



SZENT ISTVÁN EGYETEM

MEZŐGAZDASÁG- ÉS KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KAR

**A MAGYARORSZÁGI GYORSFORGALMI ÚTHÁLÓZAT  
ÉS A KÖZLEKEDÉSBIZTONSÁGOT VESZÉLYEZTETŐ  
VADFAJOK KONFLIKTUSÁNAK VIZSGÁLATA**

Doktori (PhD) értekezés tézisei

MARKOLT FERENC ELLÁK

Gödöllő

2015

## **A doktori iskola**

**megnevezése:** Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskola

**tudományága:** Állattenyésztési tudományok

**vezetője:**

*Dr. Mézes Miklós*

egyetemi tanár, az MTA levelező tagja

Szent István Egyetem,

Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar

Állattudományi Alapok Intézet, Takarmányozástani Tanszék

**Témavezetők:** *Dr. Heltai Miklós*

egyetemi docens

Szent István Egyetem,

Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar

VadVilág Megőrzési Intézet

*Dr. Szemethy László*

egyetemi docens

Szent István Egyetem,

Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar

VadVilág Megőrzési Intézet

---

a témavezető jóváhagyása

---

a témavezető jóváhagyása

---

az iskolavezető jóváhagyása

# 1. A MUNKA ELŐZMÉNYEI, A KITŰZÖTT CÉLOK

„Fogta tehát az Úr Isten az embert, és az Éden kertjébe helyezte, hogy művelje és őrizze meg”

(Teremtés könyve 2, 15)

Az utóbbi századokban az ember igen nagy mértékben és tempóban alakítja a természeti környezetet, amely nagyon megnehezíti az élővilág alkalmazkodását. Ez a biológiai sokféleség csökkenéséhez vezet, mely jelenség hívta életre 1992-ben a Biodiverzitás Egyezményt, ezért nyilvánította az ENSZ a 2010-es évet a Nemzetközi Biodiverzitás Évének, sőt ugyanezért a 2011-2020 közötti időszakot a Biodiverzitás Évtizedének. Nem túlzás kijelenteni, hogy a biodiverzitás védelme, megőrzése tulajdonképpen az emberiség túlélésének egyik alapfeltétele (HALES et al. 2014).

A biológiai sokféleséget világszinten fenyegető tényezők között egyik legnagyobb hatású az élőhelyek feldarabolódása és a megmaradt területek egymástól való elszigetelődése, melyet legtöbbször vonalas létesítmények idéznek elő. Minél kisebb az adott vonalas létesítmény áteresztőképessége a helyi társulás tagjainak szempontjából, annál inkább tekinthető akadállyal, így annál erősebb az adott létesítmény élőhelyet és így egyben populációkat, állományokat feldaraboló hatása (SPELLERBERG 1998). A feldarabolt populációk izolált egységei méretük csökkenésével egyre jobban ki vannak téve a véletlen események következményeinek, vagyis túlsúlyba kerülnek a sztochasztikus események. Mind a genetikai sztochaszticitás (pl. genetikai sodródás, beltenyésztés), a demográfiai sztochaszticitás és az ökológiai sztochaszticitás is a lokális populációk kihalásának irányába hat (HITCHINGS és BEEBEE 1998, MCCARTHY 1996, SAWCHIK et al. 2002). A feldarabolódás következtében csökkenő élőhely mérete is okozhat problémát, ha már nem képes a megfelelő mennyiségű és minőségű forrást biztosítani. Ez különösen szembetűnő a nagy mozgásigényű fajok esetében (SPELLERBERG 1998, WIEGAND et al. 2005).

A gyorsforgalmi úthálózatnak, mint vonalas létesítménynek az élőhely-feldaraboláson túl további káros hatásai is vannak a környezetre. Maga az út által elfoglalt terület élőhelyvesztéset jelent a korábbi állapothoz képest, és annak környezetében pedig élőhely-degradációt okoz. Az úthoz kapcsolódó forgalom fizikai, kémiai szennyező hatása fokozza ezt

a degradációt, és zavarással jár, továbbá nemcsak növeli az út elszigetelő hatását, de az elütéseken keresztül egy új típusú mortalitásforrás megjelenéséhez vezet. Az utak mentén a degradált élőhelyre kevésbé érzékenyebb generalista, inváziós fajok előnyhöz jutnak, és terjedésüket ezen kívül sok esetben a közlekedők is segítik (IUPELL et al. 2003). A megépült út könnyebb hozzáférést nyújt az eddig kevésbé elérhető helyekhez, ahol így a fokozódó emberi aktivitás további következményeivel kell számolni (IUPELL et al. 2003, NÉMETH 2005). A gyorsforgalmi úthálózat nem csak az élővilág számára rejt veszélyeket. Komoly közlekedésbiztonsági kockázatot jelent egy róka vagy borz méretű, esetleg ezeknél is nagyobb faj egyedével történő ütközés. Az egyre növekvő értékű közlekedési eszközök és az egyre nagyobb közlekedési sebesség miatt ezek a balesetek mind komolyabb anyagi károkat okozhatnak, és okoznak is, nem beszélve a bekövetkező személyi sérülésekről, esetleg halálról.

FORMAN et al. (2003) szerint a közlekedésbiztonság fokozásának leghatásosabb módszere az élővilág kizárása – védőkerítés alkalmazásával. A védőkerítés egyedüli módszerként való alkalmazása csak a közlekedésbiztonság szempontjait szolgálja, miközben az élővilág számára gyakorlatilag áthatolhatatlan akadállyá változtatja az utat. Ennek értelmében a konfliktust teljesen csak annak mindkét oldala egyidejű orvosolásával lehet kezelni (MARKOLT et al. 2009a): a lehető legmagasabb szintre kell emelni a közlekedés biztonságát (az élővilág kizárásával és a kizárás ellenére bekerülő egyedek kijuttatásával), valamint csökkenteni kell a vonalas létesítmény élővilágra gyakorolt negatív hatásait (elsősorban az átjutás biztosításán keresztül az út áteresztőképességének növelésével).

Magyarországon 2013-ig már több mint 1300 km gyorsforgalmi út épült meg úgy, hogy az építkezés üteme a 2001-et megelőző időszakhoz képest 2001-től körülbelül megötszöröződött. Ez a mennyiség viszont még a felét sem éri el a távlati tervekben szereplő körülbelül 2800 km-nyi gyorsforgalmi útnak. Mivel ezeket az utakat a hatályos előírások szerint elsősorban forgalombiztonsági szempontból védőkerítéssel kell övezni (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007), a gyorsforgalmi utak áteresztőképessége sok faj számára általánosságban nullának tekinthető (FORMAN et al. 2003, IUPELL et al. 2003), így ez országos szinten az egyik, ha nem a legnagyobb veszélyt jelenti hazánk élőhelyi folytonosságára.

A korai szakaszok (az M1 első kb. 150, az M7 első 100, és az M3 első 80 km-e) védőkerítéssel, ám átjárók nélkül épültek, ezért egyedül az élővilág

kizárása valósult meg. Ezek az autópálya-szakaszok szinte totális akadályt jelentenek az élővilág számára. Az 1996 évi LIII. törvény (a természet védelméről) rendelkezése szerint az autópályák tervezésekor már élőhelyvédelmi, vadvédelmi szempontokat is figyelembe kellett venni, azonban ennek pontos mikéntje nem került tisztázásra. Ebben a szabályozási környezetben épült fel pl. az M7 autópálya jelentős része több vadátjáró híddal, de azok típusának, helyének meghatározása továbbra sem egy tiszta szabályrendszeren alapult, hanem alkalmi szakértői véleményeken. Nemcsak a jogszabályi környezet volt lemaradva, hanem a témába vágó tudományos vizsgálatok is hiányoztak. Habár sztrádaépítések előtt hatásvizsgálatoknak is kellett készülniük, és alkalmi vizsgálatok is történhettek, valamint szórványosan ismeretterjesztő anyagok is készültek (HELTAI és SZEMETHY 2009, MARKOLT et al. 2009b), az első, egész országot átfogó munka először csak 2010-ben jelent meg (MARKOLT et al. 2010b). Ebben a hazai autópályák ökológiai hatását az állatelutéseken keresztül közelítem meg.

Jelen munkám átfogó céljával a magyarországi gyorsforgalmi közlekedési infrastruktúra és a közepes és nagy testű teresztrisz fajok közötti konfliktus vizsgálatát határoztam meg, megkülönböztetett figyelmet szentelve a közlekedés biztonságát is fenyegető fajokra, valamint vizsgálataim alapján ajánlások meghatározását a konfliktus enyhítésére. Munkámat **öt központi hipotézisre** építettem:

1. A magyarországi közepes és nagytestű teresztrisz fauna általánosan érintett a gyorsforgalmi (autós) közlekedéssel fennálló konfliktusban, mely a nagyobb testű fajok esetében nagyfokú közlekedésbiztonsági kockázatot is rejt. Ez pedig azt jelenti, hogy ennek a konfliktusnak nincs nyertese, hanem szükségszerűen mindkét résztvevő fél a helyzet abszolút kárvallottja.
2. A magyarországi gyorsforgalmi utakon történő vadélutések száma összességében az évek folyamán egyre növekszik.
3. A magyarországi gyorsforgalmi utakon tapasztalt vadélutések időbeli eloszlása (éves, évszakos, heti és napszakos felbontásban értelmezve) nem egyenletes.
4. A magyarországi gyorsforgalmi utakon tapasztalt vadélutések térbeli (pálya menti) eloszlása nem egyenletes, és ennek megfelelően

5. azonosíthatók olyan tényezők, melyek a vadélutések gyakoriságának pálya menti eloszlását befolyásolják.

A fenti alapvető hipotézisek vizsgálatához az alábbi részletes kutatási kérdéseket fogalmaztam meg, melyek megválaszolásával dönteni tudok a hipotézisek elvetéséről vagy megtartásáról:

- a. Mely fajok és milyen mértékben érintettek ebben a konfliktushelyzetben?
- b. Mely fajok tekinthetők fő közlekedésbiztonsági kockázati tényezőnek a vizsgálati területen?
- c. Változik-e az elutések gyakorisága az idő függvényében?
- d. Észlelhetők-e sűrűsödések az elutések pálya menti (térbeli) eloszlásában?
- e. Látható-e összefüggés a pálya melletti vadsűrűség mértéke és a vadélutések gyakorisága között?
- f. Látható-e összefüggés az elütési gyakoriság és a környező vadvédelmi berendezések megléte és karakterisztikája (védőkerítésen lévő folytonossági hiányok (fel- és lehajtó utak) távolsága, vadátjárók (aluljárók) jelenléte) között?
- g. Látható-e összefüggés az elütési gyakoriság és a környező terület karakterisztikája (erdőterületek közelsége, természetes vegetáció aránya, lakott területek közelsége) között?

