeket, a feketék az egészséges nőtényeket mutatják. A késsel jelölt statisztikai eredmények az összes egyedre, a pirossal jelölt csak a problémás nőtényekre vetített összefüggést mutatják

A placentaheg számok csökkentek a vesék ZEA tartalmának növekedésével (84.ábra).



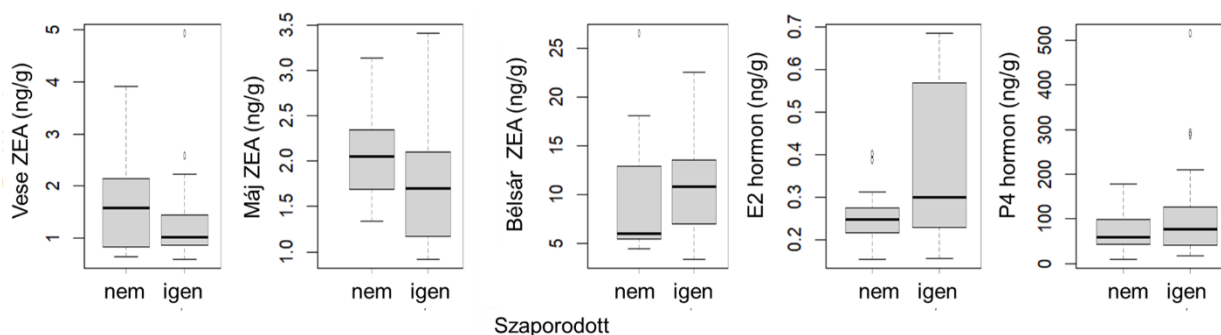
84.ábra: A vesék ZEA mennyiségének és a placentaheg számok összefüggése. A piros szélű karikák a negatív, vagyis a problémás méhű nőtényeket, a feketék a pozitív kontrollokat mutatják.

A problémás ivarszervű egyedek veséjének ZEA tartalma szignifikánsan magasabb volt (normál átlag 1.18, problémás átlag 1.65,  $t = -2.51$ ,  $df = 52$ ,  $p = 0.015$ ), a májak (normál átlag 1.7, problémás átlag 2.05,  $t = -1.67$ ,  $df = 28$ ,  $p = 0.105$ ) és a bélsarak (normál átlag 11.6, problémás átlag 9.62,  $t = 1.07$ ,  $df = 34$ ,  $p = 0.293$ ) ZEA értékei nem különböztek. A normális méhű nőtények petefészke szignifikánsan magasabb E2 hormont tartalmazott (normál átlag 0.37, problémás átlag 0.3,  $t = 2.07$ ,  $df = 64$ ,  $p = 0.042$ ). Nem volt különbség a problémás és normális nőtények P4 hormon mennyiségei között (normál átlag 100, problémás 82.7,  $t = 0.91$ ,  $df = 60$ ,  $p = 0.364$ ), ugyanakkor trendben látszódik, hogy előbbieké alacsonyabb (85.ábra).



85.ábra: A vesék, májak, bélsarak ZEA mennyiségének (felső sorok), illetve az E2, P4 hormon és arányaik (alsó sor) mennyiségének alakulása a normális (pozitív kontroll) és a problémás méhű (negatív) egyedek méhe között

Azok az egyedek, akik nem szaporodtak, szignifikánsan magasabb vese ZEA értékkel rendelkeztek (szaporodott átlag 1.26, nem szaporodott átlag 1.7,  $t = 2.05$ ,  $df = 43$ ,  $p = 0.046$ ). A máj (szaporodott átlag 1.76, nem szaporodott átlag 2.05,  $t = 1.42$ ,  $df = 32$ ,  $p = 0.165$ ) és a bélsár (szaporodott átlag 11.25, nem szaporodott átlag 9.55,  $t = -0.88$ ,  $df = 33$ ,  $p = 0.383$ ) ZEA tartalma a két csoport között nem különbözött. A szaporodásban részt vevő egyedek E2 hormon mennyisége szignifikánsan magasabb volt (szaporodott átlag 0.38, nem szaporodott átlag 0.25,  $t = -4.26$ ,  $df = 59$ ,  $p < 0.0001$ ), tehát a jelenlegi ZEA mennyiség nem tudja megnövelni az E2 hormon mennyiségét annyival, mint a szaporodásban aktív nőtények szintje, ugyanakkor hormon arányt enyhén eltolhatja. A P4 érték között nem volt különbség (szaporodott átlag 101.15, nem szaporodott átlag 74.34,  $t = -1.57$ ,  $df = 66$ ,  $p = 0.121$ ) (86.ábra).



86.ábra: A szaporodásban részt vevő és nem szaporodó nőtények vese, máj, bélsár ZEA tartalmának, illetve az E2 és P4 hormon tartalmának összevetése

A ZEA sertésekben *hiperösztrogenizmust* okozhat, kísérletesen kimutatták, hogy a ZEA egy ideig képes emelni a szervezet ösztrogén szintjét (Ropejko and Twarużek, 2021; Vejdvoszky et al., 2017; Yang et al., 1995), vagy épp *anösztrozszt* okoz, ezáltal az állat nem ivarzik (Minervini and Aquila, 2008; Oliver et al., 2012). Bár az ok-okozatot így még nem tudjuk, de a több ZEA-t fogyasztó, vagy hosszabb távon ZEA-t fogyasztó egyedek szerveiben magasabb lehet a mikotoxin mennyisége.

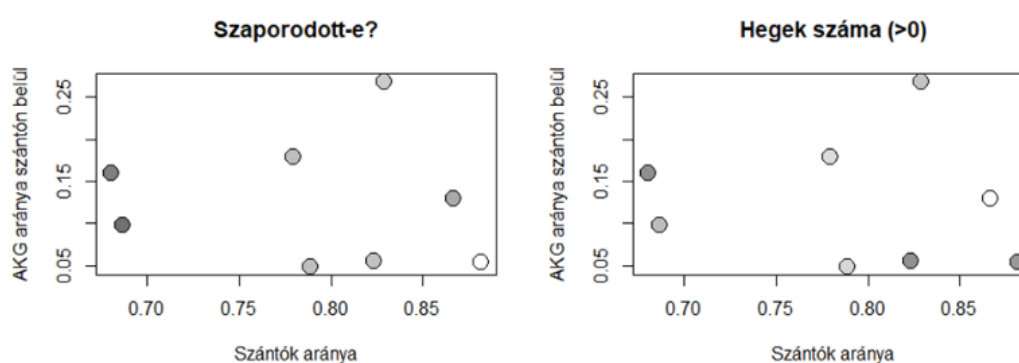
Mivel a fiatalok szerveiben magasabb ZEA szintet mértünk, így előfordulhat, hogy náluk már magzati korban, vagy anyatejjel elkezd a ZEA a szervezetükben akkumulálódni, vagy télen nem tudnak válogatni és kénytelenek magasabb toxin tartalmú táplálékot fogyasztani. Hormonok tekintetében mind a magasabb E2-t tartalmazó egyedek, a nem szaporodó, vagy a valamilyen ivarszervi problémát mutató egyedek veséjének a ZEA szintje magasabb volt. A vese ZEA mennyiségének növekedésével, csökkent a placentahegyek száma nőstényenként. A mikotoxin jelentős része a bélsárral ürül, ezért sem lehetett kimutatni összefüggést, ugyanakkor nyulak esetében a cökotrófia jelensége miatt ezek az állatok még inkább kitettek a ZEA veszélyeinek.

## 5.7. Az élőhely és az élőhelyfejlesztés hatása a szaporodási sikerre

Mivel a natív és festett placentaheg számok jól korreláltak egymással (Sperman rho=0.81, p<0.0001), a kettő közül a magasabb placentaheg számot használtam mindegyik egyednél.

### 5.7.1. Szántók, AKG-s területek és a zöld területek hatása a szaporodásra, szaporodási sikerre és a fiatalok arányára

A placentahegyekkel nem rendelkező, azaz nem szaporodó egyedek aránya a korral csökken, más tényező nem befolyásolja (87.ábra, 14.táblázat). A zöld területek növekedése nem befolyásolja a placentahegyek számát, illetve a szaporodás valószínűségét. Pozitív interakciót találtam a szántók területe és az AKG részaránya között: minél több a szántó, annál pozitívabb a hatása a nagyobb AKG-s részarányának a placentahegyek számára (87.ábra, 14.táblázat).



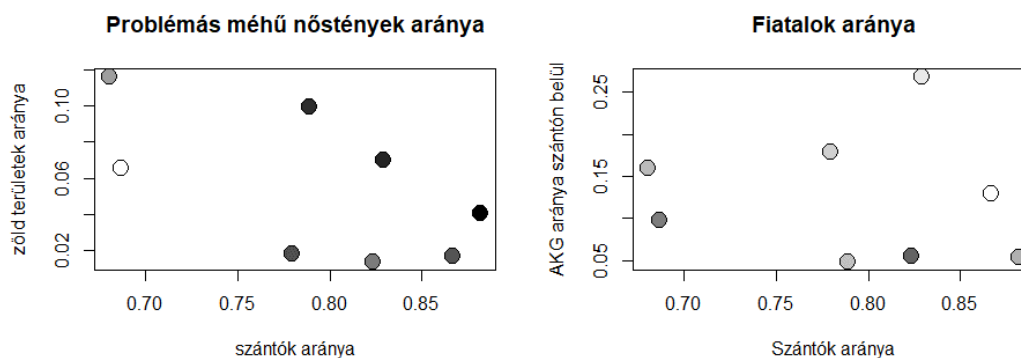
87.ábra: A szántók, illetve a szántókon belül az AKG támogatással érintett területek arányának összefüggései a szaporodásban részt vevő nőstények arányával (bal) és a placentahegyek mennyiségével (jobb). A karikák egy-egy VGE-et jelölnek, a világosabb karikák magasabb szaporodásban részt vevő arányt, illetve átlagosan magasabb placentahegyszámot jeleznek

A szántók, illetve a zöld területek arányának növekedése csökkenti a rendellenes ivarszervek gyakoriságát (88.ábra, 15.táblázat). A fiatalok gyakoriságára a zöld területek aránya nincs hatással (88.ábra), a placentahegyszámok alakulásához hasonlóan itt is a szántók aránya, illetve annak AKG-s részaránya növelte a fiatalok arányát (15.táblázat).

14.táblázat: A zéróinflált kevert modellünk paraméterbecslései a placentahegek gyakoriságára és a nem szaporodás valószínűségére

Modell paraméterei	placentahegek száma		
	Modell becslése ± SE	tesztstatisztika*	P
Átlagos placentaheg számok valószínűségi értékei (poisson log kalkulációval):			
Intercept (placentaheg szám élőhely nélkül)	4.97 ± 1.5	3.31	<0.001
Zöld területek aránya	-1.07 ± 0.76	-1.41	0.16
Szántók aránya	-3.8 ± 1.81	-2.09	0.036
AKG-s részarány szántón belül	-26.9 ± 10.24	-2.63	0.009
Kor (idős)	0.46 ± 0.18	2.61	0.009
Szántók aránya × AKG-s részarány	33.71 ± 12.61	2.67	0.007
Zéró inflációs modell: nemszaporodás arányának értékei (binomiális logit kalkulációval):			
	13.33 ± 8.47	1.57	0.12
Zöld területek aránya	-5.5 ± 4.97	-1.11	0.27
Szántók aránya	-14.06 ± 10.37	-1.36	0.18
AKG-s részarány szántón belül	-17.98 ± 59.3	-0.3	0.76
Kor (idős)	-3.05 ± 0.53	-5.73	<0.0001
Szántók aránya × AKG-s részarány	19.64 ± 73.95	0.27	0.79

\*tesztstatisztika a fix paraméterek t-értéke, és a zéróinflációs paraméterek z-értéke. A kovariánsok nem lettek az átlagra centrálva, így a tengelymetszet értékek (intercept) a numerikus kovariánsok nulla értékeire vonatkoznak



88.ábra: A szántók, illetve a zöld területek arányának összefüggései a problémás nyúl méhek gyakoriságával (bal), továbbá a szántók és azon belül az AKG támogatással érintett területek arányának összefüggései a fiatalok arányával (jobb). A karikák egy-egy VGE-et jelölnek, a bal oldalon a sötétebb karikák a kevesebb problémás méhgyakoriságot jelölik, míg a jobb ábrán a világosabb karikák magasabb fiatal arányt jeleznek

15.táblázat: A gls kevert modellünk paraméterbecslései a rendellenes méhek és a fiatalok arányára

Modell paraméterei	Modell becslése ± SE	Z	P
Rendellenes méhek arányának modell együtthatók értékei			
Rendellenes méhek aránya (élőhely nélkül)	9.77 ± 2.68	3.64	<0.001
Zöld területek aránya	-9.2 ± 3.92	-2.35	0.019
Szántók aránya	-12.3 ± 3.16	-3.92	<0.0001
AKG-s részarány szántón belül	-0.73 ± 2.08	-0.37	0.71
Fiatalok arányának modell együtthatók értékei			
Fiatalok gyakorisága (élőhely nélkül)	-3.19 ± 1.34	-2.36	0.18
Zöld területek aránya	1.77 ± 1.84	0.96	0.34
Szántók aránya	3.19 ± 1.63	1.96	0.049
AKG-s részarány szántón belül	2.19 ± 0.85	2.59	0.01



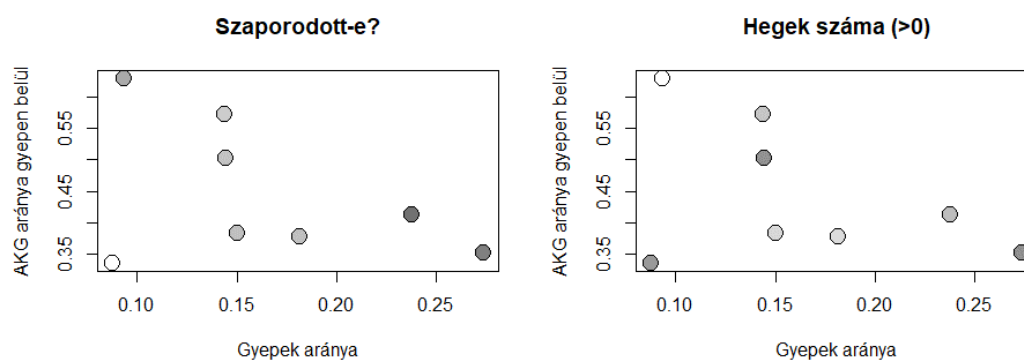
## 5.7.2. Gyeppek, AKG-s területek és a zöld területek hatása a szaporodásra, szaporodási sikerre és a fiatalok arányára

Csak a kor csökkenti a nemszaporodás gyakoriságát (16.táblázat, 89.ábra). A nőstények placentaheg számára a sok gyep pozitívan hatna, AKG mellett azonban a gyeppek hatása negatív. A gyeppek, de annak AKG-s aránya is növeli a rendellenes méhek gyakoriságát, míg a zöld területek aránya csökkenti azt. A fiatalok arányát a gyeppek, és AKG-s aránya csökkenti (17.táblázat,90.ábra).

16.táblázat: A zéró inflált kevert modellünk eredménye a placentahegyek és a nem szaporodás arányának alakulására

Modell paraméterei	placentahegyek alakulása		
	Modell becslése ± SE	Próba statisztika*	P
Modell együtthatók értékei (poisson log kalkulációval):			
Intercept (placentaheg szám élőhely nélkül)	0.92 ± 0.42	2.18	0.03
Zöld területek aránya	-0.74 ± 0.62	-1.18	0.23
Gyeppek aránya	8.34 ± 2.99	2.79	0.005
AKG-s részarány gyepen belül	2.85 ± 0.99	2.89	0.004
Kor (idős)	0.49 ± 0.17	2.73	0.006
Gyeppek aránya × AKG-s részarány	-23.85 ± 8.08	-2.9	0.003
Zéró inflációs modell együtthatók értékei (binomiális logit kalkulációval):			
Intercept (szaporodási siker/arány)	-2.55 ± 3.06	-0.583	0.4
Zöld területek aránya	-1.42 ± 4.51	-0.32	0.75
Gyeppek aránya	16.69 ± 20.98	0.8	0.43
AKG-s részarány gyepen belül	4.55 ± 7.23	0.63	0.53
Kor (idős)	-2.99 ± 0.53	-5.69	<0.0001
Szántók aránya × AKG-s részarány	-7.36 ± 54.29	-0.14	0.89

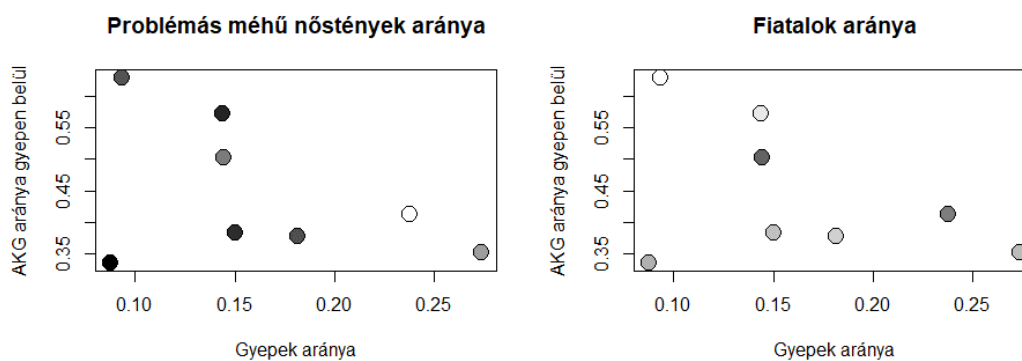
\*Próba statisztika a fix hatású paraméterek t-értéke, és a zéró inflált paraméterek z-értéke. A kovariánsok nem átlagközpontúak, így a tengelymetszet értékek (intercept) a numerikus kovariánsok nulla értékeire vonatkoznak



89.ábra: A gyeppek, illetve azokon belül az AKG támogatással érintett területek arányának összefüggései a szaporodásban részt vevő nőstények arányával (bal) és a placentahegyek mennyiségével (jobb). A karikák egy-egy VGE-et jelölnek, a világosabb karikák magasabb szaporodásban részt vevő arányt, illetve átlagosan magasabb placentaheg számot jeleznek

17.táblázat: A gls kevert modellünk eredménye a rendellenes méhek és a fiatalok arányak alakulására

Modell paraméterei	Modell becslése ± SE	Z	p
Rendellenes méhek arányának modell együtthatók értékei			
Rendellenes méhek aránya (élőhely nélkül)	-6.35 ± 1.5	-4.22	<0.0001
Zöld területek aránya	-5.82 ± 3.76	-1.55	0.12
Gyepek aránya	19.91 ± 4.34	4.59	<0.0001
AKG-s részarány gyepen belül	6.35 ± 2.09	3.03	0.002
Fiatalok arányának modell együtthatók értékei			
Fiatalok gyakorisága (élőhely nélkül)	-2.39 ± 1.12	-2.12	0.03
Zöld területek aránya	0.63 ± 1.75	0.36	0.71
Gyepek aránya	14.05 ± 8.37	1.68	0.09
AKG-s részarány gyepen belül	5.85 ± 2.8	2.09	0.04
Gyepek aránya × AKG-s részarány	-40.05 ± 21.97	-1.82	0.06



90.ábra: A gyepek, illetve azokon belül az AKG támogatással érintett területek arányának összefüggései a problémás nyúl méhek gyakoriságára (bal), illetve a fiatalok arányára (jobb). A karikák egy egy VGE-et jelölnek, a bal oldalon a sötétebb karikák a kevesebb problémás méhgyakoriságot jelölik, míg a jobb ábrán a világosabb karikák magasabb fiatal arányt jelzik

Az AKG-s területek aránya nem befolyásolja a szaporodási sikert, azaz azt, hogy szaporodik-e a nyúl, a gyepek aránya növeli, a szántók aránya csökkenti a szaporodási sikertelenséget. A sok szántóterület és nagyarányú AKG lefedettség növeli a placentahégek, azaz a megszületendő kisnyulak számát, továbbá az első évet megélt kisnyulak arányát is. Ezzel szemben a gyepek arányának növekedése csökkenti azt.