Munkámmal a magyarországi gyorsforgalmi utakra jellemző helyzet állapotfelvételén és a fő tendenciák, tényezők vizsgálatán túl céлом az is, hogy a fenti két kérdéscsoport válaszait együtt értékelve ajánlásokat fogalmazzak meg a természeti környezet és a közlekedés itt tárgyalt konfliktusának enyhítésére.

## 2. ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálati területet az állapotfelméréshez a 2000 és 2011 között részben vagy egészben forgalmat bonyolító, az Állami Autópálya Kezelő Zrt. (továbbiakban ÁAK) kezelésében lévő magyarországi autópályák adták. A további, részletesebb vizsgálatok az adott vizsgálati kérdésfeltevés módszertani követelményei szerint megválasztott szakaszokon történtek jellemzően az M1, M3 és M7 (mint legrégebbi építésű, legnagyobb hosszúságú, és közös kezelésben lévő) autópályák szegmenseiből leválogatva.

Vizsgálataim során az ÁAK-tól kapott, Magyarország gyorsforgalmi útjaira vonatkozó **elhullott-állat adatbázisra** támaszkodtam. Ez 2000. év elejéig visszamenőleg magában foglalja a talált tetemek fő paramétereit, a megtalálás pontos helyét és idejét. Az adatbázis tartalmazza a gyorsforgalmi utak fel- és lehajtóin regisztrált tetemek adatait is. Az autópályák területén talált tetemeket vadgazolás következtében elpusztult egyedekként kezeltem. Az útellenőrök a tetemek összegyűjtésekor gyakorlati okokból nem foglalkoznak a nagyon kis testű állatfajok maradványaival, ezért értelemszerűen ebben a nyilvántartásban gerincteleneket, hüllőket, kétélűeket és kisemlősöket sem találni.

**Vadbaleseti nyilvántartáshoz** szintén az ÁAK-n keresztül jutottam egy „rendőrségi” statisztika formájában, mely a vizsgálati területen történt vadélütéses baleseteknek az adatait tartalmazza (azokat, ahol rendőr érkezett a balesethez). Ebben nagyságrenddel kevesebb adat szerepel, mint a tetemnyilvántartásban, de nagy előnye, hogy a baleset pontos időpontja megállapítható belőle, míg ugyanez a tetemnyilvántartás esetében nem mondható el.

A **gyorsforgalmi utak nyomvonalainak idősoros térképeihez** a Közlekedésfejlesztési Koordinációs Központ (továbbiakban KKK) gondozásában lévő Országos Közúti Adatbankon (továbbiakban OKA) keresztül jutottam hozzá, ám ez az adatbázis még nem volt teljes mértékben készen. Kiegészítő adatokat a Magyar Közút Nonprofit Zrt.-től kaptam. Szintén az OKA-n keresztül jutottam hozzá a **gyorsforgalmi utak idősoros attributív adataihoz** (forgalmi és egyéb adatok), és bár ez az adathalmaz „.shp” formátumban volt, mégsem volt alkalmas közvetlen térképként való használatra. Ehhez előbb kombinálni kellett a nyomvonalfedvények adataival.

**A vadfajokra vonatkozó becslési adatokat** a vizsgálat szempontjából fontos fajokra vonatkozóan a Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézetben (továbbiakban SZIE VMI) működő Országos Vadgazdálkodási Adattár (továbbiakban OVA) bocsátotta rendelkezésemre.

Használtam továbbá a Corinne Land Cover (továbbiakban CLC) 2000-et és 2006-ot, az Országos Térinformatikai Adatbázisnak az egyetemen belül hozzáférhető fedvényeit.

Kitűzött céljaim fényében kíváncsi voltam a nyilvántartásban szereplő fajok teljes körére is: ebbe mindenféle faj, vad- és háziállat egyformán bele tartozik, valamint a „felismerhetetlen” és az „egyéb” kategóriák is. A további tudományos felhasználhatóság érdekében az adatokat strukturáltam, és szűrtem.

Kizárásra kerültek a madarak és denevérek, tekintettel röpképességükre (mely által elütési mintázataiknak befolyásoló mechanizmusa teljesen különbözik az emlősökétől), és nem számoltam tovább a kisemlősök és a háziállatok adataival sem. Tekintettel arra, hogy az állatittem-nyilvántartás az állatfajok meghatározásában nem feltétlen taxonómiai pontosságú, a módszertani hiba elkerülésének érdekében csak azokkal az adatokkal számoltam tovább, ahol az adott egyed faj szerinti azonosítása biztosítottnak volt tekinthető. Ellenkező esetben az adatot vagy kizártam a további elemzésből (pl. „vadmacska”), vagy átfogó csoportba soroltam („görény”). A hiányos és hibás rekordokat töröltem. Az előkészítés eredményeképp az alábbi kilenc kategóriát alkottam. A továbbiakban ez a csoportosítás képi az egyszerűség kedvéért „vadtetem”-vizsgálatoknak nevezett részek alapadatait:

1. borz (*Meles meles*),
2. „görény” (mely kategóriába a közönséges görény (*Mustela putorius*) és a mezei- vagy molnárgörény (*Mustela eversmannii*) is beletartozik),
3. nyest (*Martes foina*),
4. „nyúl” ezt csekély hibalehetőséggel mezei nyúlnak (*Lepus europaeus*) tekintjük,
5. őz (*Capreolus capreolus*),
6. vörös róka (*Vulpes vulpes*),
7. „szarvas”, mely a gímszarvasra (*Cervus elaphus*) vonatkozik,
8. vaddisznó (*Sus scrofa*),
9. vidra (*Lutra lutra*).



További elemzéseket a nagyobb testtömegű, a közlekedésbiztonságra is fokozottabb veszélyt jelentő fajokkal végeztem. Elsősorban az őz és vaddisznó szerepét vizsgáltam, de több részvizsgálatba az adott kérdésfeltevés logikája alapján egyéb fajok is bekerültek (pl. róka, borz és mezei nyúl a szezonális elütési mintázatok vizsgálatakor).

Az időbeli eloszlások vizsgálatához (egy-egy hónapok átlagos vadelütésszámainak összehasonlításához és a vadelütések heti eloszlásának vizsgálatához) Kruskal-Wallis tesztet (KRUSKAL és WALLIS 1952) futtattam Dunn's Post-Hoc teszttel (DUNN 1964). A térbeli mintázatok állapotfelvételezésére és a kezdeti „hot-spot” kereséshez előre megválasztott intervallumokon belül összegeztem az elütéseket, és több skálázás szerinti (500 méterestől 10 km-es szakaszméretig) kvázi forrópont térképeket készítettem az M3 autópályáról őz, vaddisznó, borz és róka fajokra.

Két megközelítésben vizsgáltam a vadátjáró jelenlétének és a becsült sűrűségnek hatását 4 faj (őz, vaddisznó, borz, róka) tetemszám-gyakoriságra az M3 autópályán 2002-2009 adatok alapján (MARKOLT et al. 2012b). Az **első megközelítésben** az autópályát övező Vadgazdálkodási Egységek határai szerint osztottam fel az autópályát különböző szakaszokra. Ez alapján a pálya bal és jobb oldalán található Vadgazdálkodási Egységek becsült állománylétszám adatai alapján minden szakasz pontosan két becslési adattal rendelkezett, melyeknek a számtani közepét rendeltem az adott szakaszhoz, mint „sűrűség” értéket. Ezt az értéket vettem össze az adott szakaszra vonatkozó, évenkénti relatív tetemszámmal (db/100 km-re vetítve), a szakaszok hosszának különbözősége miatt a Spearman's rank korrelációval (SPEARMAN 1904). Bevezettem egy faktor típusú, kétértékű változót is „vadátjáró” néven. Az M3-as autópálya 2002 előtt épült szakaszai még vadátjárók nélkül épültek. Ennél újabb szakaszok tervezésekor azonban már kötelező volt az átjárók építése. A „vadátjáró”-faktor tehát „igen” értéket kapott, amennyiben az adott tetemadat újonnan épített szakaszra esett, és „nem”-et, ha régre. Ezzel a módszerrel valójában a tervezés sikerességét lehet inkább tesztelni, mintsem a valós átjárók működését. Mann-Whitney U tesztet (MANN és WHITNEY 1947) alkalmaztam a „vadátjáró”-faktornak a relatív tetemszámértékre kifejtett hatásának vizsgálatára.

A **másik megközelítés** fő gondolata az volt, hogy az elütésgyakoriságot, mint függő változót pozitív egész szám formájában tartom meg úgy, hogy az autópályát felosztom egyenlő, 500 m-es szakaszokra, és a tetemszámokat az adott szakaszokra évenként és fajonként összeadom. Csak

a teljes éveknek az adatait vettem figyelembe, a csonka éveket figyelmen kívül hagytam (a 2002-es év adatai a 114 és a 234-es km között így kizárásra kerültek). Itt is bevezettem a „vadátjáró”-faktort, az előzővel megegyező definícióval. A becsült sűrűségértékek útszakaszokhoz való rendelése itt kicsit bonyolultabb számolást igényelt: a szakasz határain belül eső vadgazdálkodási egységek becsült létszámadatait a szakaszon belüli hosszarányuk függvényében súlyozott átlaggal számoltam ki. A változókat Általános Lineáris Kevert Modellbe építettem, ahol a független változó az évenkénti tetemgyakoriság volt. A „vadátjáró” [van, nincs] és a „faj” [őz, vaddisznó, borz, róka] faktorokként kerültek be a számolásba, míg a becsült sűrűségértékek pedig kovariánsként. Az évek hatását véletlennek vettem, és a változók közötti minden lehetséges interakciót bent tartottam a modellben.

A vadelütések térbeli mintázatait, és azokra ható tényezőket térinformatikai módszerekkel is vizsgáltam. A tetemnyilvántartás térinformatikai környezetbe helyezését az alábbi lépésekben végeztem: 1: adatbázisok tisztítása, előkészítése (ESRI Arc Map Model builder); 2: a tetemtáblázat és az OKA-attributív adatok összehangolása (ESRI Arc Map Model builder); 3: a tetemadatok és az OKA-attributív adatainak idősoros útvonalfedvényekre helyezése (ESRI ArcMap Linear Referencing Tools); 4: ellenőrzés, adatkorrekció, újbóli ellenőrzés.

A tetemek térbeli eloszlásmintázatának vizsgálatára a hagyományos, sík geometriai számítási módszerek nem voltak alkalmasak, ezért annak elvégzéséhez OKABE et al. (2006) által kifejlesztett SANET eszköz négyes verzióját használtam. A távolság jellegű számításokhoz az „Euclidean distance”-módszert használtam. A mintaterületeken belüli területarányokat BUJA (2009) „Diversity Calculator”-ával számoltam, egyéb térinformatikai műveletekhez BEYER (2004) „Hawth Analysis Tools”-át használtam ArcGIS környezetben.

Vaddisznó- és őz tetemek térbeli eloszlásmintázatának vizsgálatakor rendre 1000-1000-700 mintapontot osztottam el a vizsgálati területen (M3, M7 és M1 autópályák) úgy, hogy két mintapont között a pályán mért távolságnak legalább 200m-nek kellett lennie. Ezzel a teljes vizsgálati területet kívántam megmintázni. Az összes elütési pontokra és a 2700 kontrollpontra egyaránt meghatároztam a következőket:

1. **természetes terület aránya** 1km-es körzetben (Corinne Land Cover alapján: természetes területbe soroltam a CLC 2.4.3. (elsősorban mezőgazdasági terület jelentős természetes területtel),

a 3.2.1. (természetes rét/mező), a 3.2.4. (átmeneti fás-bokros vegetáció) és a 4.1.1. (szárazföldi mocsarak) kategóriákat.)

2. **erdőterület szegélyéig mért legkisebb távolság,**
3. **lakott terület határáig mért legkisebb távolság,**
4. **legközelebbi csatlakozóútig mért vonal menti távolság** (ahol a védőkerítés véget ér).

Az elütési- és kontrollpontokra kapott értékek eloszlásának függetlenségét Chi-négyzet függetlenségvizsgálattal (PEARSON 1900) teszteltem Bonferroni-Z intervallumok alkalmazása mellett (BYERS et al. 1984), és a mutatkozó különbségek nagyságának számolására Ivlev-indexet (IVLEV 1961) használtam.

Az adatok kezeléséhez, feldolgozásához valamint elemzéséhez Microsoft Office Excel és Access 2007, Google Earth, MapSource, ArcGIS 9.3, SPSS Statistics 17.0, PASW 18.0 (SPSS Inc.), GraphPad InStat 3.05, GraphPad Prism 6 Demo és R 2.12 programokat használtam.

### **3. EREDMÉNYEK**

Hazánk gyorsforgalmi útjai mentén 2000. év elejétől 2011. év végéig 29548 (évente átlagosan  $2462,3 \pm 817,1$  (SD) db; minimum: 969 db; maximum: 3408 db) állati tetemet regisztráltak. Ebbe a számba mindenféle faj, vad- és háziállat egyformán beletartozik, valamint a „felismerhetetlen” és az „egyéb” kategóriák is. Ebből a mennyiségből a „vadtetemek” részaránya több, mint 40%, szám szerint 12146 tetem (évente átlagosan  $1012,2 \pm 426,3$  (SD) db; minimum: 257 db; maximum: 1507 db).

Az említett kilenc kategóriából („vadtetemek”) a tetemek több mint 80%-a a nyúl és a róka kategóriákból kerül ki. Csak ez évente majdnem tízezer elütést jelent. A borz és az őz még 5% feletti részarányal bírnak, a maradék 5 csoportból kiemelendő a vaddisznó (nagy testtömege miatt, amely a közlekedés biztonságára nagyobb kockázati tényező), mely az összes tetem 2,1%-át teszi ki. A vizsgálati idő alatt mindössze 100 vidratetemet regisztráltak, a „szarvas” kategória pedig nagyon ritka, alkalmoszerű gyakoriságot mutatott (0,1%, 10 eset).

Az elütések 82,1%-a a három nagy autópályánk valamelyikéhez (M1, M3, M7) köthető. Az úthosszhoz viszonyított, relatív elütési gyakoriság szerint az M0-ás autópályán történik a legkevesebb, ennél határozottan több az M1, M3, M30, M35, M7, M70 autópályákon, míg az M15-ön a legtöbb elütés.

#### **3.1. Időbeli mintázatok**

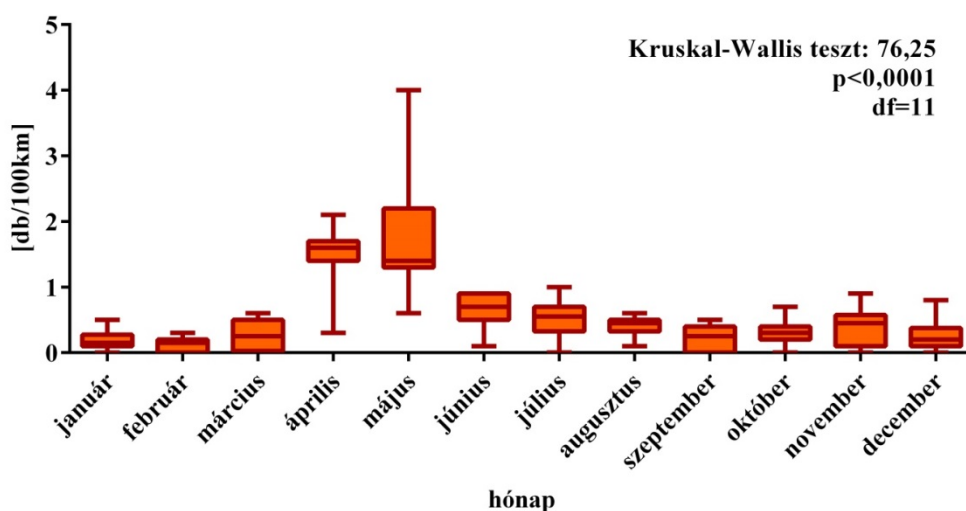
A magyar gyorsforgalmi utakon elütött állatok száma 2000 óta tendenciaszerűen növekszik, 2008-ra a 2000. évi háromszorosára emelkedett. Ez a mértékű növekedés nagyban köszönhető a gyorsforgalmi infrastruktúra-hálózat bővülésének, mely 2000-ben még csak nem egész 600 km, de 2011-re már több mint 1300 km hosszúságú volt összesen. Az egységnyi útra eső elütések száma a 2003-as csúcs óta viszont enyhén csökkenő tendenciát mutat. 2000-ben 180,6 db tetem/100 km, 2003-ban 415,0 db tetem/100 km (ebben az időintervallumban ez volt a legtöbb), míg 2008-ban 280,0 db tetem/100 km és 2011-ben 258,0 db tetem/100 km jellemezte a hazai helyzetet.

Csak a vadelütéseket nézve, 2000 és 2011 között ez a szám majdnem ötszörösére nőtt (257-ről 1337-re), de az úthosszhoz viszonyítva a tendencia itt is elmosódik. Habár a 2000-es 45,0 db/100 km és 2011-es

115,1 db/100 km között több mint 2,5-szeres növekedés tapasztalható, szó sincs folytonos növekedésről. 2000-tól 2003-ig meredek növekedés volt jellemző 143,5 db/100 km csúccsal. 2003 óta azonban a vadélütések relatív gyakorisága csökkenni látszik.

Az összes vadtetem együttes időbeli vizsgálata kétcsúcús mintázatot mutat egy tavaszi és egy őszi hullámheggyel, valamint nyári és téli hullámvölgyekkel. Statisztikailag igazolhatóan több tetem „keletkezik”: A) áprilisban ( $p < 0,01$ ), szeptemberben ( $p < 0,01$ ) és októberben ( $p < 0,001$ ) januárhoz képest, B) áprilisban ( $p < 0,05$ ), szeptemberben ( $p < 0,05$ ), és októberben ( $p < 0,01$ ) februárhoz képest, valamint C) októberben decemberhez képest ( $p < 0,05$ ).

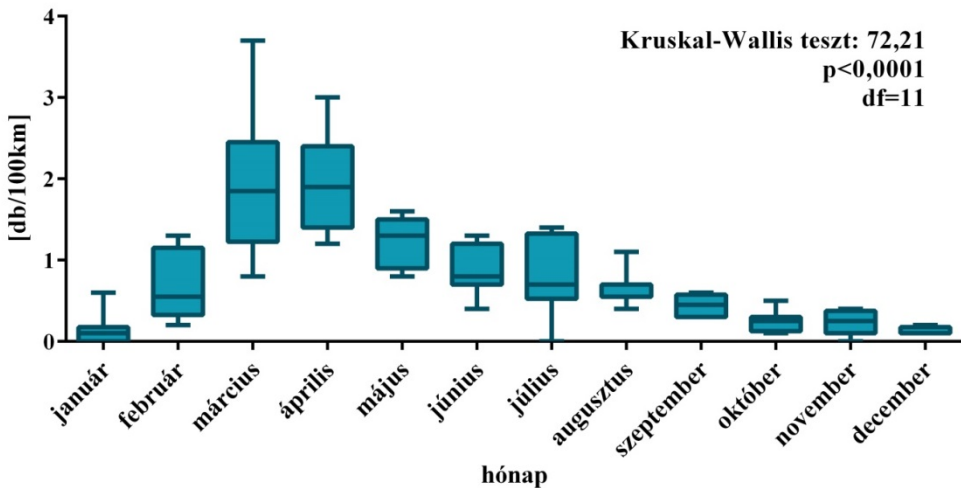
Őz esetében a januári és februári mélypontról márciusi enyhe emelkedéssel áprilisi-májusi csúcspontra ér a vadélütések gyakorisága. Júniustól augusztusig határozottan csökken, és szeptembertől az év végéig alacsony szinten marad (1. ábra). Statisztikailag igazolhatóan: a) januárban és februárban az áprilisihoz, a májusihoz valamint a júniusihoz képest alacsonyabb az elütések gyakorisága; b) április és május hónapoknál márciusban, szeptemberben, októberben, és decemberben is kevesebb őzelütést találtam; c) májushoz képest november is igazolhatóan kevesebb elütést hozott.



1. ábra. Az egyes hónapok átlagos őzelütési gyakorisága 100 km gyorsforgalmi útra vetítve (2000-2011, n=689)

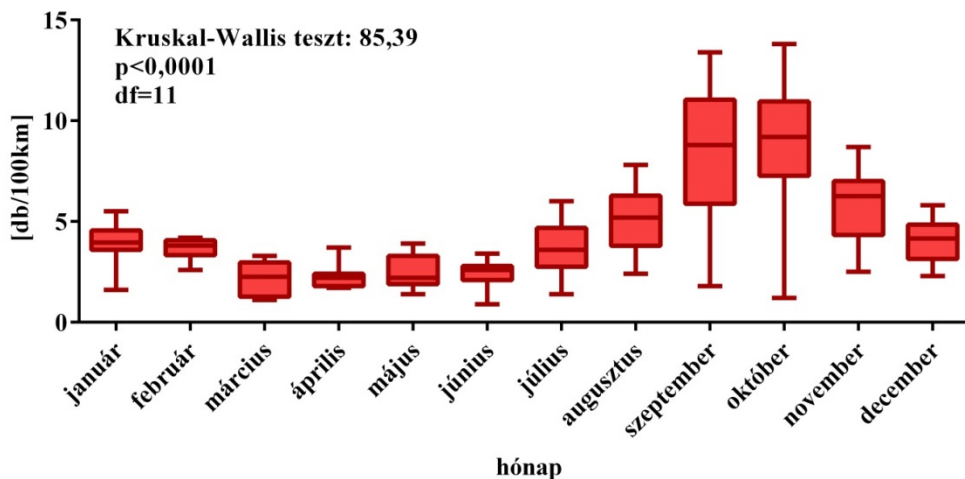
A vaddisznóelütések mélypontja télen van. A decembertől áprilisig minimális szinten mozgó elütési gyakoriság már májusban növekedni látszik, és júniusban helyi csúcsra ér. Utána csökkenni kezd, és augusztusi mélypont után októberben eléri az éves maximumot, majd novemberben a júniusi szintről ismét csökkenni kezd. Márciushoz képest szignifikánsan több elütést tapasztaltam júniusban és júliusban ( $p < 0,05$ ) valamint októberben és novemberben ( $p < 0,01$ ).