## 6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A célkitűzésben megfogalmazott kérdésekre kapott válaszok, következtetések és javaslatok nagyobb témakörönként:

### 1.) AKG támogatási rendszer hatása a nyúlállományok alakulására

Összességében azt találtam, hogy a 2009-2014-es Új Magyarország Vidékfejlesztési Program Agrár-Környezetgazdálkodási Programnak természetvédelmi szempontból nem volt jelentős hatása. Az AKG pozitív hatással volt a szegélyminőségre, de az is elképzelhető, hogy a magasabb szegélyminőségű szántóföldeket érintette inkább az AKG támogatás, ezt a jövőben nagyobb mintaelemszámmal érdemes lenne leellenőrizni. Ennek ellenére az AKG nem tudta javítani a növényzet minőségét sem szántókon, sem gyepeken. A támogatott gyepek szignifikánsan alacsonyabb vegetációs minőségi pontszámmal rendelkeztek, és tavasszal lényegesen kevesebb nyulat is láttunk ezeken a területeken. A mezei nyulak mozgási aktivitása éjszaka erőteljesebb (Zaccaroni et al., 2013), melyet saját telemetriás adataim is alátámasztanak, ami valószínűleg megmagyarázza, hogy miért nem találtam összefüggést a területek és a látott mezei nyúl sűrűség között. Tavasszal a mezei nyulak nappali erőteljesebb aktivitását magyarázhatja a szaporodási időszakuk, mely ősze már kevésbé intenzív. Ezek alapján a nyulak évszakok közötti számolása nem biztos, hogy megfelelő indikátor lehet hasonló programok sikerességének méréséhez, ugyanakkor jó mutató lehet egy szezonon belül, összehasonlítva a különböző kezelési csoportok jelentőségét. Mivel a szántóföldeken legtöbbször nem sok nyulat láttunk, ezért úgy gondolom, hogy a mezei nyulak napközbeni (a mezei nyulak inaktív időszakában) számlálása önmagában nem elég erős mutató, de kiegészítve például az ürülék számmal már megfelelő indikátor lehet.

Kis térléptékű és telemetriás vizsgálatokból is kiderült, hogy a szántók aránya a téli időszakban meglehetősen magas, holott annak preferáltsága a nyulak szempontjából alacsony. A téli üres szántóterületek megoldására több lehetőség is nyílna: zöldtrágya növények vetése akár kiegészítve egyéb "bio gyártási melléktermékekkel" (biogáz, sörgyártási melléktermék, fahamu), melyek növelik a talaj mikrobiológiai közösségét is (Dahlin et al., 2015; Ramezianian et al., 2015). Zöldtrágya növényekkel kiegészítő tápléékforrást is biztosíthatunk, amennyiben szakemberek bevonásával történik a talajjavító fajok kiválasztása, ugyanis egyes növényeket az állatok nem szeretik, esetleg elkerülik, aminek hatására növekedhet az állatok a téli otthonterületének nagysága (Petrovan et al., 2017). Mivel a nyulak általában a kisebb vegetáció magasságot (10-50 cm) kedvelik, a fél méternél magasabb növényzet pedig akár fizikai akadályt is képezhet az állatok számára (Mayer et al., 2018b; Weterings et al., 2016), így ilyen szempontból is érdemes figyelembe venni a

gazdaságilag nem fontos növények vetését. Másrészt, amennyiben nincs lehetőség új növényeket vetni a téli időszakra, legalább a táblahatár környékén (illetve a szélétől 60 m-re befelé, mely telemetriás vizsgálat alapján úgy tűnik fontos a nyúl szempontjából) meg lehetne hagyni a tarlót a téli időszakra nem csak a kukorica vagy a búza esetében, hanem más terményeknél egyaránt. A tarló menedéket nyújthat a téli csupasz szántókon különösen akkor, ha a parcellának nincs, vagy rossz minőségű a szegélye, melyet vizsgálatainkban a támogatott és kontroll szántókon is magas arányban tapasztaltunk. Ugyanakkor figyelembe kell venni, hogy néhány tanulmányban kimutatták a nyulak tarló elkerülését (Canova et al., 2020; Cardarelli et al., 2011; Mayer et al., 2018). Harmadrészt, ha a növényzet nem javítható, akkor törekednünk kellene a szegélyek szélesítésére. Ezt megtehetjük közvetett módon táblaszélekre létesített méhlegelő sávok kialakításával (Marshall et al., 2006; Sliwinski et al., 2019), de akár egy mozaikos növénytermesztési rendszer is növelheti a zöld szántóterületek mennyiségét, heterogenitását (Mayer et al., 2018; Vasseur et al., 2013). A felsorolt megoldások bármelyike javíthatja a terület helyi ökológiai kontrasztját egy egyszerű tájszerkezetű struktúra esetén is (Kleijn et al., 2011; Langhammer et al., 2017; Marja et al., 2019). A folyamatos növénytakarás növelhető több pihentetett mezőgazdasági tábla kialakításával is. Ezek a területek a mezei nyúl mellett madárfajokra is kedvező hatással vannak (Kovács-Hostyánszki and Báldi, 2012; Langhammer et al., 2017; Mayer et al., 2018).

Van, hogy csak akkor látható az AKG-s program pozitív hatása, ha elég régóta működik (Lindenmayer et al., 2012). Portugáliában tűzok esetében csak olyan helyeken találtak pozitív populációs trendet, ahol az agrár intézkedések már több mint egy évtizede érvényben voltak (Stoate et al., 2009). Így nagy térléptékű vizsgálatot is érdemes lenne kiterjeszteni úgy, hogy melyek azok a területek, amelyek már az előző támogatási programban is érintettek voltak, vagy azokat a területeket vizsgálni a jövőben, melyek az általam vizsgált és az új AKG támogatási rendszerben is benne vannak. Elképzelhető, hogy a kiválasztott referencia évek adatai még tükrözték a korábbi AKG-s támogatás pozitív hatását, megemelve ezzel a referencia szintet. A jövőben egy nagy térléptékű vizsgálat esetében érdemes lenne egyéb AKG-hoz hasonló támogatások hatásait, vagy együttes hatásait is vizsgálni, amelyek összesítve már feltehetően kellő mértékben tudnák magyarázni a nyúlállományra kifejtett hatást. A Közös Agrárpolitika (KAP) több reformja például támogathatja a táblaszegélyek, erdősávok létesítését, vagy megakadályozhatja a további táblaméret bővülést (Agriculture and Rural Development, 2016). Tehát egy összetettebb vizsgálattal több zöldítési és egyéb támogatási rendszer finomabb hatását is ki lehetne mutatni, akár kedvezőtlen időjárási körülmények között is (Concepción et al., 2020). Kiegészítve ezt kis térléptékű vizsgálatokkal már a táblaszegélyek, parlagok, kis erdőfoltok, vagy művelhetetlen területrészek fontosságát is lehetne mérni adott körülmények között.

Mivel az agrár támogatási projektek gyengesége sok esetben az eredményorientáltság hiánya (Häring et al., 2005; Vepsäläinen et al., 2010), így érdemes azt is felülvizsgálni, hogy ha csak a jelenlegi előírások lennének, nagyobb AKG-s lefedettség mellett hozhatna-e mérhető pozitív hatást. Vagy érdemesebb lenne átállni eredmény orientált támogatási projektek irányába, melyek kiválasztott bioindikátorokon keresztül mérik a támogatási rendszerek sikerességét (Concepción et al., 2020; de Sainte Marie, 2014; Kaiser et al., 2010; Zabel and Roe, 2009).

## 2.) Ragadozók és az aktuális élőhely szerepe a mezei nyúl viselkedésére

Bár a mezei nyúl mozgáskörzete irodalmi adatok alapján nem nagy, ráadásul helyhű fajként jellemzik, teklemetriás vizsgálatom alapján kijelenthetjük, hogy nem elég csak kisebb területekben gondolkodni (főként kisebb területű VGE-ek esetében), hisz a megjelölt 13 nyútból 10 egyed otthonterülete esett minimum két VGE területére (egy egyed 3 VGE területét is használta), 2 egyed területet és vadásztársaságot is váltott év közben. Éppen ezért az élőhely-fejlesztést és a ragadozó gyérítést is nagyobb térléptékben kell megtervezi és kivitelezni. A tapasztalt nagyobb mozgáskörzetek -különösen éjszaka- oka lehet a nagytáblás mezőgazdaság és az amiatt kialakult alacsony élőhelyi változatosság. A nyulak szinte mindegyike használt természetközeli élőhelyi foltot (csatornát, árokpartot, felhagyott tanyaterületet, telepített nyarast), tehát ezek megléte a mezőgazdasági sivatagon belül rendkívül fontos. Úgy tűnik az adott élőhely, illetve a vegetáció nem egyformán fontos a két ivar számára. A nőstények válogatosabbak, hiszen a vehem építéshez és szoptatáshoz is többféle fajtájú, összetételű és jobb minőségű táplálékra van szükségük (Hansen, 1996; Schai-Braun et al., 2015). Ezért lehet, hogy bár a szakirodalom alapján kisebb otthonterülettel rendelkeznek és kevésbé diszpergálnak (Bray et al., 2007) egy kevésbé megfelelő élőhelyszerkezet esetében nagyobb távolságokat kell megtenniük a szükséges mennyiségű és minőségű táplálékhoz, ami okozhatta, hogy az általunk vizsgált nőivarú egyedek egy része nagyobb otthonterülettel rendelkezett.

Kiemelendő, és a telemetriás vizsgálat egyik tanulsága volt, hogy nem elég korábbi műhold felvételek, vagy korábbi térképek alapján meghatározni a vegetációt, sőt az sem elég, ha egy korai vegetációs fázisban a területre ránézünk, hiszen a mezőgazdasági táblán belül a talajvíz és egyéb viszonyok miatt egy teljesen új mikrohabitat is kialakulhat, ami a nyúl számára meghatározó lehet. Ha ezt nem vesszük figyelembe, tévesen az eredeti nagy vegetációhoz kötjük az állatot, vagy úgy véljük, a tábla belső területeit használja, melyre a HAHU07-es nyulunk mutatott példát. Ezt a jövőben precízen úgy tudnánk kivitelezni, hogy légi felvételekkel, pl. drónos felvétellel részletesebben feltérképezzük a területet, vagy a talajvízszintet figyelembe véve előre kijelöljük a potenciális területeket, melyeket a későbbiekben személyes bejárással tudunk ellenőrizni. Kiderült, hogy a táblaméret kimutathatóan meghatározó a mezei nyúl szempontjából, hisz a

vizsgálatunk kapcsán a lokalizációs pontok többsége mind a két szezonban a szegélyek környékére esett, attól távolodva a mezőgazdasági táblát egyre kevésbé használták.

A mezei nyúl esetében -annak terület felfedező kirándulásai miatt- a különböző otthonterület becslési módszerek eredményei lényegesen eltérő mozgáskörzet méretet tudnak adni. Nem meglepő módon a 95%-os minimum konvex poligon becslési módszer adta a legmagasabb értékeket, melyek a 60%-os MKP, illetve az ugyancsak 95%-os KDE otthonterület nagyságainak akár dupláját is kitették. A jövőben éppen ezért vagy az egyszerűbb MKP becslés 60%-os lefedettségével kell számolni, vagy egységesen áttérni a KDE területbecslési módszerre, mely pontosabban képes jellemezni a valóban használt élőhelyeket.

Elképzelhető, hogy valóban szezonális területváltást végez a nőstény nyulak egy része, csak ez ezidáig még kevésbé volt kutatott. Hasonló jelenséget a tanszék munkatársai korábban szintén rádiotelemetria segítségével már gímszarvas tehének esetében is kimutattak (Szemethy et al., 2001). Azt, hogy ez a jelenség hosszútávú-e, csak hosszabb élettartamú telemetriás eszközökkel, vagy a hasonló jelenséget mutató egyedek VHF-es jeladóval kiegészített vizsgálatával lehetne kimutatni. Mind a fiatal HAHU07-es nőstény, mind az adult HAHU06-os nőstény főként a téli időszakban használta a telemetriás mintaterületet, ahol is sokat tartózkodott fás vegetációjú foltokban, vagy azok közelében, míg a tavaszi élőhelyeken kevésbé voltak fás területrészek. A konkrét oka a területváltásnak jelen vizsgálat alapján még nem tisztázott, feltehetően a nagy távolságú területváltás kockázatos és energia igényes a nyulak számára.

Nem tudtam kimutatni szegélypreferenciát, a különböző minőségű és típusú szegélyek használatának intenzitása nem tért el a véletlen használatától, illetve kistérléptékű AKG-s vizsgálat kapcsán sem találtam összefüggést a nyulak, vagy hullatékok számának alakulása és az általunk felállított szegélyminőség között. Ugyanakkor szegély minőségtől függetlenül, a lokalizációs pontok sűrűsége nagyobb volt a szegélyekben és közvetlen közelükben, míg a tábla belseje felé haladva ritkultak. Elképzelhető, hogy a felállított kategória nem reprezentálja a valóságnak megfelelően a szegélyek minőségét és vannak olyan általunk eddig nem látott tényezők, melyek esszenciálisak a nyulak szempontjából. Ettől függetlenül vizsgálataim alapján kijelenthetjük, hogy a tábla széle és szegélye fontos a nyúlnak minden évszakban és a takaráson kívül egyéb -általunk eddig nem ismert- tényezők is meghatározóak a szegélypreferencia kapcsán. Ez utóbbi eredményem arra is felhívja a figyelmet, hogy az általánosan használt éjszakai reflektoros becslés – mely eddigi tudásunk szerint a legmegbízhatóbb eredményt adja mezei nyúl állomány nagyságáról- feltétele, mely szerint minden egyed eloszlása véletlenszerű, nem teljesül. Mivel a szegélyek közelében intenzívebb a területhasználat, így feltételezhető, hogy ezeken a területeken az egyedsűrűség is magasabb. Mivel a becslési útvonalak döntő többsége kizárólag a szegélyekben

futó utakon történik, így több egyedet lehet itt megfigyelni, vagyis túlbecslést fogunk okozni, ami egy eleve csökkenő állomány tendenciájú faj esetében komoly problémát fog okozni. Éppen ezért ezt a módszert felül kéne vizsgálni és az újonnan megszerzett adatokra támaszkodva, a túlbecslést kiküszöbölve, vagy parcellás/kvadrátos állománybecslést kellene végezni, vagy a becslés feldolgozásakor figyelembe véve a különböző sávokat, súlyozni kellene a sávonkénti meglátási valószínűséggel, vagy épp pontatlanságból eredő hibával és bele kellene a modellbe építeni, hogy a mezei nyulak eloszlása nem egyenletes, ezzel is csökkentve a módszer torzítását.

Bár a vegetáció preferencia elemzések alapján az állatok nem használták a véletlentől eltérően a különböző vegetációkat, télen preferálták a tanyahelyeket, a parlagot és a napraforgó tarlót (holott északibb területen, reflektoros állománybecslés alapján ez a vegetáció típus a kevésbé preferált kategóriába esett), míg a preferáltak vélt árvakeléses tarlót, vagy lucernát a várnál kevésbé használták. A tavaszi időszakban csak a parlag iránt mutattak preferenciát, így a parlagon hagyott területek mennyiségét és fontossági szerepét a jövőben érdemes lenne átgondolni. Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy sok esetben nem lehetett egyértelmű eredményt kapni a különböző kultúrnövények preferenciájára. Ennek egyik lehetséges oka lehet, hogy a vizsgált egyedeknek a területen csak korlátozott választási lehetőségei voltak. Alapvetően minden egyednek abból az élőhelytípusból kell a legjobbakat összeválogatnia, amely megtalálható a mozgáskörzetében, ráadásul az állat mást szeretne használni nappal, mint éjszaka, ezért az élőhelyek minősítése a jövőben összetettebb elemzést igényelne. Továbbá a HAHU07-es nyúlnál tapasztaltak alapján az egyes foltok, mezőgazdasági táblák növényzetét is részletesebben kellene felvenni. Nem elég a fő növénykategória megadása, részletesebb faji összetétel, gyomosodás, mikroélőhelyek mennyiségének felmérése, pontosítása is szükséges, esetleg belevenni új kategóriákat -mint háborítatlanság-, tovább javítva a vegetáció minősítési skálát a jövőben az adott kis térléptékű viszonyoknak megfelelően, amik már megfelelő alapot adhatnának egy célirányos és eredményorientált élőhelyfejlesztéshez.

Vizsgálataimból kiderült, hogy a róka gyérítési index kimutathatóan pozitív hatással van a nyúlsűrűsége, de önmagában kevésnek bizonyul. Kis térléptékű vizsgálat kapcsán a legmagasabb nyúlsűrűséget akkor láttam, amikor a területen legmagasabb volt a kedvelt növények aránya és az adott év tavaszán a legmagasabb volt a rókák gyérítési rátája is. Tehát mind a róka gyérítés intenzitása, mind a terület preferáltsága hatással van a terület nyúlsűrűségére. Eredményeim alapján tehát úgy tűnik, hogy az intenzív ragadozó gyérítés fel tudja futtatni a nyúlállományt, azonban azt megtartani a megfelelő minőségű élőhely tudja csak. Összességében tehát ragadozógyerítést kell végezni -ráadásul nem kis térléptékben gondolkodva-, de ez csak akkor tud tartós eredményt produkálni, ha van megfelelő élőhely, ami el tudja tartani az időszakosan

megemelt nyúlállományt (Reynolds et al., 2010). Olyan élőhelyeket kell kialakítani, ahol táplálékot és búvóhelyet is talál magának a mezei nyúl (Faragó, 2012), ezért az élőhelyek bővítése és a megfelelő táplálékkínálat kialakítása nélkülözhetetlen. Amennyiben nem megfelelő az élőhely minősége, átmenetileg és főként szélsőséges időjárási viszonyok mellett, télen és akár nyáron is kiegészítő takarmányozást lehet folytatni és alternatív búvóhelyeket biztosítani az állatoknak (Kovács and Heltay, 1993).

### 3.) A mezei nyúl szaporodási jellemzői, szaporodási képességeinek és problémáinak alakulása az élőhelyek függvényében

Egy populáció sikerességét a szezonális szaporodási arány mellett hosszútávon meghatározhatja a populáció ivararánya is. Úgy tűnik a téli törzsállomány ivararánya enyhén, de nőstény túlsúlyos és ez a jelenség nem csak hazánkban igaz (Flis and Rataj, 2019; Slamečka et al., 2014). Ez lehet egy természetes folyamat eredménye is, amennyiben a környezet benépesítésének feltételei adottak, a faj szempontjából van szaporodási potenciál, több nőivarú utód születik, magasabb lesz az ivararányból következően a megtermékenyített nőstények aránya és ennek következményeként meg tud ugrani az állomány növekedési rátája. Ugyanakkor a kiegyenlítetlen felnőttkori ivararányt okozhatja valamely korosztályban bekövetkező ivarhoz kötött megnövekedett érzékenység, mortalitás is (Pipoly, 2019; Székely et al., 2014), melyet a jövőben szintén érdemes lenne vizsgálni.

A nem szaporodó, illetve a problémás ivarszervet mutató nőstényeknek nem kell plusz energiát allokálniuk utódaikba, így -ha nem is szignifikánsan- jobb kondícióval várják a telet, ezáltal a túlélési esélyük is nőhet. Ugyanakkor a különböző vegyszerek és toxinok metabolitjai is a zsírban halmozódnak fel (Beukovic et al., 2018; Beukovic and Bursic, 2017), amit a jövőben érdemes lenne tovább vizsgálni, mivel elképzelhető, hogy a magasabb VZSI a zsírban akkumulálódó mikotoxinok miatt tovább csökkenti az egyed jövőbeli szaporodási rátáját. Amennyiben a szaporodási problémák hátterében olyan elváltozás áll, ami hosszabb távú meddőséget okozhat a nőstényeknél, hiába lesz magasabb a nőstények aránya egy populációban, a terméketlen nőstények növekedésének arányával az állomány tovább fog csökkenni. Jelenleg a vizsgált és potenciálisan szaporodóképes nőstények -vagyis akiknek a méhe nem fejletlen volt- 38%-ának ivarszervén találtam rendellenességet és 27%-uk nem is vett részt a szaporodásban, ami magasabb arányú, mint Bensinger (2002), Bensinger et al. (2000), Farkas (2021), illetve Gál (2006) vizsgálataiban. 2 olyan egyedem találtam, amelyeknek fejletlen volt a méhe, holott szemlencse száraztömeg alapján már felnőtt kategóriába tartozott volna. A jövőben ezeknek az egyedeknek a további vizsgálata indokolt lehetne.



Az átlagos placentahegszám nőstényenként 7.34 db ( $\pm 6.12$ ) volt, ugyanakkor ez az érték a placentaheg festést követő eredményeket mutatja -mely szignifikánsan magasabb placentaheg számot eredményezett-, emiatt a Farkas (2021) által tapasztalt placentaheg számok, bár alacsonyabbnak tűnnek az általam kapottaknál, valójában hasonló arányúnak felelnek meg, sőt bizonyos években még magasabbak is.