Borzelütésből a december-januári mélypontról február elteltével az elütésgyakoriság a csúcsra ugrik, és március-áprilisi tetőzéssel májustól télig tartó folyamatos csökkenésbe fordul (2. ábra). A márciusi, áprilisi és májusi adatok az októberitől, a novemberitől és a decemberitől is statisztikailag jól elkülöníthetők.



2. ábra. Az egyes hónapok átlagos borzelütési gyakorisága 100 km gyorsforgalmi útra vetítve (2000-2011, n=767)

Róka esetében nagyon látványos a márciustól júniusig tartó hullámvölgy, amihez képest az őszi csúcs idején az elütési gyakoriság mintegy megnégyszereződik. A márciusi, áprilisi, májusi és júniusi elütésgyakoriságok különböző mértékben ugyan, de rendre szignifikánsan alatta maradnak az augusztusi, szeptemberi, októberi és novemberi értékeknek (3. ábra).



3. ábra. Az egyes hónapok átlagos rókaelütési gyakorisága 100 km gyorsforgalmi útra vetítve (2000-2011, n=5909)

Mezei nyúl esetében nem rajzolódik ki az előbbi fajknál látott kifejezett mintázatokhoz hasonló. Habár tavasszal megállapítható egy éves maximum (a különbség mindössze április és január között igazolható statisztikailag), ezen kívül az elütésgyakoriságok minden komolyabb trend vagy ingadozás nélkül egész évben közel állandó szintet mutatnak.

A vad-elütések gyakorisága statisztikailag igazolhatóan változik a hét napjainak függvényében (15. ábra). Szerdán, szombaton ( $p < 0,05$ ) valamint pénteken ( $p < 0,005$ ) szignifikánsan kevesebb vad-elütést tapasztaltam, mint vasárnaponként, mely nap kb. 140%-os növekedést jelent a pénteki sinthez képest.

A vadbalesetek 75%-a (1561) sötétben (éjszaka vagy kora hajnal) történt, 21% (425) fényes nappal, és csak az esetek 3%-a (74) volt köthető félhomályhoz (szürkület, pirkadat). Ez az arány nem változik számottevően az évek átlagában sem, ahol az elütésekből  $64,2\% \pm 5,3\%$  sötétben,  $11,4\% \pm 1,6\%$  félhomályban és  $24,41\% \pm 3,4\%$  napvilágnál történik (2000-2011, n=2060). Félhomályban sem halálos sem pedig súlyos sérüléssel vadbaleset nem történt

### 3.2. Térbeli mintázatok

A vad-elütések térbeli mintázatainak vizsgálatát az M3-as autópályán kezdem. Az első kvázi-forrópont grafikon nem-térképhelyes

megjelenítéssel, 500 méteres területi felbontással, 4 faj (öz, vaddisznó, borz és róka) figyelembevételével készült. Tíz km-es területi felbontással térképhelyes megjelenítést is előállítottam ugyan erre a négy fajra (MARKOLT et al. 2009a). Ezekből szabad szemmel is látható volt, hogy az elütések térbeli eloszlása nem egyenletes. A vadelütések térbeli eloszlása eltér a véletlentől is, melyet Network-K függvény alkalmazásával bizonyítottam (MARKOLT et al. 2012a).

A becsült sűrűség és a vadátjáróknak a vadtetemek térbeli eloszlására gyakorolt hatását az M3-as autópályán vizsgáltam 2002 és 2009 között négy fajra (öz: n=91, vaddisznó: n=83, borz: n=117, róka: n=1263) (MARKOLT et al. 2012b). Az **első megközelítés** szerint a négy vizsgált faj közül egyedül a vaddisznó esetében találtam szignifikáns, ám gyenge korrelációt ( $\rho=0,24$ ,  $S=3288526$ ,  $p \ll 0,0001$ ) a **becsült sűrűség** és a tetemgyakoriság között. Nem volt statisztikailag igazolható a korreláció mértéke az öz ( $\rho=0,04$ ,  $S=4062695$ ,  $p=0,4863$ ) a borz ( $\rho=-0,03$ ,  $S=2353978$ ,  $p=0,5947$ ) és a róka ( $\rho=0,10$ ,  $S=2055462$ ,  $p=0,1364$ ) esetében sem. Öz, vaddisznó, borz és róka fajok elütéseit együttes adathalmazként kezelve nem találtam különbséget a tetemek gyakoriságában **vadátjáró** jelenlétének függvényében (Mann-Whitney U teszt:  $W=161372$ ;  $p=0,1972$ ). Öz és vaddisznó esetében elmondható azonban, hogy azokon a szakaszokon, amelyeken vadátjáró (minden esetben aluljáró) található, a talált tetemek mennyisége kisebb, mint azokon a szakaszokon, amelyek közelében vadátjárók nincsenek (Mann-Whitney U teszt: öz:  $W=11284$ ;  $p=0,0024$ ; vaddisznó:  $W=11629$ ;  $p \ll 0,0001$ ). A borztetemek gyakoriságát a vadátjárók jelenléte-hiánya nem tűnik befolyásolni (Mann-Whitney U- teszt: borz:  $W=9479$ ;  $p=0,6897$ ). Róka esetében statisztikailag igazolható különbség látható az egyes autópálya-szakaszokon talált tetemek gyakoriságában aszerint, hogy van-e vagy pedig nincs a közelben vadátjáró (Mann-Whitney U teszt: róka:  $W=7000$ ;  $p=0,0001$ ), de érdekes módon azokon a szakaszokon található magasabb tetem-gyakoriság, ahol vadátjáró is van a közelben (min: 0,0000; 1. kvartilis: 0,4762; medián: 0,9108; átlag: 1,0038; 3. kvartilis: 1,4170; max: 3,6730), azokkal a szakaszokkal szemben, ahol nincs (min: 0,0000; 1. kvartilis: 0,3172; medián: 0,5406; átlag: 0,6823; 3. kvartilis: 0,9418; max: 3,4830).

A **második vizsgálati** megközelítésben alkalmazott modell eredményét a 1. táblázat tartalmazza. A változók közötti interakciók az adott változókat összekötő kettősponttal jelöltem. Modelldiagnosztikaként a



reziduumokból vett 5000 elemű véletlen mintán hajtottam végre normalitás vizsgálatot (Shapiro-Wilk teszt), melynek eredménye ( $W = 0,3365$ ,  $p \ll 0,0001$ ) kiugróan szignifikáns volt, így a normalitás hipotézise határozottan elutasítható. A varianciák homogenitása tehát nem garantált.

### 1. táblázat: A lineáris kevert modell eredménye

Generalized linear mixed model fit by the Laplace approximation				
AIC	BIC	logLik	deviance	
4396	4519	-2181	4362	
Random effects:				
Groups	Name	Variance	Std.Dev.	
Year	(Intercept)	0.0801	0.28303	
Number of obs.: 10195, groups: year, 8				
Fixed effects:				
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)	-3.24530	0.32946	-9.851	< 2e-16 ***
f(spec)r deer	-0.90524	0.59973	-1.509	0.13119
f(spec)fox	1.93775	0.33237	5.830	5.54e-09 ***
f(spec)w boar	-0.24740	0.40382	-0.613	0.54010
f(u pass)yes	0.65127	0.36743	1.772	0.07631 .
Density	0.31467	0.55437	0.568	0.57029
f(spec)r deer:f(u pass)yes	-0.77949	0.74994	-1.039	0.29862
f(spec)fox:f(u pass)yes	-0.31369	0.39546	-0.793	0.42765
f(spec)w boar:f(u pass)yes	-3.57180	0.76896	-4.645	3.40e-06 ***
f(spec)r deer:density	-0.04463	0.57585	-0.078	0.93822
f(spec)fox:density	-0.11626	0.56891	-0.204	0.83807
f(spec)w boar:density	0.43345	0.57353	0.756	0.44979
f(u pass)yes:density	-3.64149	1.15201	-3.161	0.00157 **
f(spec)r deer:f(u pass)yes:density	3.48142	1.16773	2.981	0.00287 **
f(spec)fox:f(u pass)yes:density	3.52944	1.16609	3.027	0.00247 **
f(spec)w boar:f(u pass)yes:density	10.80316	2.08914	5.171	2.33e-07 ***
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1				

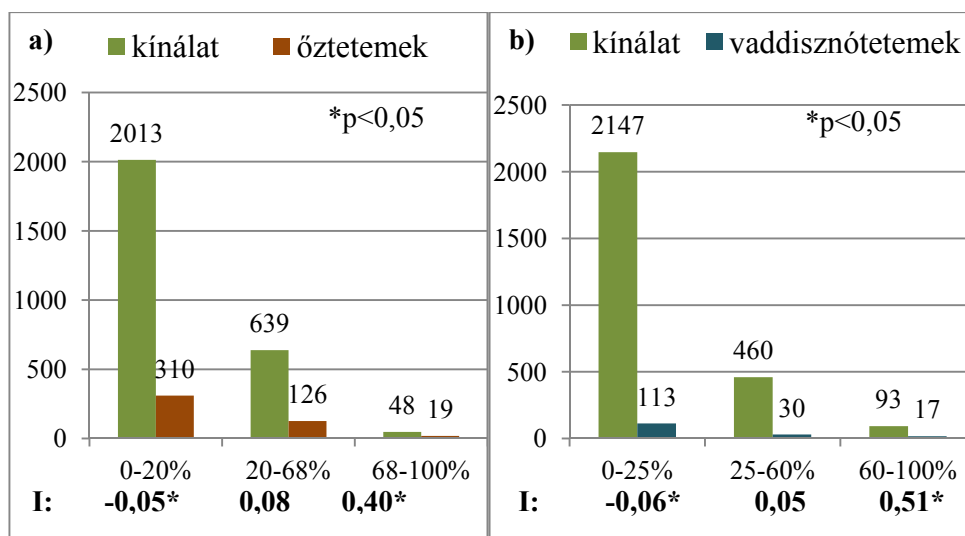
„f(spec)”: vadfaj-változó

„f(upass)”: vadátjáró-faktor,

„density”: becsült sűrűségérték

A vadelütések térbeli mintázatára ható további tényezőket térinformatikai módszerek segítségével, a közlekedés biztonságára különösen veszélyes 2 faj (őz és vaddisznó) szempontjából vizsgáltam az M1, M3 és M7 autópályákon regisztrált adatok alapján.