Az éves szaporulat mennyisége és a problémás méhek gyakoriságának aránya úgy tűnik területenként és évenként is igen eltérő lehet, így csupán egy-egy évből vagy egy-egy terület néhány vadászatából általánosítani, vagy komolyabb következtetéseket levonni nem lehet. Mivel Bensinger (2002) tézisében arra hivatkozik, hogy a 70'-es években csak töredéke volt a jelenleg tapasztalt szaporodási problémás, vagy terméketlen nőstény aránya, továbbá magasabb volt a fiatalok aránya is az őszi állományban. Elképzelhető, hogy a mezőgazdaság intenzifikációjának hozadékaként az újabb és újabb mezőgazdasági vegyszerek megjelenése, azok akkumulációja, vagy a klíma változás miatt bekövetkezett egyre gyakoribb szélsőséges időjárási események terelik a nyúlállományt a csökkenő trendek felé. Éppen ezért érdemes lenne elgondolkodni egy országos szintű monitoringon. A költséghatékonyság miatt kötelezően vizsgálni kellene az ivararányt, Stroh-jegy alapján egy fiatal-idős arányt és talán érdemes lenne még ezt egy tömegméréssel kiegészíteni, hogy lássuk országos szinten, mely területeken van nagyobb probléma, illetve hogy az évek között ezek az arányok változnak-e és ha igen, milyen irányban. Néhány év adatmennyisége után már látni lehetne, hogy mely tényezők azok (pl. időjárás), amelyek limitálhatják a fiatalok tavaszi és nyári túlélését. Ezt ki lehetne egészíteni az agrár mezőgazdasági területek adott évi vegetációjával (mely más adatbázisokból elkérhető) és meg lehetne keresni azokat a vegetáció típusokat, melyek nagy mennyiségben pozitívan, vagy negatívan hathatnak a szaporodási sikerre, vagy a fiatalok túlélésére. A későbbiekben pedig lokálisan, vagy a problémás területeken pontosabb és összetettebb vizsgálatokkal fel lehetne tárni az ok-okozati összefüggéseket.

Mivel a rendellenes méhek gyakorisága majdnem 50%-ra nő 5 éves kor felett, ugyanakkor a fiatalok aránya a populációban egyre alacsonyabb (Beuković et al., 2013; Popovic et al., 2015; Ristic et al., 2020), aminek több mint a 15%-a szintén rendellenes ivarszerveket mutat, így a meddőség, vagy az alacsony termékenyülési, fialási ráta valószínűsége nőni fog. A beküldött 45 mintából csak öt esetben igazoltak valamilyen gyulladást, vagy hámszövet burjánzást /sarjadzástos folyamatot és a beküldött minták felében nem találtak citológiai eltérést, vagy bármilyen baktériumot, így a terméketlenséget nem baktérium, kórokozó, vagy gyulladástos folyamat okozta. Igaz nem állatorvos vette a mintákat, illetve nem frissen, ideális körülmények között lett gyűjtve a citológiai és bakteriológiai minta, ezt a jövőben érdemes lenne friss mintából és később fagyasztás után is

megvizsgálni. Mindenesetre egyéb agrár környezetben fellelhető tényezők, pl. rovarirtó szerek, gyomirtó szerek (pl. terbutilazin, atrazin), különböző adalékanyagok, vagy penészedés következtében kialakuló mikotoxinok és azok másodlagos metabolitjai szintén okozhatnak meddőséget, szaporodási problémákat. A ZEA-ról kimutatták, hogy házi sertésekben, főként fiatal állatok esetében *hiperösztrogenizmust* okoz, vagyis felgyorsíthatja a méh fejlődését és megnöveli annak súlyát, megvastagítja a méh falát (Ropejko and Twaruzek, 2021; Yang et al., 1995). ZEA-val a természetben nem csak kukorica fogyasztásával találkozhat a nyúl, hanem búzában, egyéb kultúrnövényekben, vagy akár fűfélékben is ott lehet (Birr et al., 2019; Kharbikar et al., 2015; Skládanka et al., 2009). Kimutattam, hogy ZEA-val az állatok életük során valóban érintkeznek, a mezei nyúl szerveiben a mikotoxin kimutatható, a vesében és a májban akkumulálódhat. A jövőben érdemesebb csak a vesét vizsgálni, vagy a teljes májat begyűjteni és homogenizálni. A szervezetbe bejutó ZEA mennyiségének emelkedése megnövelheti a nőtények ösztrogén szintjét. Mivel a két év eredményei között a mért ZEA szintekben nagy különbségeket találtam, így elképzelhető, hogy a felvehető mennyiség évenként változhat, de az is lehetséges, hogy az új gyártási soron keletkezett (eltérő LOT számú) toxin teszt érzékenysége volt eltérő. Ezt szintén egy hosszútávú vizsgálattal lehetne igazolni a jövőben. Mivel a mikotoxinok legmagasabb arányban október és február között gyűlnek fel a szervezetben (Slamecka et al., 2017), a vadászati időszak a kimutatás szempontjából a legideálisabb. Ugyanakkor fel kell hívni rá a figyelmet, hogy mivel a mezei nyulat fogyasztjuk is, az őszi időszakban elfogyasztott hússal tudjuk mi magunk is a legnagyobb ZEA (és egyéb, akár nehézfém) mennyiséget felvenni, amennyiben elfogyasztjuk a belső szerveket és ugyanez igaz lehet más vadászható fajokra is. Mivel a ZEA-hoz a magzat már az anyaméhben hozzájuthat, lehetséges, hogy az év végi/évi eleji magas ZEA mennyiség felelős lehet az első almok alacsonyabb számaért is. Azokról a területekről, ahol magasabb a problémás, vagy nem szaporodó nőtények aránya, a szaporodó egészséges (pozitív kontroll) és a negatívan teljesítő nőtényektől javasolt lenne mintát venni és megnézni a veséjük ZEA mennyiségét és petefészkük hormon szintjeit. A ZEA egy jelentős része miután a májban átalakult az emésztőrendszerben halmozódik fel, majd a hullatékkal együtt a külvilágba ürül. Ezt tükrözheti, hogy míg a vese és a máj értékek jól korreláltak, addig a bélsárban levő ZEA mennyiségek teljesen eltérő értékeket mutattak, a húsban pedig egyáltalán nem találtam ZEA-t. Mezei nyulak esetében ismert jelenség a *cöktrófia*, melynek következtében a ZEA-val teli lágy bélsár még egyszer végig halad a teljes emésztő traktuson, ezáltal ezek az állatok még inkább ki lehetnek téve a ZEA veszélyeinek. Ennek előjele lehet, hogy bár kevés volt a mintaszám -illetve kis mintaszám miatt pl. az az egy egyed, amely problémás méhe ellenére magasabb placentaheg számot produkált, csökkentette a statisztika erejét-, trendszerűen látszódott, hogy a problémás méhű egyedek, illetve a szaporodásból kimaradó nőtények ZEA értékei magasabbak voltak, így hasonló vizsgálatok folytatása a jövőben indokolt

volna. A kapott eredmények interpretálhatóak az agrár ökoszisztémában élő többi gerinces fajra egyaránt, így vizsgálataim mind természetvédelmi, mind humán táplálkozásügyi szempontból fontosak lehetnek. Amennyiben a ZEA nagyobb mintaszámú, vagy nagyobb térléptékű vizsgálat esetén is problémaforrásnak bizonyul, agrotechnikai beavatkozásokkal kellene törekedni a toxinmennyiség csökkentésére.

Összességében a jövőben pontosabb populációbecslési módszereket kellene alkalmaznunk, hogy megnézzük, vajon az AKG, vagy egyéb jelenleg elérhető élőhelyfejlesztést és biodiverzitás növelést elősegítő programok képesek-e pozitív hatást gyakorolni a populációra. Erre kombinálva az általam használt vizsgálatokat: egy országos lefedettségű programban több éven keresztül nyomon kellene követni a vadászati terítékek ivararányát, korösszetételét, az egyedek kondícióját. Azokon a helyeken, ahol nagyobb arányú a szaporodási problémák aránya, vese mintákból ZEA mennyiséget mérni (ezt érdemes lenne kiegészíteni a petefészkek és herék hormon mennyiségének méréseivel is). A kapott eredményeket összevetni a vadászati területek vegetációs, mezőgazdasági művelési, illetve agrár támogatott területek adataival. Ezt lokálisan érdemes lenne idővel kiegészíteni egy második telemetriás vizsgálattal, az elérhető növényzet precízebb feltérképezésével és a vegetáció típusok beltartalmi, toxin és egyéb peszticid értékeinek meghatározásával, esetleg a jövőben az elejtett nyulakból, vagy friss ürülékből, vagy gyűjtött szőrből stresszhormonokat lehetne mérni, mely szintén okozhat szaporodási problémákat (Esposito et al., 2017). Így a lokális vizsgálatból és az országos monitoringból nagyobb térléptékű beavatkozásokat, kezelési terveket is lehetne a jövőben készíteni, melyek felhasználhatóak lennének európai szintű fajkezelési programokban, vagy az agrár ökoszisztémák biodiverzitásának megőrzésére szánt programokban egyaránt.

## 7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1.) *Hazánkban az ÚMVP AKG program hatását célzottan vizsgáltam a mezei nyúlra országos és kis térléptékekben.*

- Kis térléptékű felmérésünkben nem találtam pozitív hatást a nyúlsűrűsége, annak ellenére, hogy az AKG-s szántók valamivel magasabb minőségű táblaszegély és vegetáció értékeket mutattak a kontroll területekhez képest. Mivel a nyulak száma szignifikánsan korrelált a vegetáció minőségi pontszámaival, a gyengébb vegetáció magyarázhatja az AKG-s gyepek negatív hatását. A vizsgálat kapcsán azt tapasztaltam, hogy támogatástól függetlenül a szegélyek jelentős mennyisége rossz minőségű, így esetleges pozitív hatását nem lehet kimérni.
- Országos térléptékben szignifikáns kölcsönhatást tudtam kimutatni a rókasűrűség, a gyérítési ráta mértéke és az AKG-s szántóterület növekedése között. Az AKG-s szántóterületek növekedésének aránya növelheti a becsült nyúlsűrűséget, de csak abban az esetben, ha a terület róka gyérítési rátája jó. Az AKG-s gyepek negatív hatását országos térléptékben is meg tudtam erősíteni.

2.) *Tudományosan igazolni tudtam a vegetációk és az intenzív róka gyérítés együttes hatását a mezei nyúl lokális állományalakulására.*

- Kimutattam, hogy a mezei nyúl populáció sűrűsége leginkább a róka gyérítés intenzitásától függ, amit a kedvező növényzet jelenléte megerősíthet.
- Kimutattam, hogy sokféle élőhelyet használnak az állatok, az előfordulásuk többségében követi a növényzettípusok gyakoriságát.

3.) *Elsőnek alkalmaztam GPS-GSM típusú telemetriás vizsgálatot hazánkban a fajjal, illetve vettem össze több otthonterület becslési módszert a gyűjtött adatokból.*

- Kimutattam, hogy hazánkban a szakirodalomban található 30-40 ha-os otthonterületéhez képest, az egyedek jóval nagyobb mozgásterületet használhatnak.
- Szakirodalmi adatokkal ellentétben azt tapasztaltam, hogy a nőstény nyulak otthonterülete a tavaszi időszak után meghaladhatja a hímekéét. Két nőstény nyúl esetében elsőként tudtam területváltást igazolni.
- Kimutattam, hogy az általában használt 90%-os MKP becslési módszer kevésbé pontos, a 60%-os MKP, vagy a 90%-os KDE otthonterület becslés a valóságnak megfelelőbb adatokat tükrözi.
- Kimutattam, hogy a szegélyeket, illetve szegélyek közelében levő tábla részeket a nyulak szignifikánsan intenzívebben használják a szegély minőségétől függetlenül, emiatt a

jövőben az éjszakai reflektoros állománybecslés feldolgozási módszertanán finomítani kell, hogy elkerüljük a túlbecslést.

4.) *Elsőként dolgoztunk ki módszereket a mezei nyulak szerveiben levő ZEA mennyiség meghatározásához. Ki tudtam mutatni a toxin jelenlétét mezei nyúl májából, veséjéből, bélsarából.*

- Az 1000 egyedet meghaladó gyűjtött nyúlmintában gyenge fiatal arányt, és egy enyhe nősténytöbbletes ivararányt találtam.
- Kimutattam, hogy nőstényeken belül korosztálytól függetlenül a szaporodásban részt vevő, vagy kimaradó egyedek vesezsír indexe nem különbözött, ugyanakkor a rendellenes ivarszervvel rendelkező egyedek vesezsír indexe magasabb volt. Ezeknél az egyedeknél magasabb ZEA értéket is mértem a májban és vesében is. Mivel a peszticidek és mikotoxinok jelentős része zsírban raktározódik, így feltehetően a szerveikben is jobban tud akumulálódni. Kimutattam, hogy az E2 hormon mennyisége nő a szervek ZEA mennyiségével, ezáltal a ZEA-nak köze lehet a szaporodási rendellenességek kialakulásához.
- Szakirodalmi adatokkal ellentétben nem tudtam kimutatni szaporodási problémát igazoló kórokozót, vagy gyulladás jelenlétét a problémás méhekből, holott a méh nyálhártya fala szemmel láthatóan meg volt vastagodva.

5.) *Hazánkban először vettem össze a mindenki által használt placentaheg számolási eljárást egy több lépcsős festési eljárással és ki tudtam mutatni különbséget utóbbi javára. Ezért feltételezhetően a hazánkban közölt eddigi adatok alulbecslést mutatnak.*

6.) *Több változós statisztikai modell segítségével kimutattam, hogy a szántók területe, illetve annak AKG-s részaránya kedvező hatással lehet a szaporulatra és a fiatalok túlélési arányára. A szántóterületek növekedése csökkentheti a rendellenes méhek gyakoriságát is. A zöld területek azonban nem tudnak kifejteni pozitív hatást, ugyanakkor arányuk területenként alacsony volt*

## 8. ÖSSZEFOGLALÁS

A *Lepus* fajok többsége sikeresen tud alkalmazkodni a számára új, vagy megváltozott környezeti viszonyokhoz, a mezei nyúl az agrárterületek térhódításával mezőgazdasági kultúrák követő fajjává vált. A mezőgazdaság intenzívvé válása óta állomány-sűrűsége Európa szerte megállíthatatlanul csökken (Reid et al., 2021; Wincentz, 2009). Az állatok állomány nagysága függ az ökológiai környezettől, ezért populációjellemzőik változása az élőhely minőségének indikátora lehet (Smith et al., 2005). Mivel a nyulak populációját több környezeti tényező is befolyásolja, így a bemutatandó vizsgálatok első részében a mezei nyúl állomány és hulladék sűrűségét vettem össze az Agrár-Környezetgazdálkodási Program (AKG) támogatásának országos és kis térléptékű hatékonyságával, a mezőgazdasági táblák méretével, vegetációjával, szegélyével, illetve a ragadozógyérítés inzenzítésével. Továbbá bemutattam a nyulak élőhelyhasználatát GPS telemetriás vizsgálat és éjszakai állománybecslés segítségével. Mivel a nyúlállományok dinamikáját meghatározza az adott évi szaporulat, illetve a fiatalok túlélése is, így további célkitűzésem volt, hogy pontosabb adatokat gyűjtsék a nőstények placentaheg számának kimutatásához, szaporodási problémájuk hátteréhez és a gyűjtött adatokat összefüggésbe hozzam egy szaporodási sikertelenséget okozó mezőgazdasági mikotoxinnal, a zearalenonnal (ZEA). Végezetül egy kevert modell segítségével bemutassam, hogy a gyűjtött tényezők hogyan hatnak a mezei nyúl szaporodási sikerére és a fiatalok arányára.

17 apróvadás vadgazdálkodási egységben (VGE) választottam ki és mértem fel AKG támogatásban részt vevő, illetve kontroll területeket. Bár a támogatási programokban általában megvan a potenciál, hogy élőhely-fejlesztési projektek legyenek, kis térléptékű felmérésben nem találtam pozitív hatást a nyúlsűrűsége annak ellenére, hogy az AKG-s szántók valamivel magasabb minőségű szegély és vegetáció értékeket mutattak a kontroll szántókhoz képest, de a parcellák szegélyminőségei összességében alacsonyok voltak. A látott mezei nyulak száma tavasszal magasabb volt az AKG-s szántóterületeken, míg az AKG-s gyepeket a nyulak elkerülték. A kontroll gyepterületeken számoltuk a legtöbb nyulat, amiknek a vegetációs minőségi értéke is a legmagasabb volt.

Országos térléptékű vizsgálat kapcsán azt találtam, hogy ha a VGE-k nagy része szántó lenne, magas AKG-s részarányal, az növelhetné a becsült nyúlsűrűséget. A róka sűrűsége vagy a gyérítési rátája nagy térléptékű vizsgálatban közvetlenül nem volt hatással a nyulak állomány nagyságára. Ugyanakkor hiába az AKG-s szántók nagy aránya, rossz vagy átlagos róka gyérítési ráta mellett a nyúlsűrűség nem tud növekedni. Kis térléptékű vizsgálatban a róka gyérítési intenzitásának pozitív hatása volt a látott nyúlsűrűsége. De a legmagasabb állomány nagyságot csak akkor tapasztaltam, amikor a területen legmagasabb volt a kedvelt növények aránya is. Tehát

mind a róka gyérités intenzitása, mind a terület preferáltsága hatással van a lokális nyúl­sűrűsége, utóbbi azonban önmagában nem elegendő.

A 3 év alatt 13 mezei nyúltól gyűjtött GPS telemetriás adatok alapján kimutattam, hogy a téli és tavaszi, illetve a nappali és éjszakai otthonterület nagyságok nem különböznek -egyik otthonterület becslési módszer alapján sem- egymástól. Ugyanakkor a 95%-os minimum konvex poligon becslés alapján dupla akkora otthonterületeket mértem, mint a megbízhatóbb Kernel becslési módszerrel. A nemek otthonterületének nagysága különbözött tavasszal, nappal és éjszaka egyaránt. A nőstények nagyobb távolságok megtételére, sőt területváltásra is képesek voltak. A vizsgált mintaterületen belül az állatok csak éjszaka használták a kínálattól eltérő módon a különböző vegetációkat. Bár a természetes élőhelytípusok, illetve a különböző minőségű szegélyek használata nem tért el a véletlenszerű használattól, a lokalizációs pontok döntő többsége a szegélyek közelében csoportosult és a táblák belseje felé haladva a gyakoriságuk csökkent.

A vadászatokból gyűjtött 1007 minta alapján összességében és évekre lebontva is enyhe nőstény-túlsúlyos ivararányt találtam. A vesezsír index (VZSI) értékek évek, korosztályok és ivarok között is különböztek, legmagasabb VZSI-e az adult bakoknak volt. A nőstények közül a rendellenes méhekkal rendelkező, illetve a szaporodásból kimaradó egyedek magasabb VZSI-et mutattak korosztálytól függetlenül. A teljes minta 43%-a volt fiatal, melyek többsége április és augusztus között született. Az év első negyedéből származó egyedek aránya alacsony volt, és 2.4%-os volt csupán a 1.5 éves korosztály is, mely a legnagyobb szaporodási potenciállal rendelkezne. Ezzel szemben a legkevesebb szaporodási potenciállal rendelkező 5 év fölötti korcsoport alkotta majdnem a terítékek egynegyedét. Placentaheg festési eljárással szignifikánsan több placentaheg számot találtam, a területek között tapasztalt placentaheg számok szignifikánsan eltértek. A minimum egy telet megélt nőstények 37%-a mutatott ivarszervi elváltozást, melyeknek 57%-a egyáltalán nem is vett részt a szaporodásban. 45 beküldött citológiai és bakteriológiai mintából csupán öt esetben igazolták vissza *hám hyperplasiával* kísért purulens gyulladással eredetű, a legtöbb esetben kórokozó, vagy olyan citológiai elváltozás, ami a szaporodási problémát alátámaszthatná nem volt igazolható. A májakban és a vesékben is ki tudtam mutatni ZEA jelenlétét, az izomszövetből nem. A fiatal, a problémás méhű, vagy nem szaporodó egyedek szerveiben magasabb ZEA értékeket mértem, utóbbi kettő szignifikáns volt. Ami a kapott VZSI eredményekkel összevetve felveti, hogy a ZEA tovább generálhatja a szaporodási problémákat a zsírban történő akkumulációja miatt (Gromadzka et al., 2008). Pozitív összefüggést találtam a vesék ZEA tartalma és a petefészkek E2 mennyisége között, így elképzelhető, hogy a ZEA valóban közrejátszik a szaporodási problémákban a faj esetében.

A zöld területek növekedése nem befolyásolja a placentahegek számának alakulását, illetve a szaporodás valószínűségét. Pozitív interakciót találtam a szántók területe és az AKG részaránya között: minél több a szántó és annak AKG-s részaránya, annál pozitívabb a hatása a placentaheg számokra, illetve a fiatalok arányára. Az AKG-s gyepek ezzel szemben csökkentik azt.

Tehát összességében a jövőben törekedni kell a kisebb területű szántóterületek arányának növelésére (Kleijn and Sutherland, 2003), a szántóterületek téli időszakban történő zöldítésére, folyamatos vegetációborítására (Batáry et al., 2015; Ekroos et al., 2014; Reid et al., 2007). Mezei nyúl gazdálkodás esetében nem szabad csak kisebb egységekben gondolkodnunk, hisz a nyulak nagy távolságokat képesek bejárni, különösen éjszaka (Zaccaroni et al., 2013). Rendkívül fontos a kis erdőfoltok, felhagyott tanyahelyek megtartása, mivel ezeket intenzíven használja a nyúl, ugyanakkor ezzel párhuzamosan törekedni kell a megfelelő róka gyérítésre (Heltai, 2016; Panek et al., 2006) –leginkább tavaszi kotorékozásra-, ami kimutathatóan pozitív hatással van a nyúlsűrűsége, ám önmagában nem elegendő. Ugyancsak foglalkoznunk kell a táblaszegélyekkel is (Batáry et al., 2010; Brodt et al., 2009). Bár többféle vizsgálatunk eredményeit összevetve nem tudtunk kimutatni szegélyek minőségében preferenciát, a nyulak lokalizációs pontjainak sűrűsége nagyobb volt a szegélyekben és közvetlen közelükben, míg a tábla belseje felé haladva ritkult. Mivel a szegélyek közelében intenzívebb a területhasználat, így feltételezhető, hogy ezeken a területeken az egyedsűrűség is magasabb, emiatt a jövőben az éjszakai reflektoros állománybecsléskor ezt a tényezőt is figyelembe kell vennünk, hogy elkerülhessük az állományok túlbecslését.



## 8.2. SUMMARY

Most *Lepus* species can easily adapt to a new or altered environment. Hare densities have decreased over the last few decades in Hungary and throughout Europe. The main cause of declining hare populations is habitat alteration in agricultural landscapes caused due to intensification of agricultural practices (Reid et al., 2021). Because the environment influences animal welfare and herd size, a change in population size can indicate the quality of the habitat (Smith et al., 2005). In my thesis, I compared hare abundance, hare hunting, and hare dropping densities to the impact of Hungarian Agri-Environmental Measures (AEM) at the local and large spatial scales, as well as the quality of arable fields based on margin width and vegetation cover as well as the quality of fox hunting rates. On the other hand, I demonstrated the habitat use of the brown hare in a local area using GPS-GSM telemetry and spotlight counting, allowing me to see the effect of foxes and vegetation on the local hare abundance. Furthermore, because the hare population's dynamic is determined by the given year's reproduction as well as the survival of the young, I had an additional goal to collect more accurate data to detect the number of females' placental scars, the female reproductive tract abnormalities, I had an additional goal to collect more accurate data to detect the number of females' placental scars, female reproductive tract abnormalities, and to find a correlation between the effect of ZEA, an agricultural mycotoxin that causes reproductive failure. Finally, I'd like to see how the effects of the factors I've gathered affected female reproduction success and young hare survival rates.

From the total of 21 AEM schemes, we tested the effects of 13 management schemes for arable crop production lands and grasslands. For the small-scale survey, I chose 17 game-management units (GMU). In these GMUs, I selected AEM arable fields that were large enough for fieldwork while also selecting similar-sized control arable fields that were not included in our 13 AEM schemes. Although many agri-environmental schemes can have a positive effect on animal densities, we found none in our small-scale research. Even though the AEM fields had slightly higher border quality and vegetation values than the control fields, the overall border quality of the arable fields was low. We counted more hares in the spring than in the autumn on the AEM arable crop fields, and we found that the hares avoided the AEM grasslands, even though we saw the most animals on the control grassland fields, which had the highest vegetable scroll values.

We discovered a positive interaction between the quantity of arable lands and the proportion of AEM arable lands in the large-scale survey. A GMU with many arable lands, most of which are supported by AEM, can increase hare density. The fox rate had no effect on the hare

population, but even if the ratios of the good arable fields are high, the hare population cannot grow if the fox rate is low. The intensity of fox hunting had a positive impact on hare density in our local-scale spotlight survey. We saw the most hares on the field when fox hunting was most intense, and the area also had a higher rate of the preferred vegetation. It appears that vegetation quality and fox hunting rate are also important factors in increasing the number of hares, but neither is sufficient on its own.

We collected localization points from 13 different animals and discovered that the home range did not differ between seasons or days. However, the 95% minimum convex polygon method produced a home range that was twice as large as the 95% Kernel density method. The size of the home range varied between sexes in spring, at night, and during the day. Some females had a larger home range than males, and we observed two females who had two different home ranges that changed between spring and autumn. Except at night, we found that the animals used the vegetation in accordance with the area available. Although the hares didn't show preferences for the semi-natural regions and the margins of the arable lands, most of the localization points were located close to the edges of the arable fields, and utilization inside the agricultural land decreased inside the arable land.

After analyzing 1007 shot hare samples, we found a slight female surplus sex rate. The fitness of the animals was evaluated using the kidney fat index (KFI). The adult males had the largest KFI among all sexes and age groups. Higher KFI was found in females with anomalies of the reproductive system or without placenta scars, and the differences were not age-related. The percentage of young was 43%, with the majority born between April and August. We found only small percentage in young hares born in the first quarter of the year. The ratio of animals aged 1 to 1.5 years was also very low, at less than 3%, even though all of this age group is involved in reproduction. We discovered that one-quarter of the samples were more than five years old. We found significantly higher placenta scars using the Bray et al. (2003) method, and the average of the placenta scars differed between the GMUs. 37% of adult females had reproductive tract abnormalities, while 57% had no placenta scar at all. We found no cytological or bacterial cause for the female's reproductive problem.

We were able to detect ZEA in the hare's liver and kidney but not in its tongue. We measured higher ZEA in younger age, in females who had reproduction issues or did not have placenta scars. Because we found higher KFI in these last two groups as well, we believe that ZEA may be able to alter the hare's reproduction problem because it can accumulate in the animals' fat

(Gromadzka et al., 2008). We found a positive relationship between the amount of ZEA and the amount of ovarian hormone E2, implying that ZEA may influence female reproduction.

Growing green areas has no effect on the hare's placenta scars or chances of reproduction. In our large-scale survey, we discovered a similar positive interaction: if a GMU has a lot of arable land with a high percentage of AEM, the number of placenta scars, the success of reproduction, or the rate of the young can all increase.

We proposed that in the future, we should strive to increase the percentages of smaller arable land size while maintaining vegetation cover or creating as much green arable land as possible during the winter season (Batáry et al., 2015; Ekroos et al., 2014; Kleijn and Sutherland, 2003). If we want to prevent the hare population from dwindling, we must think on a larger scale, because the hare can travel long distances (Zaccaroni et al., 2013), especially at night. It is critical to preserve the small forest and non-using farms because these semi-natural areas are essential for the animals (Batáry et al., 2010; Brodt et al., 2009). In addition, we need to increase the fox hunting rate to help the hares (Heltai, 2016; Panek et al., 2006). Furthermore, we should maintain and expand the area of hedges and field margins, because hares frequently use these areas. As a result, we should reconsider the methods of the spotlight count so that the animals are not overestimated in the future.

## 9. MELLÉKLETEK

### M1. Irodalomjegyzék

- Aebischer, N.J., Davey, P.D., Kingdon, N.G., 2011. National Gamebag Census: Mammal Trends to 2009. Fordingbridge.
- Agriculture and Rural Development, 2016. Hungary CAP in Your Country. European Commission.
- Alison, J., Duffield, S.J., Morecroft, M.D., Marrs, R.H., Hodgson, J.A., 2017. Successful restoration of moth abundance and species-richness in grassland created under agri-environment schemes. *Biol. Conserv* 213, 51–58.
- Andersen, J., Jensen, B., 1972. The Weight of the Eye Lens in the European Hares of Known Age. *Acta Theriol (Warsz)* XVII., 87–92.
- Angerbjörn, A., 1989. Mountain hare populations on islands: effects of predation by red fox. *Oecologia* 81, 335–340.
- Anonymus, 2023. Elkészült a 2022. évi 19. Országos és 5. Pannon-régiós Sasleltár [WWW Document]. <https://parlagisas.hu/hu/content/elkeszult-2022-evi-19-orszagos-es-5-pannon-regios-sasleltar?fbclid=IwAR2E8c7Ph-dgJjxfCIKzsV6cQbPNyNXhnQ0hzGrYsYNWLvmFlkMAv7spkVw>.
- Antoniou, A., Kotoulas, G., Magoulas, A., Alves, P.C., 2008. Evidence of autumn reproduction in female European hares (*Lepus europaeus*) from southern Europe. *Eur J Wildl Res* 54, 581–587.
- Augusteyn, R.C., 2014. Growth of the eye lens: I. Weight accumulation in multiple species. *Mol Vis* 20, 410–426.
- Bagyura, J. 2021. Heliaca (G. Halmos, Ed.; MME, Vol. 17). Korrekt Nyomdaipari Kft. 17, pp. 161
- Bakaloudis, D.E., Bontzorlos, V.A., Vlachos, C.G., Papakosta, M.A., Chatzinikos, E.N., Braziotis, S.G., Kontsiotis, V.J., 2015. Factors affecting the diet of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a heterogeneous mediterranean landscape. *Turkish Journal of Zoology* 39, 1151–1159.
- Báldi, A., Batáry, P., Erdos, S., 2005. Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agric Ecosyst Environ* 108, 251–263.
- Báldi, A., Faragó, S., 2007. Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agric Ecosyst Environ* 118, 307–311.
- Barkóczi, I., Hagymási, L., 1982. Nyúlremények. *Nimród* 58–59.
- Batáry, P., Dicks, L. v., Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology* 29, 1006–1016.
- Batáry, P., Matthiesen, T., Tschardtke, T., 2010. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biol Conserv* 143, 2020–2027.
- Bensinger, S., 2002. Untersuchungen zur Reproduktionsleistung von Feldhäsinnen (*Lepus europaeus* PALLAS, 1778), gleichzeitig ein Beitrag zur Ursachenfindung des Populationsrückganges dieser Wildtierart. Dissertation. Veterinärmedizinischen Fakultät der Universität, Leipzig. pp. 101
- Bensinger, V.S., Kugelschafter, K., Eskens, U., Sobiraj, A., 2000. Untersuchungen zur jährlichen Reproduktionsleistung von weiblichen Feldhasen (*Lepus europaeus* PALLAS, 1778) in Deutschland. *Z. Jagdwiss* 46, 73–83.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol Evol* 18, 182–188.
- Berg, Å., Kvarnäck, O., 2005. Preferences for different arable field types among breeding farmland birds - A review. *Ornis Svec* 15, 31–42.
- Bertolino, S., di Montezemolo, N.C., Perrone, A., 2013. Habitat use of coexisting introduced eastern cottontail and native European hare. *Mammalian Biology* 78, 235–240.
- Beukovic, D., Bursic, V., 2017. The presence of pesticides in the fatty tissue of Brown hare (*Lepus europaeus* Pall): pilot test in one hunting ground of Backa territory. In: International Hunting and Game Management Symposium, Macedonia, pp. 37
- Beukovic, D., Popovic, Z., Beuković, M., Bursić, V., Đorđević, N., Krstović, S., Jajić, I., Lavadinović, V., 2018. The pesticide in brown hare adipose tissue as consequence of anthropogenetic factors, in: International Symposium on Animal Science (ISAS), pp. 69–74.
- Beuković, D., Vukadinović, M., Krstović, S., Polovinski-Horvatović, M., Jajić, I., Popović, Z., Lavadinović, V., Beuković, M., 2022. The European Hare (*Lepus europaeus*) as a Biomonitor of Lead (Pb) and Cadmium (Cd) Occurrence in the Agro Biotope of Vojvodina, Serbia. *Animals* 12.
- Beuković, M., Beuković, D., Popović, Z., Dorđević, N., Dorđević, M., 2013. Impact of climatic factors to the percentage of young in the population of brown hare (*Lepus Europaeus* P) in the Bačka district. *Acta Vet Brno* 63, 111–122.
- Bicsérdy, G., Dr. Egri, B., Dr. Sugár, L., Dr. Sztojkov, V., 2000. Vadbetegségek. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp.150
- Birkhofer, K., Wolters, V., Diekötter, T., 2014. Grassy margins along organically managed cereal fields foster trait diversity and taxonomic distinctness of arthropod communities. *Insect Conserv Divers* 7, 274–287.
- Biró, Zs., Katona, K., Szemethy, L., 2003. A mezei nyúl táplálkozási jellegzetességei különböző magyarországi élőhelyeken. *Vadbiológia* 10, 68–73.
- Biró, Zs., Roszik, Á., Rízmajer, P., 2009. Az élőhelyvesztés szerepe a mezei nyúl (*Lepus europaeus* Pallas 1778) állomány csökkenésében Magyarországon. *Természetvédelmi Közlemények* 15, 35–45.

- Biró, Zs., Szemethy, L., Heltai, M., Csányi, S., Szabó, L., Patkó, L., Ujhegyi, N., 2013. Az apróvad állomány és a ragadozógazdálkodás helyzete Magyarországon. Gödöllő. pp.137
- Birr, T., Verreet, J.A., Klink, H., 2019. Prediction of deoxynivalenol and zearalenone in winter wheat grain in a maize-free crop rotation based on cultivar susceptibility and meteorological factors. *Journal of Plant Diseases and Protection* 126, 13–27.
- Birrer, S., Spiess, M., Herzog, F., Jenny, M., Kohli, L., Lugin, B., 2007. The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds: But only moderately. *J Ornithol* 148.
- Bivand, R., Ono, H., Dunlap, R., Stigler, M., Denney, B., Hernangómez, D., 2020. Package ‘classInt.’
- Bonino, N., Montenegro, A., 1997. Reproduction of the European hare in Patagonia, *Acta Theriologica*, 42(1) 47-54
- Bozó, L., 2022. Levegőszennyezés és éghajlatváltozás, in: Soltész, Z. (Ed.), XIII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia: Klímaváltozás: Trendek, Veszélyek És Megoldások. Magyar Biológiai Társaság, Pécs, pp. 5–6.
- Bracken, F., Bolger, T., 2006. Effects of set-aside management on birds breeding in lowland Ireland. *Agric Ecosyst Environ* 117, 178–184.
- Bray, Y., Champely, S., Soyez, D., 2002. Age determination in leverets of European hare *Lepus europaeus* based on body measurements. *Wildlife Biol* 8, 31–39.
- Bray, Y., Devillard, S., Marboutin, E., Mauvy, B., Péroux, R., 2007. Natal dispersal of European hare in France. *J Zool* 273, 426–434.
- Bray, Y., Marboutin, E., Péroux, R., Ferron, J., 2003. Reliability of stained placental-scarcounts in European hares. *Wildl Soc Bull* 31, 237–246.
- Bresiński, W., 1983. The Effect of Some Habitat Factors on the Spatial Distribution of a Hare Population during the Winter. *Acta Theologica* 28, 435–441.
- Brodt, S., Klonsky, K., Jackson, L., Brush, S.B., Smukler, S., 2009. Factors affecting adoption of hedgerows and other biodiversity-enhancing features on farms in California, USA. *Agroforestry Systems* 76, 195–206.
- Broekhuizen, S., Maaskamp, F., 1981. Annual production of young in European hares (*Lepus europaeus*) in the Netherlands. *Journal of Zoology, London* 193, 499–516.
- Broekhuizen, S., Maaskamp, F., 1981. Movement, home range and clustering in the European hare (*Lepus europaeus* Pallas) in The Netherlands. *Zeitschrift für Säugetierkunde: im Auftrage der Deutschen Gesellschaft für Säugetierkunde* V, 22–32.
- Broughton, R.K., Shore, R.F., Heard, M.S., Amy, S.R., Meek, W.R., Redhead, J.W., Turk, A., Pywell, R.F., 2014. Agri-environment scheme enhances small mammal diversity and abundance at the farm-scale. *Agric Ecosyst Environ* 192, 122–129.
- Browne, S., Aebischer, N.J., 2003. Arable stewardship: Impact of the pilot scheme on grey partridge and brown hare after five years. Final Report to Defra on Contract Ref. RMP1870vs3.
- Búza, L., Marthné, S.J., 2010. Mikotoxinok vizsgálati módszerei, eredményei, előfordulásuk a hazai takarmányokban., in: Kovács, M. (Ed.), Aktualitások a Mikotoxin Kutatásban. Agroinform Kiadó, Budapest, pp. 13–19.
- Canova, L., Gazzola, A., Pollini, L., Balestrieri, A., 2020. Surveillance and habitat diversity affect European brown hare (*Lepus europaeus*) density in protected breeding areas. *Eur J Wildl Res* 66.
- Cardarelli, E., Meriggi, A., Brangi, A., Vidus-Rosin, A., 2011. Effects of arboriculture stands on European hare *Lepus*, *Acta Theriol* 56, 229–238
- Chapman, J.A., Flux, J.E.C., 1990. Rabbits, Hares and Pikas Status Survey and Conservation Action Plan, in: Chapman, J.A., Flux, J.E.C. (Eds.), Rabbits, Hares and Pikas. pp. 1–168.
- Concepción, E.D., Aneva, I., Jay, M., Lukanov, S., Marsden, K., Moreno, G., Oppermann, R., Pardo, A., Piskol, S., Rolo, V., Schraml, A., Díaz, M., 2020. Optimizing biodiversity gain of European agriculture through regional targeting and adaptive management of conservation tools. *Biol Conserv* 241, 108384.
- Coppock, R.W., Dziwenka, M.M., 2017. Endocrine Disruption in Wildlife Species. *Reproductive and Developmental Toxicology*, Chapter 71, pp. 1373-1389
- Cosner, C., 1999. Effects of Spatial Grouping on the Functional Response of Predators. *Theor Popul Biol* 56, 65–75.
- Csányi, S., 2020. Vadbiológia. Mezőgazda Lap és Könyvkiadó KFT, pp. 136
- Csányi, S., Lehoczki, R., Sonkoly, K., 2011. National Game Management Database of Hungary. *International Journal of Information Systems and Social Change* 1, 34–43.
- Csányi, S., Márton, M., Major, F.C., Schally, G., 2021. Vadgazdálkodási adattár. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő.
- Cseh, S., Kovács, M., 2010. Mikotoxinok reprodukcióra kifejtett hatásai., in: Kovács, M. (Ed.), Aktualitások A Mikotoxin Kutatásban. Agroinform Kiadó, Kaposvár, pp 73-83.
- Cukor, J., Havranek, 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* 13, 1–16.
- Dahlin, A.S., Ramezani, A., Campbell, C.D., Hillier, S., Öborn, I., 2015. Waste recovered by-products can increase growth of grass-clover mixtures in low fertility soils and alter botanical and mineral nutrient composition. *Annals of Applied Biology* 166, 105–117.
- Dávid, J., 2001. A Kovács-Heltay féle állomány hasznosítási modell vizsgálata a biharkeresztesi Petőfi Vadásztársaság területén. Szakdolgozat, Szent István Egyetem, Gödöllő.