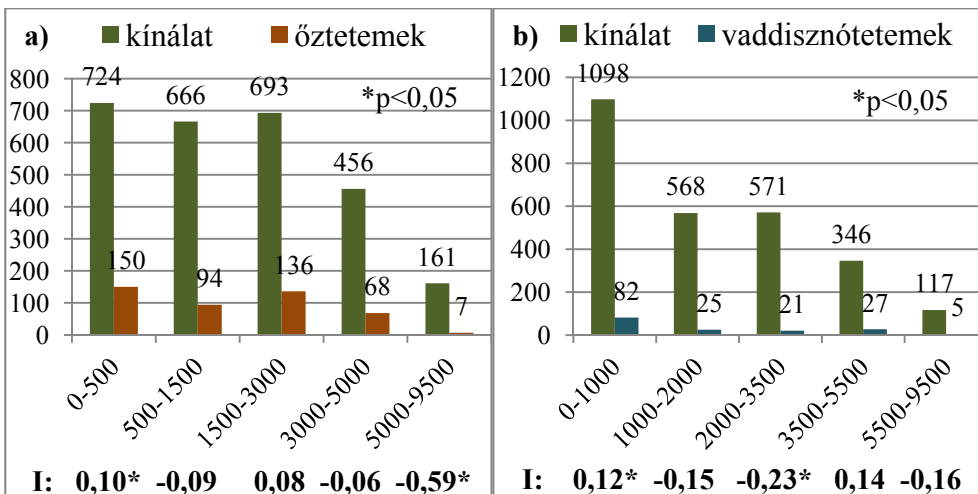
Őz esetében, ha az 1 km-en belüli természetes vegetáció aránya: 0-20% közötti volt, az nagyon kis mértékben, de statisztikailag igazolhatóan csökkentette a vonatkozó pályaszakasz tetemgyakoriságát, míg ha ez az arány 68% vagy annál nagyobb volt, jelentősen növelte azt (4/a ábra). Vaddisznó esetében is hasonló eredményt kaptam: az 1 km-en belüli természetes vegetáció aránya 0-25% között alig, de igazolhatóan csökkentő hatású volt, míg 60-100% között jelentős mértékben növelő hatással volt a vonatkozó pályaszakasz tetemgyakoriságára (4/b ábra).



4. ábra. Mintapontok és tetemek eloszlása az 1km-en belüli természetes vegetáció arányának tükrében, és Ivlev index (M1, M3, M7, 2000-2010)

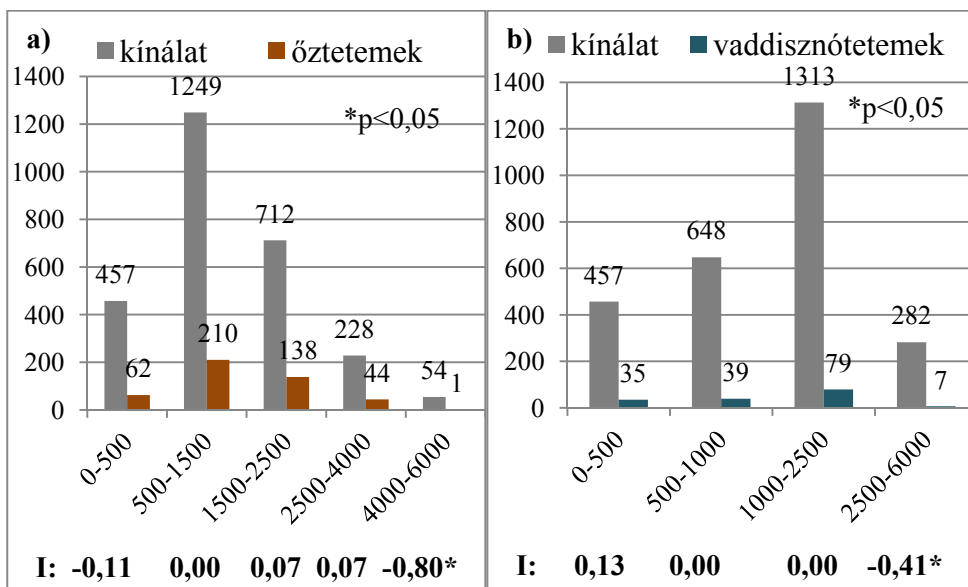
a): őz ( $n_{kínálat}=2700$ ,  $n_{őztetek}=455$ ); b): vaddisznó ( $n_{kínálat}=2700$ ,  $n_{vaddisznótetek}=160$ )

Őznél az 500 m-en belüli legközelebbi erdőterület kis mértékben, de statisztikailag igazolhatóan pozitív hatással volt, míg ha csak 5 km-en kívül volt erdő található, az erős negatív hatással volt az adott szakasz tetemgyakoriságára (5/a ábra). Vaddisznó esetében ez a tényező hasonlóképp alakult: 1 km-nél közelebbi erdőterület enyhe, igazolható pozitív hatással volt, míg ha csak 2,5-3 km-re voltak a legközelebbi erdőterületek, az pedig enyhe, ám szignifikáns csökkentő hatással volt az adott szakasz tetemgyakoriságára (5/b ábra).



**5. ábra.** Mintapontok és őztetek eloszlásának összehasonlítása a legközelebbi erdőterületig mért min. távolság tükrében, és Ivlev index (M1, M3, M7, 2000-2010)  
**a):** őz ( $n_{\text{kínálat}}=2700$ ,  $n_{\text{őztetek}}=455$ ); **b):** vaddisznó ( $n_{\text{kínálat}}=2700$ ,  $n_{\text{vaddisznótetek}}=160$ )

Az őztetem-gyakoriságra jelentős csökkentő hatást fejtett ki, amennyiben a legközelebbi lakott terület 4 km-nél távolabb helyezkedett el (6/a ábra). Vaddisznó esetében hasonló eredményt kapunk, bár ott ez a határ 2,5 km-nél húzódik, tehát amennyiben a legközelebbi lakott terület távolabb van, mint 2,5 km, a tetemgyakoriságban közepes mértékű csökkenés várható (6/b ábra).



- 6. ábra. a):** Mintapontok és őztetek eloszlásának összehasonlítása a legközelebbi lakott területig mért távolság tükrében, és Ivlev index (M1, M3, M7, 2000-2010)  
**a):** őz ( $n_{\text{kinálat}}=2700$ ,  $n_{\text{őztetek}}=455$ ; **b):** vaddisznó ( $n_{\text{kinálat}}=2700$ ,  $n_{\text{vaddisznóttetek}}=160$ )

Amennyiben a legközelebbi csatlakozóútig (felhajtó, lehajtó) mért távolság 0,5 és 2,5 km között volt, ez enyhe pozitív, míg ha 7 km-nél nagyobb volt, az pedig közepes negatív hatással volt az adott pályaszakasz tetemgyakoriságára őz esetében. Vaddisznónál nem találtam olyan távolság-intervallumot, mely statisztikailag igazolhatóan pozitív hatással lett volna, ám ha a legközelebbi csatlakozóút 7 km-re, vagy annál távolabb volt, az nagymértékben csökkentette az adott pályaszakasz tetemgyakoriságát.

### 3.3. Új tudományos eredmények

1. Feltérképeztem a magyarországi közepes és nagytestű teresztris fauna érintettségét, a résztvevő fajok körét és részvételi arányukat a gyorsforgalmi (autós) közlekedéssel fennálló konfliktusban. Meghatároztam a konfliktusban résztvevő, fő közlekedésbiztonsági kockázatot jelentő vadfajokat.
2. Kimutattam a magyarországi gyorsforgalmi utakon tapasztalható, a közlekedésre is veszélyt jelentő vadfajok kapcsán a vadelütések időbeli mintázatait.
  - a. Az összkép tavaszi (április), és őszi (szeptember-október) tetőzésű, kétsúcú gőrbét mutat.
  - b. Őz, borz és mezei nyúl esetében tavasszal találtam több elütést az év többi részéhez képest.
  - c. Vaddisznó és róka esetében őszi csúcsot találtam, amihez vaddisznó esetében egy kora-nyári, lokális maximum is tartozott.
  - d. Vasárnaponként jelentősen több vadelütés történik, mint a hét többi részében, a legnagyobb különbség a péntek és vasárnapok között látható.
3. Elkészítettem az M3 autópálya első vadelütési konfliktustérképét több különféle térbeli felbontással (500 m – 10000 m).
4. Igazoltam, hogy a vadelütési gyakoriság térbeli eloszlása a gyorsforgalmi útjaink mentén a véletlen eloszlástól eltér.

5. Kimutattam a vonalas létesítményt övező terület karakterisztikájának az őz- és vaddisznóelütésekre kifejtett hatását az alábbiak szerint:
  - a. Az 1 kilométeren belüli természetes vegetáció magas aránya és az erdőterületek közelsége mindkét faj esetében növelték a vadelütési gyakoriságot.
  - b. Igazolhatóan kevesebb elütést találtam az olyan helyeken, amelyek közelében nem található település, (azaz ahol a legközelebbi lakott terület őz esetében legalább 4 km-re, vaddisznónál pedig legalább 2,5 km távolságban van).
6. Igazoltam, hogy a vadsűrűség nem tehető elsősorban felelőssé a vadelütési gyakoriság mértékéért.
7. Igazoltam, hogy őz és vaddisznó esetében a vadátjáró közelsége csökkenteni tudja a vadelütési gyakoriságot.
8. Igazoltam a csatlakozóutak távolságának elütésgyakorigását csökkentő szerepét őz és vaddisznó esetében.

## 4. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Évente átlagosan  $71,898 \pm 18,997$  (SD) millió Ft (minimum 47,840 millió Ft, maximum: 107,676 millió Ft) anyagi kár keletkezik a magyarországi gyorsforgalmi utakon állateltetéses balesetek következtében a rendőrségi statisztikák szerint.

A vadeltetések száma Magyarországon abszolút értékben egyelőre évről évre növekszik, de az úthosszhoz viszonyított elütések száma viszont már enyhe csökkenést mutat (MARKOLT et al. 2010b). A faunaveszteség ezen csökkenése közvetlenül jelenti a közlekedésbiztonság javulását, és egyúttal második kutatási hipotézisem megtartását.

Az elütések több, mint 90%-a az M3, M7 és M1 autópályákon történt, hiszen ezek a legrégebb és leghosszabb autópályáink. Úthosszhoz viszonyítva az M3-on a leggyakoribbak az elütések:  $190,7 \pm 60,7$  (SD) db/év/100 km, ám a különbség nem számottevő. Ugyanez a mutató az M15 autópályán a M7-hez képest viszont már statisztikailag igazolhatóan is magasabb:  $282,1 \pm 50,5$  (SD) db/év/100 km, melynek 82%-át mezei nyúl adja, róka elütések mindössze 7%-át teszik ki, míg őz elütések 5%-át. Az országos 30-35%-os mezei nyúl részarányhoz képest ez több, mint kétszer nagyobb, aminek oka valószínűleg a helyi élőhelyi sajátosságokban keresendő.