- de Sainte Marie, C., 2014. Rethinking agri-environmental schemes. A result-oriented approach to the management of species-rich grasslands in France. *Journal of Environmental Planning and Management* 57, 704–719.
- Deák, G., Katona, K., Biró, Z., 2021. Exploring the use of a carcass detection dog to assess mowing mortality in Hungary. *J Vertebr Biol* 69
- Demirbaş, Y., 2015. Density of European Hare and Red Fox in Different Habitats of Kirikkale Province (Central Anatolia), with a Low Level in Hare Number and an Expected Correlation in Spring. *Acta Zool. Bulg.* 67(4), 515–520
- Dobbs, T.L., Pretty, J.N., 2004. Agri-environmental stewardship schemes and “multifunctionality.” *Review of Agricultural Economics* 26, 220–237.
- Duarte, D.M., Carvalho, C.L., Abade dos Santos, F., Monteiro, J., Monteiro, M., Carvalho, M.P., Mendonça, P., Tavares Santos, P., Melo, P.C., 2021. The Health and Future of the Six Hare Species in Europe: A Closer Look at the Iberian Hare, in: *Lagomorpha Characteristics*. IntechOpen. pp. 1-34
- 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. *Agric Ecosyst Environ* 79, 95–103.
- Ekroos, J., Olsson, O., Rundlöf, M., Wätzold, F., Smith, H.G., 2014. Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? *Biol Conserv* 172, 65–71.
- Erdei, P., 2000. Az abádszalóki Hubertus Vadásztársaság rókgazdálkodásának bemutatása. Szakdolgozat, Szent István Egyetem, Gödöllő.
- Esposito, L., Auletta, L., Ciani, F., Pelagalli, A., Pasolini, M.P., Lamagna, B., Piscopo, N., Amici, A., 2017. Hair cortisol levels in captive brown hare (*Lepus europaeus*): potential effect of sex, age, and breeding technology. *Eur J Wildl Res* 63.
- Faragó, S., 2012. A Lajta project - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 636
- Faragó, S., 2006. A mező, mint a vad otthona, in: Faragó, S. (Ed.), *Magyar Vadász Enciklopédia*. Totem Plusz Könyvkiadó Kft., Budapest, pp. 95–119.
- Faragó, S., 1997. Élőhelyfejlesztés az apróvad-gazdálkodásban. A fenntartható apróvad-gazdálkodás környezeti alapjai. *Mezőgazda Kiadó*, Budapest. pp. 356
- Faragó, S., Dittrich, G., 2012. Apróvad populációk fenntartásának lehet ő ségei a lajta project agrárkörnyezetében. Sopron.Projekt riport pp.10
- Faragó, S., Dittrich, G., Horváth–Hangya, K., Winkler D., 2012. Twenty years of the grey partridge population in the LAJTA Project (Western Hungary). *Anim Biodivers Conserv* 35, 311–319.
- Faragó, S., Náhlik, A., 1997. A vadállomány szabályozása -A fenntartható vadgazdálkodás populációökológiai alapjai. *Mezőgazda Kiadó*, Budapest. pp. 315
- Farkas, D., 1980. Tovább csökken a mezei nyúl száma? *Nimród* 440–442.
- Farkas, D., 1977. A lucerna betakarítás hatása a mezei nyúlra és a fácánra. *Nimród* 1–4.
- Farkas, P., 2021. A mezei nyúl (*Lepus europaeus* P. 1778) populációdinamikáját meghatározó és az azokat befolyásoló egyes paraméterek vizsgálata. *Doktori értekezés* pp.160
- Farkas, P., Kusza, S., Balogh, P., Majzinger, I., 2020. Examination of fertility indicators of european brown hares (*Lepus europaeus*) in Eastern Hungary. *J Anim Plant Sci* 30, 634–641.
- Farkas, P., Kusza, S., Majzinger, I., 2017. A predátor fajok jelentősége a mezei nyúl (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) állományok alakulásában – Szakirodalmi áttekintés. *Acta Agraria Debreceniensis* 43–49.
- Farkas, S., Majzinger, I., 2007. A mezei nyúl (*Lepus europaeus*, Pallas 1778) élőhelypreferenciája a táplálkozási időszakban. *Agrár- és Vidékfejlesztési Szemle* 2, 29–37.
- Fernández, A., Soriguer, R., Carro, F., Castién, E., 2010. Relation between physical condition and reproductive activity in a population of Iberian hares, *Lepus granatensis* in northern Iberian Peninsula. *Folia Zool Brno* 59, 1–8.
- Ferretti, M., Paci, G., Porrini, S., Galardi, L., Bagliacca, M., 2010. Habitat use and home range traits of resident and relocated hares (*Lepus europaeus*, Pallas). *Ital J Anim Sci* 9, 278–284.
- Fischer, C., Tagand, R., 2012. Spatial behaviour and survival of translocated wild brown hares. *Anim Biodivers Conserv* 32, 189–196.
- Fischer, C., Wagner, C., 2016. Can agri-environmental schemes enhance non-target species? Effects of sown wildflower fields on the common hamster (*Cricetus cricetus*) at local and landscape scales. *Biol Conserv* 194, 168–175.
- Flis, M., Rataj, B., 2019. 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 lublin region in Poland. *Appl Ecol Environ Res* 17, 13701–13711.
- Flux, J.E.C., 2009. Timing of the breeding season in the hare, *Lepus europaeus* Pallas, and rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.). *Mammalia* 29, 557–562.
- Fodor, Z., Kolláth, K., Csonka, T., Véber, I., Vincze, E., 2014. Beszámoló 2013. év éghajlatáról és szélsőséges időjárási eseményeiről. pp. 30

- Fourcade, Y., Besnard, A.G., Beslot, E., Hennique, S., Mourgaud, G., Berdin, G., Secondi, J., 2018. Habitat selection in a dynamic seasonal environment: Vegetation composition drives the choice of the breeding habitat for the community of passerines in floodplain grasslands. *Biol Conserv* 228, 301–309.
- Fox, J., Weisberg, S., 2018. Time-Series Regression and Generalized Least Squares in R\*.
- Fox, J., Weisberg, S., Price, B., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Bolker, B., Ellison, S., Firth, D., Friendly, M., Gorjanc, G., Graves, S., Heiberger, R., Laboissiere, R., Maechler, M., Monette, G., Murdoch, D., Nilsson, H., Ogle, D., Ripley, B., Venables, W., Walker, S., Winsemius, D., Zeileis, A., R-Core, 2018. Companion to applied regression [WWW Document]. URL <https://cran.r-project.org/web/packages/car/citation.html>
- Frate, 2022. Home Range Analysis By Kernel Density Estimation [WWW Document]. QGIS Model. URL <https://plugins.qgis.org/models/19/> (accessed 9.7.22).
- Frölich, K., Wisser, J., Schmüser, H., Fehlberg, U., Neubauer, H., Grunow, R., Nikolaou, K., Priemer, J., Thiede, S., Streich, W.J., Speck, S., Speck, S., 2003. Epizootiologic and ecologic investigations of European brown hares (*Lepus europaeus*) in selected populations from Schleswig-Holstein, Germany. *J Wildl Dis* 39, 751–761.
- Frylestam, B., 1980. Reproduction in the European hare in southern Sweden. *Holarctic Ecology* 3, 74–80.
- Frylestam, B., 1979. Structure, Size, and Dynamics of Three European Hare Populations in Southern Sweden, *Acta Theriologica*. 24,33: 449-464.
- Gál, J., 2006. A Lajta-Hanság mezei nyúl állományának vizsgálata különös tekintettel annak egészségügyi helyzetére. PhD értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem.
- Gallego, J., Peedell, S., 2001. Using CORINE Land Cover to map population density, Topic report 6/2001. Copenhagen.
- George, M.R., Bell, M.E., 2001. Rangeland Management Series: Using Stage of Maturity to Predict the Quality of Annual Range Forage. [WWW Document]. <https://doi.org/10.3733/ucanr.8019>
- Gianmarco, A., 2017. “plotJenks”: R function for plotting univariate classification using Jenks’ natural break method. [WWW Document]. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.18011.05929>
- Goritz, Faflbender, M., Broich, A., Quest, M., Lange, A., Blotner, S., Gilles, M., Lengwinat, T., Spitfler, H., Hildebrandt, T.B., 2001. Untersuchungen zur reproduktiven Fitness lebender weiblicher Feldhasen aus unterschiedlichen Habitaten. *Z. Jagdwiss* 47, 92–99.
- Gromadzka, K., Waskiewicz, A., Chelkowski, J., Golinski, P., 2008. Zearalenone and its metabolites: occurrence, detection, toxicity and guidelines. *World Mycotoxin J* 1, 209–220.
- Hackländer, K., Frisch, C., Klansek, E., Steineck, T., Ruf, T., 2001. Die Fruchtbarkeit weiblicher Feldhasen (*Lepus europaeus*) aus revieren mit unterschiedlicher Populationsdichte. *Z Jagdwiss* 47, 100–110.
- Hackländer, K., Schai-Braun, S., 2019. *Lepus europaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016 8235.
- Hackländer, K., Zeitlhofer, C., Ceulemans, T., Suchentrunk, F., 2011. Continentality affects body condition and size but not yearly reproductive output in female European hares (*Lepus europaeus*). *Mamm Biol* 76, 662–664.
- Haerer, G., Nicolet, J., Bacciarini, L., Gottstein, B., Giacometti, M., 2001. Todesursachen, Zoonosen und Reproduktion bei Feldhasen in der Schweiz. *Schweiz Arch Tierheilkd* 143, 193–201.
- Hansen, K., 1996. Impact of modern farming on food supply of hares (*Lepus europaeus*, Pallas) during the summer period, Lisboa. Proceedings of the 1st European Congress of Mammalogy. Museu Bocage, Lisboa, pp. 115-124
- Hansen, K., 1992. Reproduction in European hare in a Danish farmland. *Acta Theriol (Warsz)* 37, 27–40.
- Häring, A., Stolze, M., Zanoli, R., Vairo, D., Dabbert, S., 2005. Further Development of Organic Farming Policy in Europe, with Particular Emphasis on EU Enlargement QLK5-2002-00917, Commission of the European Community.
- Hartmann, N., Erbs, M., Forrer, H.R., Vogelgsang, S., Wettstein, F.E., Schwarzenbach, R.P., Bucheli, T.D., 2008. Occurrence of zearalenone on *Fusarium graminearum* infected wheat and maize fields in crop organs, soil, and drainage water. *Environ Sci Technol* 42, 5455–5460
- Hecsei, J., Szappanos, I., 1978. Az időszzerű mezőgazdasági munkák és a vadvédelem kérdései. *Nimród* 201–203.
- Heltai, M., 2016. Ragadozóemlős-fajok monitorozási módszereinek fejlesztése, és a tudatos ragadozó-gazdálkodás megalapozása az aransakál, az eurázsiai borz és a vörös róka esetében. PhD értekezés, Gödöllő.
- Heltai, M. (Ed.), 2010. Emlős ragadozók Magyarországon. Mezőgazda Kiadó, Gödöllő. pp. 113
- Heltai, M., Márton, M., Szemethy, L., Csányi, S., 2016. A ragadozó-gazdálkodás értékelése az elmúlt évtized adatai alapján. *Vadbiológia* 18, 51–62.
- Heltai, M., Szabó, L., Csenki, F., 2010. A ragadozó-gazdálkodás értékelése három apróvadás vadgazdálkodási területen. *Vadbiológia* 14, 71–78.
- Hewson, R., Taylor, M., 1975. Embryo Counts and Length of the Breeding Season in European Hares in Scotland from 1960-1972. *Acta Theriol (Warsz)* 20, 247–254.
- Hodge, I., 2014. European agri-environmental policy, in: Duke, J.M., Wu, J. (Eds.), *The Oxford Handbook of Land Economics*. Oxford University Press, New York, pp. 583–611.
- Hodge, I., Hauck, J., Bonn, A., 2015. The alignment of agricultural and nature conservation policies in the European Union. *Conservation Biology* 29, 996–1005.
- Horváth, M., 2009. Habitat- and prey-selection of Imperial eagles (*Aquila heliaca*). PhD thesis, Eötvös Loránd University, Budapest. pp. 119

- Horváth, M., Szitta, T., Solti, B., Moskát, C., 2010. Spatial variation in prey composition and its possible effect on reproductive success in an expanding eastern imperial eagle (*Aquila heliaca*) population. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 56, 187–200.
- Hungarian Ministry of Agriculture and Rural Development, 2015. “New Hungary” Rural Development Programme 2007-2013 1–552.
- Huysentruyt, F., Scheppers, T., Verschelde, P., Onkelinx, T., Casaer, J., 2018. Analysis of the usefulness of transect counts in monitoring local brown hare populations Description of monitoring in 12 test areas and detailed analysis of the results from Bertembos. Brussels.
- Jakabházy, M., 1976. A nagyüzemi betakarítás hatása mezei nyúl-állományunkra Komárom megyében. *Nimród Fórum* 44–46.
- Jansson, G., Pehrson, Å., 2007. The recent expansion of the brown hare (*Lepus europaeus*) in Sweden with possible implications to the mountain hare (*L. timidus*). *Eur J Wildl Res* 53, 125–130.
- Jánoska, F. 1998. Fészkelő madárközösségek vizsgálata kisalföldi erdősávokban. *Ornis Hungarica*, 8(1), 49–58.
- 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 Biol* 12, 179–189.
- Jennings, N.V., 2007. Natural England Species Information Note SIN001 - Brown Hare. Bristol (UK). [WWW Document]. <https://www.readkong.com/page/brown-hare-8612338>
- Jose, P., Douglas, B., Saikat, D., Deepayan, S., 2018. Package “nlme”: Linear and nonlinear mixed effects models [WWW Document]. Team, R Core. URL <https://cran.r-project.org/package=nlme>
- Kaiser, T., Rohner, M.S., Matzdorf, B., Kiesel, J., 2010. Validation of grassland indicator species selected for result-oriented agri-environmental schemes. *Biodivers Conserv* 19, 1297–1314.
- Kalotás, Z., 1985. Újabb adatok az egerészölyv (*Buteo buteo* L.) táplálkozásához. *Állattani Közlemények* 72, 85–93.
- Kalotás, Z., 1982. Adatok az egerészölyv táplálkozásához. *Állattani Közlemények* 69, 111–118.
- Kamieniarz, R., Voigt, U., Panek, M., Strauss, E., Niewęglowski, H., 2013. The effect of landscape structure on the distribution of brown hare *Lepus europaeus* in farmlands of Germany and Poland. *Acta Theriol (Warsz)* 58, 39–46.
- Karp, D., Gehr, B., 2020. Bad hare day: Very low survival rate in brown hare leverets. *Wildlife Biol.* pp.8
- Kharbikar, L.L., Dickin, E.T., Edwards, S.G., 2015. Impact of post-anthesis rainfall, fungicide and harvesting time on the concentration of deoxynivalenol and zearalenone in wheat. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 32, 2075–2085.
- Kie, J.G., 2013. A rule-based ad hoc method for selecting a bandwidth in kernel home-range analyses. *Animal Biotelemetry* 1. [WWW Document]. <https://doi.org/10.1186/2050-3385-1-13>
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tschirntke, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends Ecol Evol* 26, 474–481.
- Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, 947–969.
- Knauer, F., Küchenhoff, H., Pilz, S., 2010. A statistical analysis of the relationship between red fox *Vulpes vulpes* and its prey species (grey partridge *Perdix perdix*, brown hare *Lepus europaeus* and rabbit *Oryctolagus cuniculus*) in Western Germany from 1958 to 1998. *Wildlife Biol* 16, 56–65.
- Kouroušekos, G.D., Theodosiadou, E.K., Lymberopoulos, A.G., Belibasaki, S., Boscós, C., 2015. Effect of prolonged aflatoxin B1 administration on blood serum oestradiol-17 $\beta$  and progesterone concentrations of goats during the anoestrus period. *Czech Journal of Animal Science* 60, 164–170.
- Kovács, A., Demeter, I., Horváth, M., Fülöp, G., Frank, T., Szilvácsku, Z., 2005. Parlagisas-védelmi kezelési javaslatok, Halmos Gergő. Ed. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Kovács, G., 1994. A mezeinyúl – gazdálkodás populációökológiai alapjai. Kandidátusi értekezés, pp. 140
- Kovács, G., Heltay, I., 1993. A mezei nyúl, Mezőgazda. ed. Mezőgazda Lap- és Könyvkiadó Kft., Budapest. pp. 176
- Kovács, Gy., Búza, Cs., 1988. A mezei nyúl mozgáskörzetének jellemzői egy erdőszűrt és egy intenzíven művelt mezőgazdasági élőhelyen. *Vadbiológia* 2, 67–84.
- Kovács Katona, J., 2007. Agri-environmental management and rural development: Hungary after EU accession. *Applied Studies In Agribusiness And Commerce* 1, 35–40.
- Kovács-Hostyánszki, A., Báldi, A., 2012. Set-aside fields in agri-environment schemes can replace the market-driven abolishment of fallows. *Biol Conserv* 152, 196–203
- Kunst, P.J.G., van der Wal, R., van Wieren, S., 2001. Home ranges of brown hares in a natural salt marsh: Comparisons with agricultural systems. *Acta Theriol (Warsz)* 46, 287–294.
- Lakatos, M., Bihari, Z., Szentimrey, T., 2014. A klímaváltozás magyarországi jelei. *Léggör* 59, 158–163.
- Langhammer, M., Grimm, V., Pütz, S., Topping, C.J., 2017. A modelling approach to evaluating the effectiveness of Ecological Focus Areas: The case of the European brown hare. *Land use policy* 61, 63–79.
- Laser, H., Opitz Boberfeld, W., Wöhler, K., Wolf, D., 2003. Effects of the Botanical Composition and Weather Conditions on Mycotoxins in Winter Forage from Grassland, *Mycotoxin Research*.
- Lenth, R. V., 2016. Least-Squares Means: The R Package lsmeans. *J Stat Softw* 69, 1–33.
- Lenth, V.R., Buerkner, P., Herve, M., Love, J., Riebl, H., Singmann, H., 2020. Package ‘emmeans’: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. [WWW Document].



- Lewandowski, K., Nowakowski, J.J., 1993. Spatial distribution of brown hare *Lepus europaeus* populations in habitats of various types of agriculture. *Acta Theriologica* 38, 435–442.
- Li, C., Zhang, N., Sun, L., Gao, X., Khalil, M.M., Zhu, L., Xiao, Z., Qi, D., Zhang, J., Rajput, S.A., 2018. Prenatal exposure to zearalenone disrupts reproductive potential and development via hormone-related genes in male rats. *Food and Chemical Toxicology* 116, 11–19.
- Lincoln, G.A., 1974. Reproduction and “March madness” in the Brown hare, *Lepus europaeus*. *J Zool* 174, 1–14.
- Lindenmayer, D., Wood, J., Montague-Drake, R., Michael, D., Crane, M., Okada, S., MacGregor, C., Gibbons, P., 2012. Is biodiversity management effective? Cross-sectional relationships between management, bird response and vegetation attributes in an Australian agri-environment scheme. *Biol Conserv* 152, 62–73.
- Lioy, S., Braghiroli, S., Dematteis, A., Meneguz, P.G., Tizzani, P., 2015. Faecal pellet count method: some evaluations of dropping detectability for *Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758 (Mammalia: *Cervidae*), *Cervus elaphus* Linnaeus, 1758 (Mammalia: *Cervidae*) and *Lepus europaeus* Pallas, 1778 (Mammalia: *Leporidae*). *Italian Journal of Zoology* 82, 231–237.
- MacDonald, D.W., Tattersall, F.H., Service, K.M., Firbank, L.G., Feber, R.E., 2007. Mammals, agri-environment schemes and set-aside - What are the putative benefits? *Mamm Rev* 37, 259–277.
- MacDonald, M.A., Maniakowski, M., Cobbold, G., Grice, P. v., Anderson, G.Q.A., 2012. Effects of agri-environment management for stone curlews on other biodiversity. *Biol Conserv* 148, 134–145.
- Majzinger, I., Csányi, S., 2017. Útmutató az adatokon alapuló mezei nyúl gazdálkodáshoz, Gödöllő.
- Marboutin, E., Aebischer, N.J., 1996. Does harvesting arable crops influence the behaviour of the European hare (*Lepus europaeus*)? *Wildlife Biol* 2, 83–91.
- 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.
- Marinković, D., Popovic, Z., Aničić, M., Beuković, M., Beuković, D., Relić, R., 2018. Health status monitoring of the European brown hare (*Lepus europaeus*) for the purpose of assessment of its population size in Serbia, in: *International Symposium on Animal Science (ISAS)*. pp. 75–82.
- Marja, R., Herzon, I., Viik, E., Elts, J., Mänd, M., Tscharnkte, T., Batáry, P., 2014. Environmentally friendly management as an intermediate strategy between organic and conventional agriculture to support biodiversity. *Biol Conserv* 178, 146–154.
- Marja, R., Kleijn, D., Tscharnkte, T., Klein, A.M., Frank, T., Batáry, P., 2019. Effectiveness of agri-environmental management on pollinators is moderated more by ecological contrast than by landscape structure or land-use intensity. *Ecol Lett* 22, 1493–1500.
- Marshall, E.J.P., West, T.M., Kleijn, D., 2006. Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agric Ecosyst Environ* 113, 36–44.
- Maskell, L.C., Botham, M., Henrys, P., Jarvis, S., Maxwell, D., Robinson, D.A., Rowland, C.S., Siriwardena, G., Smart, S., Skates, J., Tebbs, E.J., Tordoff, G.M., Emmett, B.A., 2019. Exploring relationships between land use intensity, habitat heterogeneity and biodiversity to identify and monitor areas of High Nature Value farming. *Biol Conserv* 231, 30–38.
- Mayer, M., Fog Bjerre, D.H., Sunde, P., 2020. Better safe than sorry: The response to a simulated predator and unfamiliar scent by the European hare. *Ethology* 126, 704–715.
- Mayer, M., Haugaard, L., Sunde, P., 2021. Scared as a hare: Effects of capture and experimental disturbance on survival and movement behavior of European hares. *Wildlife Biol* 2021. <https://doi.org/10.2981/wlb.00840>
- Mayer, M., Ullmann, W., Sunde, P., Fischer, C., Blaum, N., 2018. Habitat selection by the European hare in arable landscapes: The importance of small-scale habitat structure for conservation. *Ecol Evol* 8, 11619–11633.
- Meriggi, A., Verri, A., 1990. Population dynamics and habitat selection of the European hare on poplar monocultures in northern Italy. *Acta Theriol (Warsz)* 35, 69–76.
- Mezei, M., Bursic, V., Petrovic, A., 2018. Pesticides and the loss of biodiversity: European Hare Evaluation of pesticide residues in fruit View project, in: *26th International Conference Ecological Truth and Environmental Research*. pp. 221–225.
- Minervini, F., & Aquila, M. E. D. (2008). Zearalenone and reproductive function in farm animals. In *International Jour of Mol Scien*. Vol. 9, Issue 12, pp. 2570–2584. <https://doi.org/10.3390/ijms9122570>
- Misiorowska, M., 2013. Annual and seasonal home range and distances of movements of released hares (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) in Central Poland. *Folia Zool Brno* 62, 133–142.
- Misiorowska, M., Wasilewski, M., 2012. Survival and causes of death among released brown hares (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) in Central Poland. *Acta Theriol (Warsz)* 57, 305–312.
- Misiorowska, M., Wasilewski, M., 2008. Spatial Organisation and Mortality of Released Hares — Preliminary Results. *Ann Zool Fennici* 45, 286–290.
- Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Kryštufek, B., Reijnders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V., Zima, J., 1999. *The Atlas of European Mammals*, 1st ed. Academic Press.
- Moorhouse, T.P., Palmer, S.C.F., Travis, J.M.J., Macdonald, D.W., 2014. Hugging the hedges: Might agri-environment manipulations affect landscape permeability for hedgehogs? *Biol Conserv* 176, 109–116.
- Móring, A., Kolláth, K., 2011. Beszámoló 2010. év éghajlatáról és szélsőséges időjárási eseményeiről.
- Nagy, J.A., 2015. A klímaváltozás várható regionális hatása az Európában vadon élő emlősök élőhelyére RCM szimulációk felhasználásával. PhD értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest.

- Neumann, F., Schai-Braun, S., Weber, D., Amrhein, V., 2011. European hares select resting places for providing cover. *Hystrix* 22, 291–299.
- Nilsen, E.B., Pedersen, S., Linnell, J.D.C., 2008. Can minimum convex polygon home ranges be used to draw biologically meaningful conclusions? *Ecol Res*. DOI 10.1007/s11284-007-0421-9
- Obremski, K., Gajęcki, M., Zwierzchowski, W., Zielonka, Ł., Otrocka-Domagala, I., Rotkiewicz, T., Mikołajczyk, A., Gajęcka, M., & Polak, M. (2003). Influence of zearalenone on reproductive system cell proliferation in gilts. *Polish Journal of Veterinary Sciences*, 6(4).
- Olesen, C.R., Asferg, T., 2006. Assessing potential causes for the population decline of European brown hare in the agricultural landscape of Europe - a review of the current knowledge, National Environmental Research Institute, Technical Report.
- Oliver, W. T., Miles, J. R., Diaz, D. E., Dibner, J. J., Rottinghaus, G. E., & Harrell, R. J. 2012. Zearalenone enhances reproductive tract development, but does not alter skeletal muscle signaling in prepubertal gilts. *Animal Feed Science and Technology*, 174(1–2), 79–85.
- Panek, M., 2018. Habitat factors associated with the decline in brown hare abundance in Poland in the beginning of the 21st century. *Ecol Indic* 85, 915–920.
- Panek, M., 2009. Factors affecting predation of red foxes (*Vulpes vulpes*) on brown hares (*Lepus europaeus*) during the breeding season in Poland. *Wildlife Biol* 15, 345–349.
- Panek, M., Kamieniarz, R., 1999. Relationships between density of brown hare (*Lepus europaeus*) and landscape structure in Poland in the 1981–1995. *Acta Theriol (Warsz)* 44, 67–75.
- Panek, M., Kamieniarz, R., Bresiński, W., 2006. The effect of experimental removal of red foxes (*Vulpes vulpes*) on spring density of brown hares (*Lepus europaeus*) in western Poland. *Acta Theriol (Warsz)* 51, 187–193.
- Parkes, J.P., 1989. Annual patterns in reproduction and perirenal fat of hares (*Lepus europaeus*) in sub-alpine Canterbury, New Zealand, *J. Zool.* 217,9-21
- Paterson, R.R.M., Lima, N., 2011. Further mycotoxin effects from climate change. *Food Research International*. [WWW Document]. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2011.05.038>
- Pavliška, P.L., Riegert, J., Grill, S., Šálek, M., 2018. The effect of landscape heterogeneity on population density and habitat preferences of the European hare (*Lepus europaeus*) in contrasting farmlands. *Mammalian Biology* 88, 8–15.
- Pe'er, G., Dicks, L. v., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P.R., Kleijn, D., Neumann, R.K., Robijns, T., Schmidt, J., Shwartz, A., Sutherland, W.J., Turbé, A., Wulf, F., Scott, A. v., 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science* (1979) 344, 1090–1092.
- Pelorusso, R., Boccia, L., Amici, A., 2008. Simulating Brown hare (*Lepus europaeus* Pallas) dispersion: A tool for wildlife management of wide areas. *Ital J Anim Sci* 7, 335–350.
- Pépin, D., Cargnelutti, B.D., 1994. Individual variations of daily activity patterns in radiotracked European hares during winter. *Acta Theriol (Warsz)* 39, 399–409.
- Perry, M.E., Robertson, A.W., 2012. Cleared and uncleared pellet plots as indices of brown hare density. *N Z J Ecol* 36, 157–163.
- Petrovan, S.O., Dixie, J., Yapp, E., Wheeler, P.M., 2017. Bioenergy crops and farmland biodiversity: benefits and limitations are scale-dependant for a declining mammal, the brown hare. *Eur J Wildl Res* 63.
- Petrovan, S.O., Ward, A.I., Wheeler, P.M., 2012. Habitat selection guiding agri-environment schemes for a farmland specialist, the brown hare. *Anim Conserv* 16, 344–352.
- Piha, M., Tiainen, J., Holopainen, J., Vepsäläinen, V., 2007. Effects of land-use and landscape characteristics on avian diversity and abundance in a boreal agricultural landscape with organic and conventional farms. *Biol Conserv* 140, 50–61.
- Pike, N., 2011. Using false discovery rates for multiple comparisons in ecology and evolution. *Methods Ecol Evol* 2, 278–282.
- 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. *Vet Arh* 76.
- Pipoly, I.I., 2019. A szaporodási sikert és ivararányt befolyásoló környezeti és genetikai tényezők. *Pannon Egyetem, Veszprém*.
- Ponjiger, I., Ristić, Z., Marković, V., Matejević, M., Kovačević, M., 2019. The dynamics of red fox (*Vulpes vulpes*) and brown hare (*Lepus europaeus*) populations in the vojvodina region (Serbia) in relation to rabies vaccination. *Vet Arh* 89, 839–850.
- Popovic, Z., Beukovic, D., Beuković, M., 2015. Age structure determination of brown hare populations (*Lepus europaeus* Pall.) in 2014 year under management in different habitats, in: *International Symposium on Animal Science (ISAS) 2015 and 19th International Congress on Biotechnology in Animal Reproduction (ICBAR)*. Novi Sad, Serbia, pp. 266–274.
- Posautz, A., Loncaric, I., Lundin, M., Hoffmann, D., Lavazza, A., Kelemen, Z., Beiglböck, C., Walzer, C., Kübber-Heiss, A., 2015. Health screening of free-ranging European brown hares (*Lepus europaeus*) on the German North-Sea island Pellworm. *Acta Vet Scand* 57.
- Prugh, L.R., Krebs, C.J., 2004. Snowshoe hare pellet-decay rates and aging in different habitats. *Wildl Soc Bull* 32, 386–393.

- QGIS Development Team, 2017. QGIS Geographic Information System.
- R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing.
- Ramezani, A., Dahlin, A.S., Campbell, C.D., Hillier, S., Öborn, I., 2015. Assessing biogas digestate, pot ale, wood ash and rockdust as soil amendments: effects on soil chemistry and microbial community composition. *Acta Agric Scand B Soil Plant Sci* 65, 383–399.
- Rataj, B., Flis, M., Piórkowski, J., 2019. Histopathological changes and bacteriological survey of internal organs in the aspect of the individual condition of a hare (*Lepus Europaeus* Pall.). *Appl Ecol Environ Res* 17, 6655–6667.
- Reichlin, T., Klansek, E., Hackländer, K., 2006. Diet selection by hares (*Lepus europaeus*) in arable land and its implications for habitat management. *Eur J Wildl Res* 52, 109–118.
- Reid, N., Brommer, J.E., Stenseth, N.C., Marnell, F., McDonald, R.A., Montgomery, W.I., 2021. Regime shift tipping point in hare population collapse associated with climatic and agricultural change during the very early 20th century. *Glob Chang Biol* 27, 3732–3740.
- Reid, N., McDonald, R.A., Montgomery, W.I., 2007. Mammals and agri-environment schemes: Hare haven or pest paradise? *Journal of Applied Ecology* 44, 1200–1208.
- Reitz, F., Léonard, Y., 1994. Characteristics of European hare *Lepus europaeus* use of space in a French agricultural region of intensive farming. *Acta Theriol (Warsz)* 39, 143–157.
- Reynolds, J.C., Stoate, C., Brockless, M.H., Aebischer, N.J., Tapper, S.C., 2010. The consequences of predator control for brown hares (*Lepus europaeus*) on UK farmland. *Eur J Wildl Res* 56, 541–549.
- Ristic, Z.A., Urosevic, M.I., Ristic, N.Z., Matejevic, M., Ponjiger, I., Kovacevic, M., Cirovic, P., Prodanović, A., 2020. Planned and rational management of the brown hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) population in Vojvodina region (Serbia) for the past 50 years (1967–2016). *Balkan Journal of Wildlife Research* 5.
- Rödel, H.G., Dekker, J.J.A., 2012. Influence of weather factors on population dynamics of two lagomorph species based on hunting bag records. *Eur J Wildl Res* 58, 923–932.
- Rodríguez-Pastor, R., Luque-Larena, J.J., Lambin, X., Mougeot, F., 2016. “Living on the edge”: The role of field margins for common vole (*Microtus arvalis*) populations in recently colonised Mediterranean farmland. *Agric Ecosyst Environ* 231, 206–217.
- Roedenbeck, I.A., Voser, P., 2008. Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland. *Eur J Wildl Res* 54, 425–437.
- Ropejko, K., Twarużek, M., 2021. Zearalenone and Its Metabolites—General Overview, Occurrence, and Toxicity. *Toxins (Basel)*. [WWW Document]. <https://doi.org/10.3390/TOXINS13010035>
- Rühe, F., Hohmann, U., 2004. Seasonal locomotion and home-range characteristics of European hares (*Lepus europaeus*) in an arable region in central Germany. *Eur J Wildl Res* 50, 101–111.
- Saly, G., 1976. Növényvédelem-vadvédelem. *Nimród* 304–305.
- Sánchez-García, C., Alonso, M.E., Bartolomé, D.J., Pérez, J.A., Larsen, R.T., Gaudioso, V.R., 2012. Survival, home range patterns, probable causes of mortality, and den-site selection of the Iberian hare (*Lepus*, *Leporidae*, *Mammalia*) on arable farmland in north-west Spain. *Italian Journal of Zoology* 79, 590–597.
- Sangiuliano, A., Lovari, S., Ferretti, F., 2016. Dietary partitioning between European roe deer and European brown hare. *Eur J Wildl Res* 62, 527–535.
- Santilli, F., Galardi, L., 2016. Effect of habitat structure and type of farming on European hare (*Lepus europaeus*) abundance. *Hystrix* 27.
- Schai-Braun, S.C., Lapin, K., Bernhardt, K.G., Alves, P.C., Hackländer, K., 2020a. Effect of landscape type, elevation, vegetation period, and taxonomic plant identification level on diet preferences of Alpine mountain hares (*Lepus timidus varronis*). *Eur J Wildl Res* 66.
- Schai-Braun, S.C., Peneder, S., Frey-Roos, F., Hackländer, K., 2014. The influence of cereal harvest on the home-range use of the European hare (*Lepus europaeus*). *Mammalia* 78, 497–506.
- Schai-Braun, S.C., Reichlin, T.S., Ruf, T., Klansek, E., Tataruch, F., Arnold, W., Hackländer, K., 2015. The European hare (*Lepus europaeus*): A picky herbivore searching for plant parts rich in fat. *PLoS One* 10, 1–16.
- Schai-Braun, S.C., Rödel, H.G., Hackländer, K., 2012. The influence of daylight regime on diurnal locomotor activity patterns of the European hare (*Lepus europaeus*) during summer. *Mammalian Biology* 77, 434–440.
- Schai-Braun, S.C., Ruf, T., Klansek, E., Arnold, W., Hackländer, K., 2020b. Positive effects of set-asides on European hare (*Lepus europaeus*) populations: Leverets benefit from an enhanced survival rate. *Biol Conserv* 244.
- Schai-Braun, S.C., Weber, D., Hackländer, K., 2013. Spring and autumn habitat preferences of active European hares (*Lepus europaeus*) in an agricultural area with low hare density. *Eur J Wildl Res* 59, 387–397.
- Schmidt, N.M., Asferg, T., Forchhammer, M.C., 2004. Long-term patterns in European brown hare population dynamics in Denmark: Effects of agriculture, predation and climate. *BMC Ecol* 4, 1–7.
- Schroeder, K., Drews, B., Roellig, K., Goeritz, F., & Hildebrandt, T. B. 2013. Embryonic resorption in context to intragestational corpus luteum regression: A longitudinal ultrasonographic study in the European brown hare (*Lepus europaeus* PALLAS, 1778). *Theriogenology*, 80(5), 479–486.
- Seltmann, M.W., Ruf, T., Rödel, H.G., 2009. Effects of body mass and huddling on resting metabolic rates of post-weaned European rabbits under different simulated weather conditions. *Funct Ecol* 23, 1070–1080.
- Skládanka, J., Dohnal, V., Doležal, P., Ježková, A., Zeman, L., 2009. Factors affecting the content of ergosterol and zearalenone in selected grass species at the end of the growing season. *Acta Veterinaria Brno* 78, 353–360.

- Škrivanko, M., Hadžiosmanović, M., Cvrtila, Ž., Zdolec, N., Filipović, I., Kozačinski, L., Florijančić, T., Bošković, I., 2008. The hygiene and quality of hare meat (*Lepus europaeus* Pallas) from Eastern Croatia. Arch Lebensmittelhyg 59, 180–184.
- Slamecka, J., Capcarova, M., Jurcik, R., Sladeczek, T., Argente, M.J.C., Gren, A., Massanyi, P., 2017. Seasonal, age and sex fluctuations in aflatoxin B1 content in the liver and kidney of brown hares (*Lepus europaeus* Pall). J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng 52, 466–470.
- Slamečka, J., Jurčík, R., Mertin, Rajský, M., 2014. Reproductive parameters of farmed brown hare (*Lepus Europaeus*) for restocking purposes. Balkan Journal of Wildlife Research 26, 26–33.
- 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 Ecol 19, 1–11.
- Smith, R.K., Jennings, N.V., 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. Mamm Rev 35, 1–24.
- Smith, R.K., Jennings, N.V., 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.
- Sokos, C.K., 2014. Ecology and management of European brown hare syndrome in mediterranean ecosystems.
- 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, 22–28.
- Steen, K.A., Villa-Henriksen, A., Therkildsen, O.R., Green, O., 2012. Automatic detection of animals in mowing operations using thermal cameras. Sensors (Switzerland) 12, 7587–7597.
- Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzog, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L., Ramwell, C., 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. J Environ Manage 91, 22–46.
- Stott, P., 2003. Mammalian Biology Original investigation Use of space by sympatric European hares (*Lepus europaeus*) and European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in Australia. Mammalian Biology 68, 317–327.
- Stott, P., Harris, S., 2006. Demographics of the European hare (*Lepus europaeus*) in the Mediterranean climate zone of Australia. Mammalian Biology 71, 214–226.
- Stott, P., Wight, N., 2004. Female reproductive tract abnormalities in European hares (*Lepus europaeus*) in Australia. J Wildl Dis 40, 696–703.
- Suchentrunk, F., Willing, R., Hartl, G.B., 1991. On eye lens weights and other age criteria of the Brown hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778). Z. Säugetierkunde 56, 365–374.
- Szabó, M., 2014. Takarmányok mikotoxin szennyezettségének vizsgálata Magyarországon, különös tekintettel azok Aflatoxin-B1, Zearalenon, T-2 toxin, valamint a Deoxinivalenol tartalmára. Szent István Egyetem, Budapest.
- Székely, T., Weissing, F.J., Komdeur, J., 2014. Adult sex ratio variation: Implications for breeding system evolution. J Evol Biol. [WWW Document]. <https://doi.org/10.1111/jeb.12415>
- Szemethy, L., Biró, Z., Heltai, M., Katona, K., Kelemen, J., Erdélyi, D., Ócsai, D., 2007. A mezei nyúl jelentősége, a populációt veszélyeztető tényezők és a megoldási lehetőségek. Gödöllő.
- Szemethy, L., Biró, Z., Heltai, M., Patkó, L., Schally, G., Szabó, L., Ujhegyi, N., 2014. Nyúl viszi a... sast. Vadászok a parlagi sasért, in: Pechtol, J. (Ed.), Vadászévkönyv. Dénes Natur Műhely, Budapest, pp. 74–82.
- Szemethy, L., Biró, Z., Katona, K., Tóth, P., 2001. Szezonális területváltás a gímszarvasnál: területhasználati stratégiák összehasonlítása. Vadbiológia 8, 1–7.
- Tapper, S., Parsons, N., 1984. The changing status of the brown hare (*Lepus europaeus*) in Britain. Mamm Rev 14, 57–70.
- Tapper, S.C., Barnes, R.F.W., 1986. Influence of Farming Practice on the Ecology of the Brown Hare (*Lepus europaeus*). J Appl Ecol 23, 39.
- Tapper, S.C., Barnes, R.F.W., Journal, T., Apr, N., 1986. Influence of Farming Practice on the Ecology of the Brown Hare (*Lepus europaeus*) Journal of Applied Ecology 23, 39–52.
- Tarnawa, Á., 2012. Földhasználati tényezők agroökológiai hatásai a mezeinyúl populációk dinamikájára. Szent István Egyetem, Gödöllő.
- Thomas, L., Buckland, S.T., Rexstad, E.A., Laake, J.L., Strindberg, S., Hedley, S.L., Bishop, J.R.B., Marques, T.A., Burnham, K.P., 2010. Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. Journal of Applied Ecology 47, 5–14.
- Thompson, W.L., White, G.C., Gowan, C., 1998. Ch10 Mammals, in: Monitoring Vertebrate Populations. Academic Press, pp. 301–322.
- Tóth, B., Bleier, N., Schally, G., Lehoczki, R., Csányi, S., 2014. Otthonterület-becslési módszerek összehasonlítása az őz (*Capreolus capreolus*) területhasználatának elemzésében. Vadbiológia 16, 51–62.
- Tóth, K., 2012. Módszertani javaslat egyes klimatikus tényezők mezei nyúlra kifejtett hatásainak vizsgálatához. Szegedi Tudományegyetem, Szeged.
- Tóth, L., 2003. A vadgazdálkodás, vadászat szempontjából fontos ragadozó madarak és zsákmányállataik hosszútávú, terepi felvételezéseken alapuló monitorozása. Szakdolgozat, Gödöllő.