A vadtetem-nyilvántartás tanúsága szerint a magyarországi teresztrisz fauna nagy része tehát általánosan érintett, legnagyobb arányban azok a fajok, melyeket a védőkerítés nem elég hatékonyan tart távol (első kutatási kérdés). A róka- és mezei nyúl-elütés az összes vadeltetés kb. 80%-át adja.

Fő közlekedésbiztonsági kockázati tényezőnek azok a fajok tekinthetők, melyek testsúlyuknál fogva ütközéskor jelentős károkat okozhatnak, és a velük való ütközés valószínűsége nem elhanyagolható. Ide sorolható elsősorban az őz és a vaddisznó, de a róka, a borz és a mezei nyúl is ide tartozik (második kutatási kérdés).

Mindezek alapján első hipotézisemet megtartom.

### 4.1. Általános időbeli mintázatok

A vadeltetések szezonális mintázata a tavaszi és őszi hullámheggyekkel és a téli mélyponttal kétcsúcú görbét mutat (MARKOLT et al. 2010b), mely jól illeszkedik a GRILO et al. (2009) által felvázolt képbe.

A vadelütések gyakoriságában a hét napjai szerint is találtam igazolható eltérést. A nemzetközi szakirodalomban ennek vizsgálatára nem találtam példát, hiszen ökológiailag értelmezhetetlen felvetésről van szó. Közlekedésbiztonsági szempontból viszont mindenképpen fontos tudni, hogy pl. vasárnaponként kb. 140%-kal nagyobb esély mutatkozik vadelütésre, mint péntekenként. Ennek a tendenciának a hátterében többek között és elsősorban forgalmi okokat feltételezek, a következők alapján: Egy 2008-as, egész éves forgalomszámlálás (M3, Gödöllő) adataiból kirajzolódó heti forgalmi mintázat szerint péntekenként a hét szinte összes többi napjához képest szignifikánsan nagyobb a forgalom (kb. 51500 jármű/nap), míg szombaton és vasárnap pedig minden más naphoz képest szignifikánsan alacsonyabb (rendre kb. 38750 és 37200 jármű/nap). A forgalmi csúcs tehát egybeesik a vadelütési minimummal (péntek), és a forgalmi minimum pedig a vadelütési csúcscsal (vasárnap). Ez a tendencia összecseng a SEILER (2005) jávorszarvas-elütési vizsgálatában felvázolt tendenciával, miszerint a nagyobb forgalom csak egy bizonyos pontig okoz több vadelütést, mivel egy adott pont után a forgalom hatása nem a vadelütés növelésében, hanem az út akadály-hatásának kiteljesítésében jelentkezik (tehát a vad nem próbál átkelni egy olyan úton, ahol egymást érik az autók). Ezen túlmenően a hétvégi forgalomban magasabb lehet a gyakorlatlanabb vezetők aránya, azoké, akik mindössze a hétvégére ülnek autóba, de akkor nagyobb távot vezetnek (pl. heti ingázók), így egy esetleges veszélyhelyzet elkerülésére is kisebb lehet az esélyük. Továbbá a hétvégi aktív kikapcsolódásból fáradtan hazatérők is növelhetik a vasárnap délutáni-esti vadelütések valószínűségét.

Eredményeim szerint az éjszaka folyamán általánosságban mintegy háromszor annyi vadelütés történik, mint nappal és szürkületkor összevéve. Ez az általános összkép nem illeszkedik HAIKONEN és SUMMALA (2001) eredményeihez, ahol kiemelkedően magas szarvaselütési-gyakoriságot találtak szürkületkor, tehát a trend nem általánosítható a fajok összességére. Az én esetemben a rendőrségi adatbázis nem adott lehetőséget a napszaki mintázatok fajonkénti vizsgálatára.

Így tehát általánosan és fajonként is megválaszolhatom a harmadik kutatási kérdésemet. Ezért harmadik munkahipotézisemet is megtartom.

## 4.2. Térbeli mintázatok

A vadelütések térbeli eloszlásvizsgálatát az M3-as autópályára készített kvázi forrópont térképekkel kezdtem, különböző térbeli felbontással (MARKOLT et al. 2010a, MARKOLT et al. 2010c). Már ezek alapján is látható volt, hogy a vadelütések pálya-menti eloszlása nem véletlenszerű, amit a Network-K függvénnyel az M1, M3 és M7 autópályákra be is bizonyítottam (MARKOLT et al. 2012a). Mindez összezseng az intuitív vélekedéssel és más hazai és nemzetközi vizsgálatokkal is (CLEVENGER et al. 2003, CSERKÉSZ et al. 2013, GUNSON et al. 2011, RAMP et al. 2005, SEILER 2005), és mindezzel megválaszoltam negyedik kutatási kérdésemet. Tehát az ide vonatkozó, negyedik munkahipotézisemet megtartom.

Az autópályát övező területek vadpopulációi denzitása és a vadelütések gyakorisága közötti kapcsolatot vizsgálva egyedül vaddisznó esetében találtam statisztikailag igazolható, ám nagyon gyenge korrelációt. Ez az összefüggés tulajdonképpen arra az állításra egyszerűsíthető le, hogy „ahol nincs vagy nagyon kevés a vaddisznó, ott ne számítsunk vaddisznóelütésre, minden egyéb helyen pedig előfordulhat”. Őz, borz, és róka esetében nem találtam bizonyítottnak, hogy a pálya melletti magasabb denzitás több elütéshez vezetne. Ezért ötödik kutatási kérdésemre általánosan nemmel kell válaszolni. Mindezt kerítéssel övezett autópályákra nem találom átültethetőnek SEILER (2005) felvetését, miszerint a populáció sűrűség egyértelműen hatást gyakorolna a vadelütési gyakoriságra, maximum azon az alapvető szinten, hogy adott faj vadelütésére csak ott kell számítani, ahol a faj előfordul. Tekintettel arra, hogy az általam vizsgált fő konfliktus-fajok országos elterjedésűek, ez az előbbi megállapítás tovább veszt a jelentőségéből.

A vadátjáró vadelütési gyakoriságra kifejtett hatását mindkét módszerrel vizsgálva ugyanarra az eredményre jutottam. Őz és vaddisznó esetében azokon a szakaszokon, amelyeken vadátjáró (a vizsgálat esetében aluljáró) található, a talált tetemek mennyisége kisebb, mint azokon a szakaszokon, amelyek közelében vadátjárók nincsenek. A borztetemek gyakoriságát a vadátjárók jelenléte-hiánya nem tűnt befolyásolni. Róka esetében a vadátjáró jelenléte pedig növelte a vadelütési gyakoriságot. Ez az eredmény elsöre ellentmondásosnak tűnik, de GRILO et al. (2009) is hasonló eredményre jutottak. Magyarázatuk szerint mivel az átjárók jó minőségű élőhelyek környezetében épültek, valójában nem az átjárók megléte, hanem a jó élőhelyekhez köthető nagyobb aktivitás és vadjelenlét az, ami a



vadelütési gyakoriság növekedését okozza. Ez a gondolatmenet alkalmazható erre a vizsgálatra is, ám én úgy gondolom, hogy előkerül a védőkerítés felelőssége is. Ahol ugyanis a védőkerítés jól működik, ott a környező élőhely minősége nem szabadna, hogy befolyásolhassa a vadelütések gyakoriságát az átjárók közelében. Mivel tudható, hogy a vadátjárókat jó élőhelyek közelébe telepítik, és láttuk, hogy a denzitás alapvetően nem befolyásolta az elütési gyakoriságokat, viszont vadátjáró közelében már a denzitás „hatása” kimutatható volt a vadelütési gyakoriságokra, ez együtt azt jelenti, hogy a vadátjárók környezetében a vad kizárására irányuló berendezés (védőkerítés) hatásossága csökken. Ezt az álláspontot alátámasztja az a gyakorlati tapasztalatom, hogy ahol a védőkerítés folytonossága megszakad (pl. keresztező műtárgyak, stb. miatt), ott gyakoribbak a kerítés „kizáró” erejét csökkentő hibák.

A védőkerítések kizáró hatása fajonként eltérő. Korábbi vizsgálataim azt mutatták, hogy a róka és a borz nagyon hatékonyan kihasználják a védőkerítés hibáit, és nagyon könnyen találnak utat a mentett oldal felé. Fényképpel is sikerült igazolni, hogy a védőkerítés 15x15 cm-es lyukbőségű hálója nem feltétlen akadály a róka számára. Mezei nyúl nyomokat számtalanszor láttam a hóban a kerítés egyik oldaláról a másikra átváltani. Ahol a kerítés nincs megfelelően a talajba süllyesztve, ott a borz könnyen alááshat, stb. Őz vagy vaddisznó esetében ezek a kisebb hibák nem okoznak ekkora fenyegetettséget, csak sokkal nagyobb hibák (jelentős rézsúsuvadás, nyitva hagyott szervizkapuk, nagyobb áteresztés hibás kivitelezése, kivágott háló, stb.) jelenthetnek veszélyt.

Hatodik kutatási kérdésemre csak összetett válasz adható. A vadátjárónak a vadelütési gyakoriságot csökkentő hatását őz és vaddisznó esetén is kimutattam, A védőkerítés őz és vaddisznó esetében hatékonyabbnak tűnik, mint kisebb fajok számára. Ezért őznél és vaddisznónál kiemelkedő fontosságú a védőkerítés illesztéseinek megfelelő kivitelezése. Mindkét fajnál kimutatható volt a csatlakozóutaktól való távolság hatása.

Olyan szakaszokon, ahol az 1 km-en belüli természetes vegetáció aránya őz esetében 68%, vaddisznó esetében pedig 60%, vagy afeletti, sokkal nagyobb elütési gyakoriságokat találtam, mint az kontrollpontok alapján várható lett volna. Ez a tényező az 1 km-es sugár miatt az út mikrokozmoszát vizsgálja, tehát nem az élőhelyet. Kijelenthető tehát, hogy ahol az út közvetlen környezetét nem fedi természetes vegetáció, ott a

vadelütési gyakoriság jelentősen csökkenni fog. Ez az eredmény ismert volt védőkerítés nélküli szakaszokra, és mint kezelés a gyakorlatban is jelen van, de védőkerítéssel körbevett utakra hazai viszonylatban még nem. Egyúttal – a jelenlegi védőkerítés-minőség mellett – megkérdőjelezi azt az álláspontot, miszerint a gyorsforgalmi utak közvetlen környezetét erdővel kellene borítani (JEŃDRZEJEWSKI et al. 2009), hogy zöldfolyosóként működhessen. Eredményeim alapján ez növelné az érintett szakaszokon a vadelütési kockázatot (hacsak nem egyúttal a védőkerítés minősége is javulna, abban az esetben a zöldfolyosóvá alakítás nemcsak elfogadható, de kívánatos is lenne).