- Tsokana, C.N., Sokos, C., Giannakopoulos, A., Birtsas, P., Valiakos, G., Spyrou, V., Athanasiou, L. v., Rodi Burriel, A., Billinis, C., 2020. European Brown hare (*Lepus europaeus*) as a source of emerging and re-emerging pathogens of Public Health importance: A review. *Vet Med Sci*. <https://doi.org/10.1002/vms3.248>
- Valencak, T.G., Tataruch, F., Ruf, T., 2009. Peak energy turnover in lactating European hares: The role of fat reserves. *Journal of Experimental Biology* 212, 231–237.
- van de Poel, D., Zehm, A., 2015. Die Wirkung des Mähens auf die Fauna der Wiesen - Eine Literaturlauswertung für den Naturschutz, in: *Handbuch Naturschutz Und Landschaftspflege*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, pp. 1–19.
- van Wieren, S.E., Wiersma, M., Prins, H.H.T., 2006. Climatic factors affecting a brown hare (*Lepus europaeus*) population. *Lutra* 49, 103–110.
- Vasseur, C., Joannon, A., Aviron, S., Burel, F., Meynard, J.M., Baudry, J., 2013. The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agric Ecosyst Environ* 166, 3–14.
- Vaughan, N., Lucas, E.A., Harris, S., White, P.C.L., 2003. Habitat associations of European hares (*Lepus europaeus*) in England and Wales: Implications for farmland management. *Journal of Applied Ecology* 40, 163–175.
- Vejdovszky, K., Schmidt, V., Warth, B., Marko, D., 2017. Combinatory estrogenic effects between the isoflavone genistein and the mycotoxins zearalenone and alternariol in vitro. *Mol Nutr Food Res* 61.
- Venables, W.N., Ripley, B.D., 2003. *Modern Applied Statistics with S*, 4th ed. Springer, New York. [WWW Document]. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-0-387-21706-2>
- Vepsäläinen, V., Tiainen, J., Holopainen, J., Piha, M., Seimola, T., 2010. Improvements in the Finnish Agri-Environment Scheme are Needed in Order to Support Rich Farmland Avifauna. *Ann Zool Fennici* 47, 287–305.
- Viviano, A., Mori, E., Fattorini, N., Mazza, G., Lazzeri, L., Panichi, A., Strianese, L., Mohamed, W.F., 2021. Spatiotemporal overlap between the european brown hare and its potential predators and competitors. *Animals* 11, 1–11.
- Weterings, M.J.A., Zaccaroni, M., van der Koore, N., Zijlstra, L.M., Kuipers, H.J., van Langevelde, F., van Wieren, S.E., 2016. Strong reactive movement response of the medium-sized European hare to elevated predation risk in short vegetation. *Anim Behav* 115, 107–114.
- White, G.C., Garrott, R.A., 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press.
- Wibbelt, G., Frölich, K., 2005. *Infectious Diseases in European Brown Hare (Lepus europaeus)*. *Wildlife Biology in Practice* 1, 86–93.
- Wilson, E.O., Bossert, W.H., 1981. *Bevezetés a populációbiológiába*. Gondolat, Budapest.
- Wincentz, T.J., 2009. Identifying causes for population decline of the brown hare (*Lepus europaeus*) in agricultural landscapes in Denmark. National Environmental Research Institute. Aarhus University.
- Wong, V., Hickling, G.J., 1999. Assessment and management of hare impact on high-altitude vegetation, *Science for Conservation*.
- Yang, H.-H., Aulerich, R.J., Helferich, W., Yamini, B., Chou, K.C., Miller, E.R., Bursian S. J., 1995. Effects of Zearalenone and/or Tamoxifen on Swine and Mink Reproduction. *Journal of Applied Toxicology* 15, 223–232.
- Yi, N., 2019. *Negative Binomial and Zero-Inflated Mixed Models*.
- Zabel, A., Roe, B., 2009. Optimal design of pro-conservation incentives. *Ecological Economics* 69, 126–134.
- Zaccaroni, M., Biliotti, N., Bucciatti, A., Calieri, S., Ferretti, M., Genghini, M., Riga, F., Trocchi, V., Dessì-Fulgheri, F., 2013. Winter locomotor activity patterns of European hares (*Lepus europaeus*). *Mammalian Biology* 78,
- Zaman, M., Rakha, B.A., Bao, H., Vitekere, K., Jiang, G., 2020. Effect of habitat factors and predator density on the spatial abundance of cape hare (*Lepus capensis*) in the karakorum range. *Appl Ecol Environ Res* 18, 2921–2934.
- Zellweger-Fischer, J., Kéry, M., Pasinelli, G., 2011. Population trends of brown hares in Switzerland: The role of land-use and ecological compensation areas. *Biol Conserv* 144, 1364–1373.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, J.N., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed Effects Lideks and Extensions in Ecology with R, Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer.

## M2. Publikációk az értekezés témakörében

### Disszertáció alapjául szolgáló megjelent, illetve közlésre elfogadott publikációk:

- Ujhegyi, N., Keller, N., Patkó, L., Biró, Z., Tóth, B., & Szemethy, L. (2021). Agri-environment schemes do not support brown hare populations due to inadequate scheme application. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 67(3), 263–288. (IF: 0,91)
- Szakács, Sz., Ujhegyi, N., & Biró, Z. (2020). A mezei nyúl populációbiológiai jellemzői a Jászságban. *Vadbiológia*, 20, 33–42
- Ujhegyi, N., Biró, Z., 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. *Tudomány És Innováció a Lokális És Globális Fejlődésért*, 65–74.
- Ujhegyi, N., Biró, Z., Patkó, L., & Keller, N. (2015). Élőhelyfejlesztés és ragadozógazdálkodás hatása a mezei nyúl (*Lepus europaeus*) populációdinamikájára. *Természetvédelmi Közlemények*, 21(1), 362–372.
- Szemethy, L., Keller, N., Ujhegyi, N., Csányi, S., Kovács, I., Patkó, L., Schally, G., Tóth, B., & Biró, Z. (2015). Az apróvad, mint az agrár-környezetgazdálkodási programok hatásindikátora – módszertani áttekintés. *Tájökológiai Lapok*, 13(1), 9–17.

### Disszertáció alapjául szolgáló ismeretterjesztő közlemények:

- Keller, N., Biró, Z., Szemethy, L., Farsang, Z., Ujhegyi, N., & Csányi, S. (2019). A mezei nyúl területhasználata újabb adatok tükrében. In L. Dr. Jámor (Ed.), *Vadászévkönyv* (pp. 43–50). Dénes Natur Műhely.
- Szemethy, L., Ujhegyi, N., Keller, N., & Biró, Z. (2018, February). A mezeinyúl-gazdálkodás fejlesztésének lehetőségei a kutatások tükrében. *Nimród Vadászújság*, 4–8.
- Szemethy, L., Biró, Z., Heltai, M., Patkó, L., Schally, G., Szabó, L., & Ujhegyi, N. (2014). Nyúl viszi a... sast. *Vadászok a parlagi sasért*. In J. Pechtol (Ed.), *Vadászévkönyv* (Issue 1, pp. 74–82). Dénes Natur Műhely.

### Disszertáció alapjául szolgáló hazai és külföldi konferencia előadások:

#### Nemzetközi konferencián:

- Szőke, Z., Szemethy, D., Ujhegyi, N., Peer, G., Lakatos, I., Vörös-Láczó, E. & Szemethy, L. (2020): Mycotoxins in animal feed and the forage of wild herbivores: adverse physiological effects and implications of climate change. 17th International Scientific Days Online Conference, Gyöngyös. (presentation)
- Keller N., Ujhegyi N., Biró Zs., Szemethy L., Farsang Zs. 2018. Haibat-use of the brown hare (*Lepus europaeus*) in an agricultural environment. In. Modern Aspects of Sustainable Management of Game Populations: 6th International Wildlife and Game Management Symposium, Sofia. (presentation)
- Keller N., Ujhegyi N., Biró Zs., Báthory Gy., Szemethy L. 2018. Home range of the brown hare (*Lepus europaeus*) in an agricultural environment. In. 16th Wellmann International Scientific Conference, Hódmezővásárhely. (presentation)
- Keller N., Ujhegyi N., Patkó L., Szemethy L., Biró Zs. 2016. Bioindicators and methods of the small-scaled survey of an agri-environmental scheme in Hungary: Survey of an agri-environmental scheme In: Student Conference on Conservation Science, Cambridge. (poster)
- Ujhegyi N., Biró Zs., Patkó L., Keller N., Tóth B., Kovács I., Szemethy L. 2015. Analysis of the impact on the brown hare (*Lepus europaeus*) population in Hungarian AES In. SCCS Hungary. (poster)
- Ujhegyi N., Biró Zs., Patkó L., Keller N., Tóth B., Kovács I., Schally G., Csányi S., Szemethy L. 2015. Brown hare as an indicator species for Agri-environmental programs in Hungary. 27th ICCB- 4th ECCB, Montpellier. (poster)
- Keller N., Ujhegyi N., Szemethy L. 2014. The connection between the agri-environmental schemes and the small game population in Hungary – preliminary study. In. "II. Sustainable development in the Carpathian Basin", Budapest. (presentation)

#### Hazai konferencián:

- Ujhegyi N., Katona K., Keller N., Biró Zs. 2019. A mezei nyúl (*Lepus europaeus*) rejtőzködési és menekülési viselkedése emberi zavarás hatására agrártájban. XXI. Magyar Etológiai Társaság Konferenciája, Mátrafüred. (előadás)
- Ujhegyi N., Biró Zs., Bókony V., Keller N., Patkó L., Szemethy L. 2018. A mezei nyúl (*Lepus europaeus*) demográfiai vizsgálata a mezőgazdasági tájhasználat függvényében. XX. Magyar Etológiai Társaság Konferenciája, Kolozsvár. (előadás)
- Ujhegyi N., Patkó L., Keller N., Farsang Zs., Biró Zs., Szemethy L. 2017. A mezei nyúl mozgáskörzetének és szegélypreferenciájának vizsgálata mezőgazdasági területen. XIX. Magyar Etológiai Társaság Konferenciája, Dobogókő. (előadás)

- Keller N., Ujhegyi N., Biró Zs., Patkó L., Schally G., Szemethy L. 2016. Az Agrár-környezetgazdálkodási Támogatási Rendszer (AKG) vadgazdálkodási szempontú értékelése: a fejlesztés lehetőségei. X. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Mórahalom. (előadás)
- Ujhegyi N., Biró Zs., Molnár Z., Keller N., Patkó L., Szemethy L. 2016. Az agrárélelőhelyek fejlesztési- és kezelési lehetőségeinek bemutatása a mezei nyúl (*Lepus europaeus*) példáján. X. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Mórahalom. (előadás)
- Ujhegyi N., Biró Zs., Patkó L., Keller N., Tóth B., Kovács I., Szemethy L. 2015. Az intenzív ragadozógyérítés hatása a mezei nyúl és a fácán állományára. 10. Magyar Ökológus Kongresszus, Veszprém. (előadás)
- Szemethy L., Biró Zs., Ujhegyi N., Keller N., Tóth B., Kovács I., Patkó L., Schally G. 2015. Az AKG program apróvad állományra gyakorolt hatásának elemzése. 10. Magyar Ökológus Kongresszus, Veszprém. (előadás)
- Ujhegyi N., Biró Zs., Szemethy L. 2014. Az élőhelyfejlesztés és ragadozógazdálkodás hatása a mezei nyúl populációdinamikájára. IX. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Szeged. (előadás)

### M3.Mellékelt táblázatok

**M1.táblázat:** A mezei nyúl otthonterületei különböző országok vizsgálatai alapján. MKP = Minimum konvex poligon méréssel, KDE = Kernel otthonterület számításával mért adat

Szerzők	Ország	Átlagos otthon terület
(Kunst et al., 2001)	Hollandia	28.7 ( $\pm 8.5$ ) ha KDE 95% 27.3 ( $\pm 9.0$ ) ha MKP 90%
(Faragó, 2006)	Magyarország	14-39 ha
(Misiorowska, 2013)	Lengyelország	1.68 km <sup>2</sup> ( $\sigma$ ), 0.43 km <sup>2</sup> ( $\phi$ )
(Bray et al., 2007; Marboutin and Aebischer, 1996)	Franciaország	28-149 ha
(Reitz and Léonard, 1994)	Franciaország	28-149 ha
(Aebischer et al., 2011)	Anglia	300 ha
(Jennings, 2007)	Anglia	34 ha
(Fischer and Tagand, 2012)	Svájc	<b>Source:</b> 31.8 ( $\pm 18.8$ ) ha MKP 90% 39.1 ( $\pm 24.9$ ) ha KDE 90%; <b>Arenthon:</b> 162.4 ( $\pm 196.7$ ) ha MKP 95%; 118.4 ( $\pm 113$ ) ha KDE 95%; <b>Mieussy:</b> 117.2 ( $\pm 75.6$ ) ha MKP 95%; 77.5 ( $\pm 39.8$ ) ha KDE 95%
(S Broekhuizen and Maaskamp, 1981) (Tapper and Barnes, 1986) (Kovács and Búza, 1988) (Reitz and Léonard, 1994)	Franciaország Anglia Magyarország Francia ország	10 - 100 ha,
(Ferretti et al., 2010)	Olaszország	23 ( $\pm 76.8$ ) ha KDE 95%; 9 ( $\pm 25.28$ ) ha MKP
(Rühe and Hohmann, 2004)	Németország	21-33 ha
(Misiorowska and Wasilewski, 2008)	Lengyelország	0,22-2,86 km <sup>2</sup> ( $\pm 1,3$ km2) ( $\sigma$ ); 0,14-1,72 km <sup>2</sup> ( $\pm 0,5$ km2) ( $\phi$ )
(Bertolino et al., 2013)	Olaszország	30.5–33.8 ha nyáron; 49.5–85.9 ha télen
(Bray et al., 2007)	Franciaország	0.23 - 0.64 km <sup>2</sup> ( $\sigma$ ) 0.37 - 0.39 km <sup>2</sup> ( $\phi$ )

**M2.táblázat:** A kiválasztott 13 célprogram és a kiválasztásuk legfontosabb irányelvei Hungarian Ministry of Agriculture and Rural Development, 2015 alapján

<p><b>célprogramok:</b> <b>AA)</b> integrált szántóföldi növénytermesztési célprogram <b>AB)</b> tanyás gazdálkodás célprogram, <b>AC)</b> ökológiai szántóföldi növénytermesztési célprogram, <b>AD1)</b> szántóföldi növénytermesztés tűzok élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram, <b>AD4)</b> szántóföldi növénytermesztés kék vércse élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram, <b>AD2)</b> szántóföldi növénytermesztés vadlúd- és daruvédelmi előírásokkal célprogram, <b>AD3)</b> szántóföldi növénytermesztés madár- és apróvad élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram, <b>BA)</b> extenzív gyepgazdálkodási célprogram, <b>CB)</b> ökológiai gyepgazdálkodási célprogram, <b>BC1)</b> gyepgazdálkodás tűzok élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram, <b>BC2)</b> gyepgazdálkodás élőhely-fejlesztési előírásokkal célprogram, <b>BD1)</b> környezetvédelmi célú gyeptelepítés célprogram, <b>BD2)</b> természetvédelmi célú gyeptelepítés célprogram</p>	szántóföldi agrár-környezetgazdálkodási célprogram csoport				gyepgazdálkodási agrár-környezetgazdálkodási célprogram csoport						
	A A )	A B )	A C )	természetvédelmi zónális célprogramok	B A )	C B )	gyepgazdálkodási természetvédelmi zónális célprogramok		szántóföldi gazdálkodás gyepgazdálkodássá alakításának célprogramjai		
							B C 1)	B C 2)	B D 1)	B D 2)	
csoportosításhoz felhasználható legfontosabb szempontok				A D 1)	A D 4)	A D 2)	A D 3)				
<b>tiltott növények: rizs, energiaültetvény, energiapálya, kínai nád,</b>	x			x		x					
<b>vetésváltás szabályinak betartása</b>	x			x		x					
<b>vetésszerkezet (arány)</b>	őszi búza; kukorica; napraforgó	<50%									
	pillangós	>10%	>20%	>20%							
	zöld ugar		>20%	>20%							
	őszi káposztarepce		>10%								
<b>zöldtrágyázás</b>	másodvetésben is	x									
	5 év alatt egyszer	x									
<b>környezetkímélő növényvédőszer</b>	x			x		x					
<b>mozaikos kisparcellás növénytermesztés</b>	x										
<b>szennyvíz és hígtrágya tiltása</b>				x		x		x			
<b>rágcsálószer és talajfertőtlenítők tiltása</b>				x		x					
<b>március 1. és július 31. között a munkavégzés kizárólag napkelte után napnyugtáig megengedett</b>				x					x		
<b>lucerna felületének 5 évben egyszer kaszálás</b>				x							
<b>kaszálatlan területek meghagyása</b>				5-10%		5-10%			x		
<b>madárbarát kaszálás</b>				x		x			x		
<b>vadriasztó lánc használata</b>				x		x			x		
<b>kaszálási időkorlát</b>				x				évi egyszer	évi egyszer		x
<b>kaszálási idő bejelentése</b>				x		x			x		x
<b>vegyszermentes táblaszegély használata</b>				x		x					
<b>repcén hóeltakarítás</b>				x							
<b>tarló hagyása kalászos gabonák esetében</b>				x							
<b>kukorica 10% -át szárzúzni és kint hagyni a területen</b>						x					
<b>gyomirtószer korlátozása</b>						x		x	x		évi egyszer
<b>kaszálást eltérő napokon lehet csak végezni</b>				x							



**M3.táblázat:** A telemetriás terület természetközeli területek minősítéséhez használt értékelési szempontok

<b>Értékelés</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
Aljnövényzet	Nincs	Gyér: kevés faj; alacsony vagy túl magas; kis borítottság	Közepes: közepes diverzitás; közép magas; közepes borítottság;	Sűrű/kiváló: nagy diverzitás; megfelelő magasság (25+ cm); nagy borítottság
Cserje szint	Nincs	Gyér: kevés faj; 80cm-ig kicsi kínálat; kis borítottság	Közepes: közepes diverzitás; 80 cm- ig közepes kínálat; közepes borítottság	Sűrű/kiváló: nagy diverzitás; nagy kínálat; nagy borítottság
Lombkorona szint	Nincs	Sűrű: majdnem teljes záródás	Gyér: kevés egyed/ritka	Közepes: közepes záródás (40-70 %)
<b>Osztályozás</b>	<b>0 nincs</b>	<b>1-3 gyenge</b>	<b>4-6 megfelelő</b>	<b>7-9 kiváló</b>

**M4.táblázat:** A mikotoxin vizsgálathoz felhasznált mintáim származása korcsoporttal és egyedszámokkal feltüntetve

hely	egyedszám	nőstény	bak	fiatal	adult	negatív	pozitív	évek
Jászapáti	16	16	0	6	10	8	5	1
Karcag	14	14	0	11	3	3	7	1
Hódmezővásárhely	13	13	0	8	5	5	5	1
Karcag	12	12	0	0	11	4	8	1
Hódmezővásárhely	5	5	0	2	3	1	2	1
Karcag	4	2	2	0	4	3	1	2
Székkutas	7	5	2	0	7	4	3	2
Mezőgyán	7	4	3		6	4	1	2
Jászágó	6	2	4	0	7	2	4	2
Karcag	21	8	13	2	19	5	10	2
Székkutas	9	7	2	1	7	4	3	2
Jászágó	6	2	4	0	6		2	2
Székkutas	3	0	3	0	3	0	0	2
Hajdúnánás	9	5	4	0	9			2
Hódmezővásárhely	4	2	2	1	3		1	2
$\Sigma$	136	97	39	31	103	43	52	