Kontrollként a természetes területek 1 km-en belüli arányára, és a legközelebbi erdős területig mért távolság hatására vizsgáltam a legközelebbi lakott területig mért távolság hatását is. Az elsőre meglepőnek tűnő eredmény őz és vaddisznó esetében is hasonló mintázatot mutat. Amennyiben a legközelebbi lakott terület nem közelebbi, mint 4 km, az jelentősen csökkenti a vadelütések gyakoriságát, míg vaddisznónál a legalább 2,5 km-es távolság okoz közepes csökkenést abban. A vadelütések java pedig mindkét faj esetében (bár a várható értékkel megegyező volumenben) olyan szakaszokon történt, ahol a lakott területek távolsága 2,5 km-en belüli. Ez az eredmény önmagában értelmezhetetlen, de valószínűleg (őznél jelentős, vaddisznónál közepes mértékben) a csatlakozóutak fontosságára mutat rá. Ugyanis településektől távol ritkán vannak csatlakozóutak, hiszen azok a településekhez vezetnek.

Utolsóként felvetett kutatási kérdésemet megválaszolja, hogy mind a három kategóriában találtam összefüggést, mely igazolja, hogy a vonalas létesítmény szűkebb környezetének karakterisztikája befolyásolhatja a vadelütések gyakoriságát.

Tekintettel arra, hogy több, a vadelütésgyakoriságok térbeli eloszlását befolyásoló tényezőt azonosítottam, utolsó munkahipotézisemet is megtartom.

### **4.3. Fajonkénti értékelés**

A vadelütések 48,6%-a róka elütés, ami évente átlagosan  $52,5 \pm 12,9$  (SD) db/100 km) tetemet jelent, és ezzel a többihez képest messze a legtöbb vadelütést elszenvedő faj. BARTHELMESS és BROOKS (2010) alacsonyabb rendű, védőkerítés nélküli útszakaszokon ennek a mennyiségnek csak a töredékét találta: átlagosan  $0,05 \pm 0,03$  (SD) db/hét

rókatetemet ( $\sim 2,6 \pm 1,56$  (SD) db/év). Egy, az enyémhez sokkal hasonlóbb vizsgálati területen, gyorsforgalmi és országutak vadelütéseinek vizsgálatakor GRILO et al. (2009) évente kb. 20 db/100 km róka- és 5 db/100 km borzelütést talált. A talált különbségek származhatnak módszertani okokból: a magyar adatbázis nem becsült adatokkal dolgozik, hanem teljes számlálásnak tekinthető, míg a becslésen alapuló elütés-vizsgálatoknál sokszor jelentős alulbecslés található. További magyarázat a rókaállomány itthoni szerepe lehet, hiszen ellentétben az idézett munkák vizsgálati területein tapasztalhatóval, hazánkban a rókának az aranysakál visszatéréseig (ARNOLD et al. 2012) nem volt természetes vetélytársa.

Az elütések között a róka ilyen magas részaránya elsőre meglepőnek tűnhet, ugyanis többek szerint a ragadozó fajok általánosságban kisebb arányban válnak a forgalom áldozatává, mint a növényevők vagy a mindenevők (BARTHELMESS és BROOKS 2010, FORD és FAHRIG 2007). Ennek hátterében a róka országos elterjedése és a védőkerítés részbeni hatástalansága is meghúzódhat.

GRILO et al. (2009) eredményei szerint a kölykeket tápláló rókaszülők voltak a leginkább kitéve az elütés veszélyének. Ez az időszak Magyarországon március-áprilisban veszi kezdetét, és nyár végéig is tarthat. Eredményeim szerint azonban a tavasztól kora nyárig tartó időszak pont a mélypontja a róka elütések gyakoriságának ( $2,2-2,5$  db/100 km/év tetemszámmal), mely csak júliusban kezd emelkedni, és a csúcstól az ősz folyamán, szeptemberben és októberben éri el, ekkor sorrendben  $8,3$  és  $8,9$  db/100 km/év tetemszám mellett. Ez az időszak a családok szétválásának, és a fiatalok önállósodásának időszaka. Ezért szerintem a fő elütési kockázatot a fiatalok csoportja alkotja, akikre helykeresésük során számtalan, addig ismeretlen veszély leselkedik.

Rókánál nem találtunk összefüggést a populáció sűrűsége és az elütések gyakorisága között. Ez valószínűleg országos elterjedésének köszönhető (nehezen található olyan terület, ahol nagyon kevés róka fordulna elő). A vadátjárók közelsége nem csökkentette a róka-elütések valószínűségét, sőt, növelte azt. Összességében a róka vadelütések csökkentésére a jó minőségű védőkerítés lehet a garancia (földbe süllyesztett fonat és kicsi lyukbőség).

A vadelütések második legnagyobb részarányú faja a mezei nyúl, mely annak  $31,8\%$ -át adja ( $37,0 \pm 23,2$  (SD) db/100 km tetem évente). A mezei nyúl szintén országos elterjedésű, és a rókához hasonlóan átférhet a

védőkerítés nem eléggé kicsi lyukbőségű hálóján. A mezei nyúl elütések egész éven át tapasztalhatók, és a tavaszi csúcstól eltekintve csak kisebb különbségek fedezhetők fel az egyes hónapok között. Legkevesebb mezei nyúl elütést januárban lehet tapasztalni, legtöbbet pedig áprilisban, amikor is kb. kétszer akkora nő az elütési gyakoriság, mint az év többi részében átlagosan. A veszélyeztetett időszak a mezei nyúl szaporodási időszakának, a bagzásnak feleltethető meg.

2004 és 2011 között 767 borztetemet jegyeztek fel országos szinten, amely 6,3%-a az összes vadtetemnek. Március és április az abszolút csúcsa a borzelütéseknek (kb. 2,0 db/100km/év), majd ez után fokozatosan csökken a szint a következő hónapokban. Októbertől januárig pedig egy minimális szint (0,1-0,2 db/100km/év) jelzi az inaktivitás időszakát. A borz esetében sem találtunk összefüggést a populáció sűrűsége és az elütések gyakorisága között annak ellenére, hogy a borz szempontjából a hazai védőkerítések nagyrészt átjárhatók, ugyanis könnyen aláás. Nemcsak sűrűségfüggést, de a vadátjárók hatását sem sikerült kimutatni. Mindkettőre részleges magyarázatot adhat az a terepi megfigyelés, hogy a borz gyakran használja az autópálya töltésében (tehát a pálya alatt) lévő csatornát a pályán való átkelésre. Ez magyarázatul szolgálhat arra is, hogy ez az országos elterjedésű faj miért csak 6%-körüli részarányal szerepel az elütési statisztikákban. A borzelütések számának csökkentése szempontjából kiemelkedő fontosságú lenne a kerítésfonatnak a talajba süllyesztése, nem elég a fonatot a talajszinthez rögzíteni.

Az összes vadelütés 5,7%-a őzrelvővel való ütközés eredménye, melyek túlnyomó többségükben április és május folyamán következnek be (rendre 1,4 és 1,7 db/100 km/év tetem gyakorisággal). Ez a csúcs a territórium foglalás időszakára tehető, mely időszak nagy viselkedési változásokat jelent az őz számára. A köztudatban gyakran felmerül (és nyár derekán-végén gyakran különböző médiumokban is megjelenik a figyelmeztetés), hogy az őz üzekedése fokozott elütési kockázatot eredményez. Mivel a nyári elütésgyakoriság egy hirtelen csökkenés után már a tavaszi szint felét sem éri el, ezért ezt az elméletet nem látom megalapozottnak. PERIS és MORALES (2004) egy spanyolországi beton öntözőcsatornába fulladt állatok vizsgálatakor szintén májusban mérte a legnagyobb őz mortalitást. Ezzel összhangban kijelenthető, hogy a territórium foglalás időszakában az vadelütés szempontból kifejezetten sebezhető az őz. Több zoológiai leírás is úgy fogalmaz, hogy „elborítja az őz agyát a tesztoszteron”, aminek

eredményeképp őzbak vetélytársra hasonlító tárgyakat, akár embereket is megtámadhat. Ez magyarázhatja az általam és PERIS és MORALES (2004) által talált mintázatot is. Sűrűségfüggést nem, viszont az átjárók csökkentő hatását sikerült kimutatni a vadlütési gyakoriságra őz esetében. Őznél kiemelkedő szerepe van a csatlakozóutak közelségének is, mely eredmény egybevág (CSERKÉSZ et al. 2013) fő eredményével. Annak ellenére, hogy a vadlütések mindössze 5,7%-áért felelős ez a faj, az őzzel való ütközések komolyabb következménnyel járhatnak, mint pl. egy rókával való ütközés, ezért annak megelőzésére, csökkentésére erőfeszítéseket kell tenni. Ha figyelembe vesszük a csatlakozóutaktól való függés mellett az őzelütések erős szezonális védelem, mely eredményes lehet a fő konfliktuspontok kezelésére.

A 256 vaddisznótetem az összes vadlütés 2,1%-át adta. Számszerűen ez az arány nem sok, de a vaddisznó jelentős testtömege által okozott lehetséges kár szintje indokolja a vizsgálatot. A köztudat általában a vaddisznó szaporodási időszaka, a késő őszi – kora téli bűgás, és a késő ősztől télig tartó hajtóvadászatok miatt szokott megemelkedő vadlütési gyakoriságokat feltételezni. Ez azt jelentené, hogy októbertől decemberig növekedő, majd decembertől csökkenő vadlütési gyakoriságokat kellene tapasztalnunk. Eredményeim szerint ezzel szemben a decembertől ápriliséig minimális szinten mozgó elütési gyakoriság már májusban növekedni látszik, és júniusban helyi csúcsra ér. Utána csökkenni kezd, és augusztusi mélypont után októberben eléri az éves maximumot, majd novemberben a júniusi színtről ismét csökkenni kezd. A júniusi lokális csúcsot magyarázhatja például a fialás után összeálló kondák egyre nagyobb élelemigénye miatt bekövetkező aktivitásnövekedés. A vaddisznó az egyetlen faj, amely esetében kapcsolatot találtam az állomány sűrűsége és a vadlütési gyakoriság között, ám ennek alacsony volta szakmai következtetés levonását nem teszi lehetővé. A vaddisznó esetében a vadátjáró jelenléte csökkentette az elütési kockázatot, és a csatlakozóutak hatását is sikerült kimutatni – jóval kisebb mértékben ugyan, mint az őznél. Ezek alapján úgy tűnik, hogy a vaddisznó elleni védekezés az egyik legösszetettebb feladat az itt foglaltak közül: a védőkerítés minőségének javítása, és a csatlakozóutaknál való bejárás megakadályozása alapvető feladat volna. Ráadásul nem elég mindössze az év egy kis szakaszára koncentrálni (mint az őznél), hiszen a májustól november végéig terjedő

időszakot kellene lefedni „időszakos védelemmel”. A csatlakozóutaknál való bejutás csökkentésére nemzetközi szinten a texasi-kapu létesítését ajánlják, ám hazai viszonylatban ezek létesítése nem reális (nem fog megtörténni).