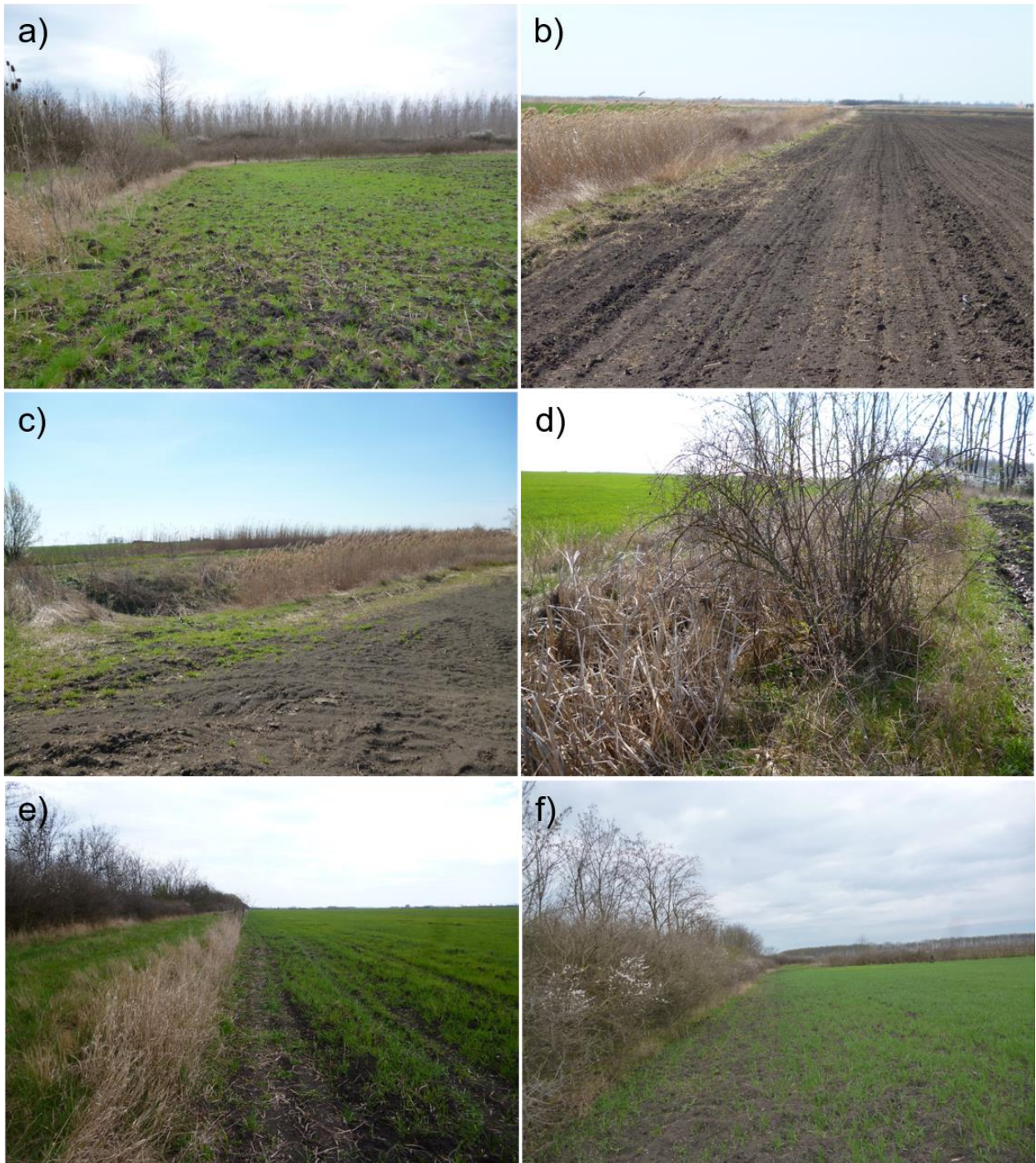
**M5.táblázat:** A jelölt mezei nyulak egyedi azonosítói, ivara, súlya, illetve a különböző módszerekkel számolt otthonterületek nagysága a teljes, szezonális vagy napszaki lebontásban. (MKP60=minimum konvex poligon 60%, MKP95= minimum konvex poligon 95%, KDE95= Kerner otthonterület 95% lefedettségben)

Azonosító	Adatgyűjtési idő	Lokalizációs pont (db)	Otthon terület	Teljes	Tél	Tavaszi	Éjszaka	Nappal
HaHU_1	2015.11.27	262	MCP60	33.59	24.97	14.21	34.39	11.66
♂ (Adult)	2016.04.03		MCP95	92.16	61.47	57.61	71.54	50.75
4 kg			KDE95	53.22	54.06	21.53	48.8	22.29
HaHU_2	2015.11.27	227	MCP60	91.74	91.74	-	15.56	2.59
♂ (Adult)	2016.01.18		MCP95	118.2	118.2	-	115.08	40.98
3.9 kg			KDE95	27.1	27.1	-	24.15	7.35
HaHU_3	2015.11.27	162	MCP60	7.1	7.1	-	6.98	0.97
♂ (Subadult)	2016.01.11		MCP95	87.13	87.13	-	67.45	22.17
3.95 kg			KDE95	16.47	16.47	-	16.33	3.3
HaHU_3.2	2016.12.08	2676	MCP60	36.41	100.22	40.88	27	35.03
♀ (Adult)	2018.09.28		MCP95	172.2	225.33	136.41	168.99	158.76
3.8 kg			KDE95	63.89	129.9	59.89	76.96	46.03
HaHU_4	2015.11.27	670	MCP60	16.03	14.77	9.57	23.83	9.01
♀ (Adult)	2016.05.22		MCP95	64.18	65.48	46.57	66.64	31.93
4.59 kg			KDE95	33.3	32.27	16.82	45.91	15.66
HaHU_5	2015.11.27	200	MCP60	47.16	47.16	-	58.18	4.98
♀ (Adult)	2016.01.12		MCP95	170.95	170.95	-	172.63	65.08
4.5 kg			KDE95	54.8	54.8	-	80.38	9.21
HaHU_6	2015.11.27	1417	MCP60	1516.9	37.57	1113.9	474.4	1202.7
♀ (Adult)	2017.05.14		MCP95	1706.6	289.76	1738.1	1709	1676.4
4.13 kg			KDE95	614.84	83.01	749.74	720.81	561.21
HaHU_7	2015.11.27	408	MCP60	370.98	12.75	732.2	91.29	584.35
♀ (Subadult)	2016.09.28		MCP95	1322.5	72.84	966.52	1248	1097.3
3.94			KDE95	475.9	39.14	497.69	143.54	424.56
HaHU_8	2016.12.08	28	MCP60	0.08	0.08	-	0.1	4.3
♀ (Adult)	2016.12.15		MCP95	32.71	32.71	-	19.7	8.06
4.65 kg			KDE95	9.45	9.45	-	6.3	12.35
HaHU_9	2016.12.08	596	MCP60	22.51	18.76	15.32	18.83	12.99
♂ (Adult)	2017.05.05		MCP95	49.74	77.92	34.92	57.91	38.68
3.9 kg			KDE95	36.79	30.41	24.47	30.63	25.76
HaHU_10	2016.12.08	1762	MCP60	9.75	15.77	10.09	18.41	6.49
♂ (Adult)	2018.02.11		MCP95	88.66	85.83	44.27	92.53	29.32
4.4 kg			KDE95	30.76	32.52	24.25	38.68	17.67
HaHU_8.2	2018.11.30	632	MCP60	20.55	11.47	3.95	21.99	13.66
♂ (Adult)	2019.04.26		MCP95	78.04	51.93	46.36	47.11	58.6
			KDE95	32.82	24.05	5.95	36.16	15.07
HaHU_5.2	2016.12.08	53	MCP60	5.81	5.61	0.7	5.03	1.77
♀ (Adult)	2017.03.05		MCP95	16.72	18.09	3.44	12.35	7.87
3.8 kg			KDE95	10.4	9.8	0.96	10.41	3.72

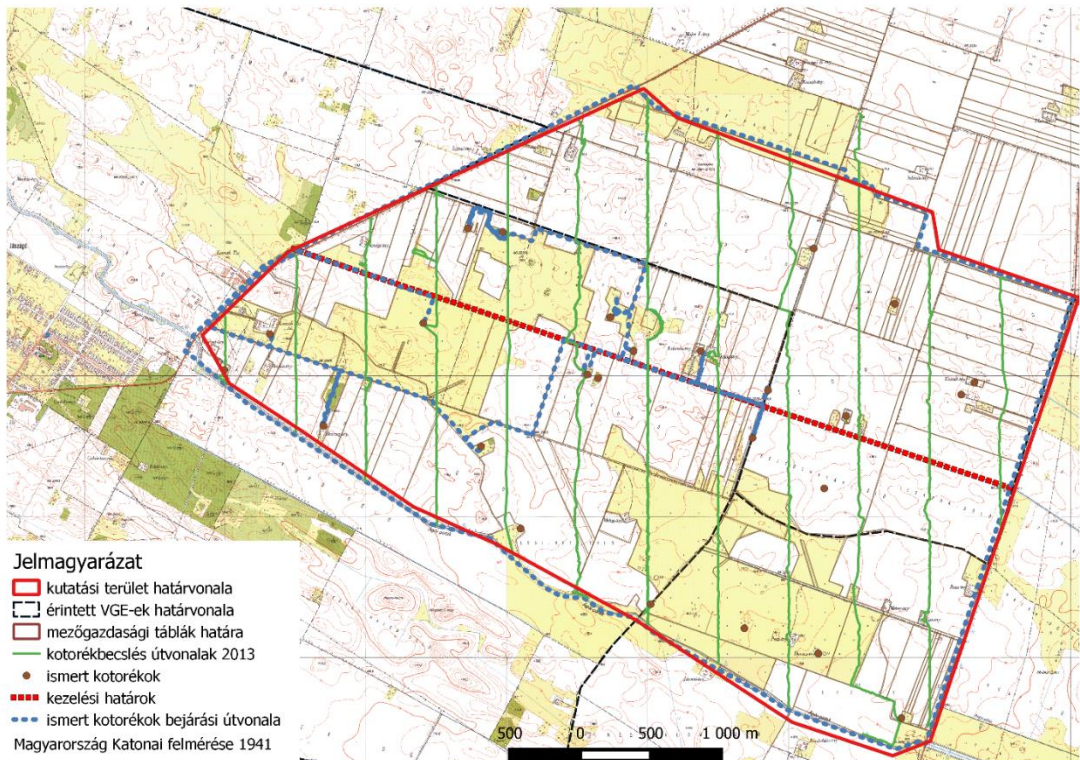
M4. Mellékelt ábrák



**M1.ábra:** Példa a különböző minőségű szegély szélességekre. a&b=0, nincs szegély, c= keskeny füves sáv a földes út mellett, d=közepes szélességű szegély, e&f= széles szegélyek



**M2.ábra:** Példa a különböző minőségű szegély borításokra. a&b=1, gyér szegély, c&e= közepes, d&f= sűrű borítású szegélyek



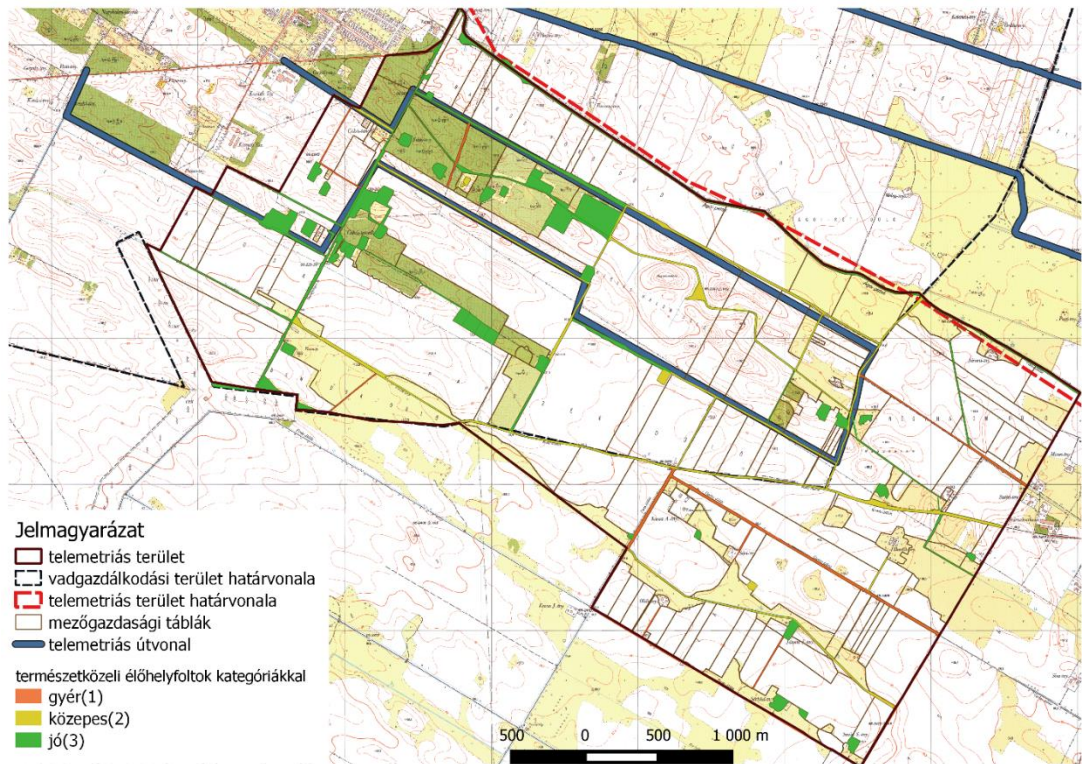
**M3.ábra:** A sávos kotorekbecslés útvonalai, illetve a vadászok által ismert kotorek helyei a mintaterületen



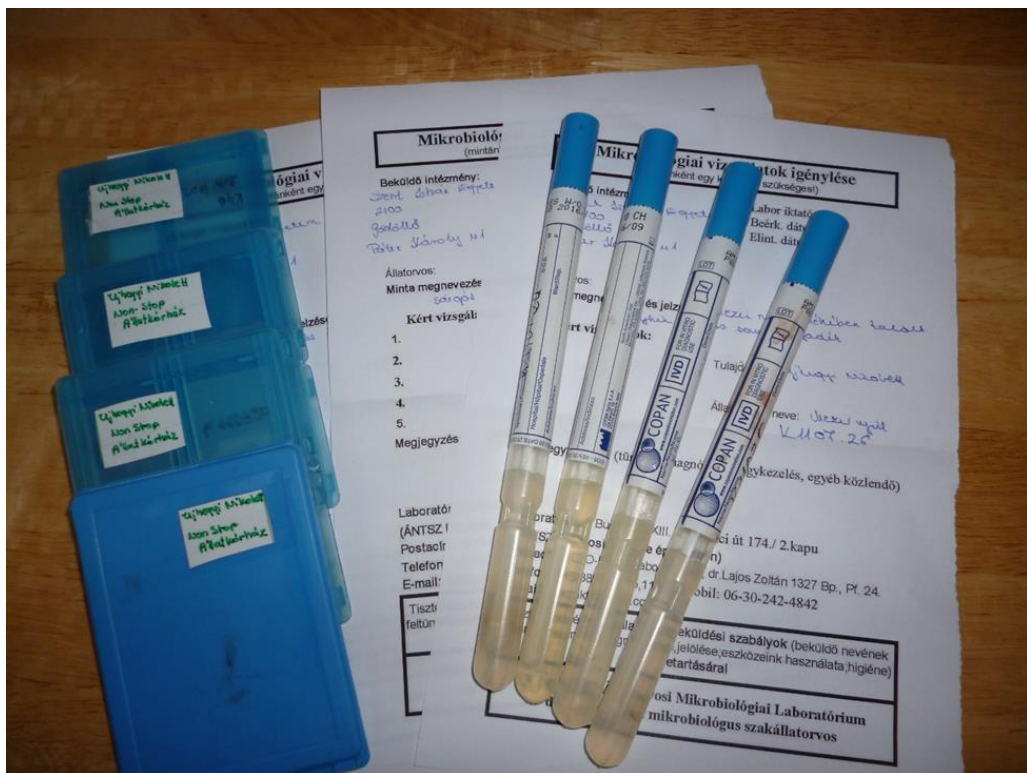
**M4.ábra:** Az első körben felhelyezett rádiótelemetriás nyakörvek



**M5.ábra:** A megrongálódott két nyakörv, illetve a visszaküldött javított verziójuk (jobb felső sarok)



M6.ábra: A telemetriás terület északai reflektoros állománybecslésének útvonala



M7.ábra: A citológiai és bakteriológiai minták gyűjtése, mintaküldés menete

## 10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretném külön köszönetemet és hálámat kifejezni témavezetőimnek, Dr. Szemethy Lászlónak és Dr. Biró Zsoltnak, mindazért a támogatásért, tudományos ismeretért és kutatási lehetőségért, amit tőlük kaptam. Hálás vagyok a kutatási projektekben való részvételi lehetőségeikért és hogy szabad kezet és támogatást kaptam az önálló gondolatok és kanyargós kutatási mellékirányok kivitelezésében. A sok konferencia lehetőségéért, valamint a mindig segítőkész hozzáállásukért. Hálás vagyok Dr. Bókony Veronikának, jelenlegi témavezetőmnek, aki nélkül a statisztikai elemzések még a mai napig nem lennének kész. Meglátásainak, észrevételeinek, illetve önzetlen segítőkészségének hála mindig maradt idő és lehetőség nyulakkal is foglalkozni a békákon túl. Kimondhatatlanul hálás vagyok egykori PhD hallgatótársaimnak, Tóth Bálintnak, Patkó Lászlónak, Kovács Imrének, Keller Norbertnek és Fehér Ádámnak az iszonyatos mennyiségű terepi munkában és adatgyűjtésben nyújtott önzetlen segítségükért. Szintén hálával tartozom minden társszerzőmnek a publikációk elkészüléséhez nyújtott hozzájárulásukért, valamint az ELKH ATK-NÖVI Lendület Evolúciós Ökológia Osztály volt és jelenlegi munkatársainak a türelemért és a barátságos munkakörnyezetért, melyet sok éve tapasztalok és amely hozzájárult ahhoz, hogy be tudjam fejezni az új munkahely és kutatási téma mellett is a disszertációm. Köszönöm Törökné Hajdú Mónika segítségét a Tanulmányi Osztályról, hogy még évek múlva is türelemmel és megértéssel segítette minden hivatalos ügyintézésem, furcsábbnál furcsább kérdéseim. A doktori évek alatt köszönöm Farkas Anasztázia és Kiss Katalin kimeríthetetlen erőfeszítését, mellyel a doktoranduszi tanulmányaim alatt segítettek a kísérletek, terepi munkák és a pályázatok zökkenőmentes haladását. Végül, de nem utolsó sorban köszönöm a Családomnak, öcsémnek, szüleimnek, barátaimnak, hogy folyamatosan támogattak és hittek bennem, még a nehéz időszakokban is, és hogy mindig segítségemre voltak akár terepi munkában, eszközök beszerzésében, vagy a családi és terepi logisztika kapcsán. Köszönöm Rotter Andrásnak, hogy felügyelte a disszertációm haladását és nem engedte, hogy a dolgok kicsússzanak a kezem közül. Nélkülük nem juthattam volna el idáig.

Az értekezésben szereplő adatok gyűjtésében még köszönettel tartozom mind a kilenc vadásztársaságnak, akik készségesen álltak rendelkezésemre, segítettek a minták begyűjtését és szállással, tapasztalattal, kedvességgel, pálinkával és baráti hozzáállással fogadtak minden alkalommal. Külön köszönetem szeretném kifejezni Fehér János Kornél hivatásos vadásznak, aki erőt, időt és energiát nem kímélve segítette munkánkat és akinél becsületesebb és lelkiismeretesebb embert keveset ismerek. Köszönöm még Dr. Szőke Zsuzsanna útmutatását, segítőkészségét, zseniális ötleteit és meglátásait, melyek segítettek az általam elképzelt mikotoxinos vizsgálatok megvalósítását, önbizalmat és fényt adva a legrosszabb időszakban is.

A vizsgálatokat anyagilag az ÚMV-AKG monitoring program - Fau 5.2) Apróvad Indikátor Célprogram (04.2/6342-1/2013), Helicon-life „A parlagi sas védelme Magyarországon” program (LIFE10NAT/HU/019), valamint a Földművelésügyi Minisztérium megbízásából a Vadgazdálkodási Monitoring Program (EVGF/643-1/2016) támogatták. Doktori hallgatóként az Emberi Erőforrások Minisztériuma által hirdetett Nemzeti Tehetségprogram (NTP-EFÖ-P-15-0279-A) ösztöndíja, „A tudományos és kutatói munka, valamint életpálya korszerűsítése a Szent István Egyetem Békés megyei képzéseiben” projekt (TÁMOP 4.2.2. B-15/1/Konv- 2015-0013), valamint a Szent István Egyetem által meghirdetett Kutatókari pályázatok (MKK-791-10-79/2014) (MKK-1206-2-4/2016) segítették, hogy a vizsgálatok megvalósulhassanak.