A maradék 4 fajcsoportból a nyest 3,7%-át, míg a „görény”, „vidra”, és „szarvas” csoportok együtt is mindössze 1,7%-át adták ki az összes vadelésnek. A vizsgálati időben szarvassal való ütközésre mindössze 10 alkalommal adódott példa, mely (szerencsére) túl kicsi szám ahhoz, hogy szezonálásra lehessen következtetni. Kijelenthető, hogy a vizsgált gyorsforgalmi utakon a szarvassal való ütközés veszélye elenyésző. Kiemelendő még a vizsgálati idő alatt elpusztult 100 vidra is. A vidra Magyarországon fokozottan védett, így az autópályákon évente elpusztuló majdnem 10 egyed soknak mondható. A vidra esetében nem látható szezonáltság az elütési gyakoriságban, az egész évben megközelítőleg egyforma szinten mozog. Nem különböztethető meg nagyobb hullámvölgy, sem pedig csúcs. Ezért a vidraelütés gyakoriságának csökkentésére irányuló lépések nem alapozhatók szezonálásra. Mivel a vidra elterjedés annak életmódbeli sajátosságai miatt víztestek jelenlétéhez köthető, vízátervezések, és vizes élőhelyek közelében a kerítések minőségére különös gondot kellene fordítani, amivel - kiindulva a vidra testméreteiből – a vidraelütések számának csökkentése válna lehetővé.

#### **4.4. Általános javaslatok**

Eredményeimből látszik, hogy a magyarországi gyorsforgalmi utak és a természeti környezet között feszülő konfliktusban a magyarországi közepes és nagytestű emlősfauna alapvetően és szinte teljes egészében érintett. Az érintettség tetten érhető az élőhely feldarabolódásban és az állatelütéseken keresztül is. Az általam vizsgált utak a közepes és nagytestű fajokra szinte totális élőhelyi akadályként hatnak a védőkerítések, a széles, osztott útpálya és a forgalom miatt. Ez faji sajátosságokhoz mérten okozhat lokális problémát, vagy akár a populáció túlélését is veszélyeztetheti.

Egy állatelütés egyértelmű információt szolgáltat az abban érintett faj előfordulására nézve. CSATHÓ és CSATHÓ (2009) szerint állatelütések vizsgálatakor több, az adott területen első előfordulást bizonyító példányt talált munkája során. Gyorsforgalmi utak esetében a védőkerítés egyik fő feladata ugyan a kizárás, ennek ellenére mégis szinte minden közepes és nagytestű emlősfaj megtalálható az állatelütési adatbázisban (MARKOLT et al. 2010b). Tehát a gyorsforgalmi utak állatelütési statisztikája is szolgáltat

elterjedésre vonatkozó információkat. Amely fajok esetében az útellenőrök megbízhatóan azonosítani tudják az elütött egyed fajtát, azokra nézve az országos elütési statisztika a (pálya körüli) elterjedés monitorozására is alkalmas. Ezért javaslom a gyorsforgalmi utak térképhelyes vadellátási adatainak a magyar faunával kapcsolatos adatbázisok irányába (pl. NBmR, Vadonleső) való rendszeres becsatolását, esetleg azokba való integrálását. A ritka, szigorúan védett fajok esetében javaslom egy országos protokoll létesítését, melyben az adott elütött egyed megsemmisítés helyett kijelölt kutató műhelyeknek tudományos vizsgálatra rendelkezésre bocsáthatják. Ennek alapja az elütött egyed fajának megbízható felismerése, amit az útellenőrök számára szervezett ismeretterjesztő tréninggel lehet elérni.

A vadellátási gyakoriság általános csökkentésére a konfliktusfajok vizsgálatának tükrében három fő területet látok. Az egyik a védőkerítés, ugyanis a három leggyakrabban elütött vadfaj (róka, mezei nyúl, borz) számára az gyakran nem akadály. Ezen helyzet megváltoztatásával (lyukbőség csökkentése, fonat talajba süllyesztése, átereszek igényes kivitelezése) jelentős csökkenést lehetne elérni a vadellátések számában, valamint valószínűsíthető, hogy ez a vaddisznó „bejutásainak” egy részét is ellehetetlenítené. A másik fontos tényező a csatlakozóutak szerepe, mely őz és vaddisznó esetében (tehát a közlekedésbiztonsági szempontból legveszélyesebb fajoknál) kiemelkedőnek tűnik. Ismerve a magyar viszonyokat, és tudva, hogy a texasi-kapu beépítésének általános alkalmazása teljesen valószínűtlen, a rendszerszintű megoldást máshol kell keresni. Az egész évben általánosan alkalmazott vadriasztó módszerek a hozzászokás veszélye miatt szintén nem tűnnek megoldásnak. Kihhasználva azonban az öznél talált nagyfokú szezonalitást, a fő konfliktuspontok körüli csatlakozóutaknál időszakos (április-május), kombinált módszerű riasztást javaslom, melytől az özelütések radikális csökkenését várom. A harmadik lehetőség a kerítéshibák, folytonossági hiányok (elégtelen kerítésillesztés, rongálás, nyitva hagyott vagy nem jól záródó szervizkapu, erodálódó pályarész a kerítés alatt, rosszul kivitelezett átereszek, stb.) gyors megtalálása, és megszüntetése valószínűleg sok vadellátást előzne meg.

## **5. A SZERZŐ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉHEZ KAPCSOLÓDÓ PUBLIKÁCIÓI**

### **5.1. Impakt faktoros első szerzős cikk**

**MARKOLT F., SZEMETHY L., LEHOCZKI R., HELTAI M. (2012):** Spatial and temporal evaluation of wildlife-vehicle collisions along the M3 Highway in Hungary. *North-Western Journal of Zoology*, 8 (2) 414-425 p. (IF 2012: 0,706)

### **5.2. Referált cikk**

**MARKOLT F., HELTAI M., SZEMETHY L., LEHOCZKI R. (2010):** A hazai gyorsforgalmi utak vadelütési adatainak értékelése. *Vadbiológia*, 14 119-128 p.

**MARKOLT F., HERVAI A., HAVAS G., SZEMETHY L., HELTAI M. (2012):** Landscape factors influencing roe deer road kill frequencies on the M3 highway of Hungary. *Review on Agricultural and rural development*, 1 (1) 44-49 p.

**MARKOLT, F., HELTAI, M., SZEMETHY, L. ÉS LEHOCZKI, R. (2010):** Az M3-as autópálya vadelütései adatainak vadgazdálkodási szempontú értékelése. Agrár- és Vidékfejlesztési szemle 2010. vol.5.(1). Az "AGRICULTURE AND COUNTRYSIDE IN THE SQUEEZE OF CLIMATE CHANGE AND RECESSION" IX. OSZKÁR WELLMAN INTERNATIONAL SCIENTIFIC CONFERENCE 22nd April, 2010 HÓDMEZŐVÁSÁRHELY (HUNGARY) Előadásai és poszterei. CD kiadvány teljes anyaggal. ISSN 1788-5345 410-416.pp.

### **5.3. Magyar cikk**

**MARKOLT F., KISS G., HELTAI M. (2009):** Úttalan utakon. Autópályák vadátjárók nélkül. *Vadon*, (5) 32-35 p.



#### **5.4. Nemzetközi konferencián tartott előadás**

**MARKOLT F., HAVAS G., HELTAI M., SZEMETHY L., LEHOCZKI, R.** (2012): A magyarországi autópályák vadelütéseinek teljes körű, országos térinformatikai adatbázisba rendezése. *GDi FORUM 2011 – XVI. Esri Hungary User Conference - Relating Geospatial information in time.* 2011. október 6-7. 2011 Budapest. ESRI Magyarország.

**MARKOLT F., SZEMETHY L., LEHOCZKI R., HELTAI M.** (2010): Spatial and temporal evaluation of the wildlife-vehicle collisions along the M3 highway in Hungary. *Oral presentations on 2010 IENE International Conference on Ecology and Transportation: Improving connections in changing environment, 27th September - 1st October, 2010 Velence, Hungary.* 47-48 p.

**MARKOLT F., KISS GY. ÉS HELTAI M.** (2009): Hogyan jutnak át a vadak egy átjáró nélküli autópályán? Előadás. Agrár- és Vidékfejlesztési szemle 2009/1. szám. Az "AGRICULTURE AND COUNTRYSIDE IN OUR CHANGING WORLD" VIII. OSZKÁR WELLMAN INTERNATIONAL SCIENTIFIC CONFERENCE 23rd April, 2009 HÓDMEZŐVÁSÁRHELY (HUNGARY) előadásai és poszterei. CD kiadvány teljes anyaggal. ISSN 1788-5345

#### **5.5. Hazai konferencián tartott előadás**

**MARKOLT F., SZEMETHY L., LEHOCZKI R., HELTAI M.** (2012): A térinformatika alkalmazási lehetőségei a vadelütések vizsgálatában. In: TÓZSÉR, J. & ALTBÄCKER, V., eds. *Animal welfare, etológia és tartástechnológia. Különszám. A III. Gödöllői Állattenyésztési Tudományos Napok előadásainak és posztereinek összefoglaló kötete.* 2011. Október 14-15. 2011 Gödöllő. Szent István Egyetem MKK Állattenyésztés-tudományi Intézet.

#### **5.6. Nemzetközi konferencián bemutatott poszter**

**MARKOLT F., HERVAI A., HAVAS G., SZEMETHY L., HELTAI M.** (2012): Landscape factors influencing roe deer and wild boar roadkill frequencies on the M1, M3, and M7 highways of Hungary. *Programme & Abstracts of 2012 IENE International Conference: Safeguarding Ecological Functions Across Transport Infrastructure, October 21 - 24 2012 Berlin.* Potsdam, Németország: Infra Eco Network Europe, 110 p.

## 6. A SZERZŐ AZ ÉRTEKEZÉS TÉMÁJÁHOZ MÓDSZERTANI SZEMPONTBÓL KAPCSOLÓDÓ FONTOSABB PUBLIKÁCIÓI

### 6.1. Impakt faktoros cikk

MÁRTON M., **MARKOLT F.**, SZABÓ L., HELTAI M. (2014): Niche segregation between two medium-sized carnivores in a hilly area of Hungary. *ANNALES ZOOLOGICI FENNICI* 54: pp. 423-432. (IF 2014: 1,03)

HELTAI M., HORVÁTH ZS., KISS Á., NAGY A, **MARKOLT F.**, SZENTKIRÁLYI P., LANSZKI J., KOZÁK L., MÁRTON M. (2013): Habitat-Dependent Burrow Preference of the Eurasian Badger in Its Original and New Occurrence Areas of Hungary. *ACTA ZOOLOGICA BULGARICA* 65:(4) pp. 487-492. (IF 2013: 0,357)

### 6.1. Referált cikk

MÁRTON M., **MARKOLT F.**, SZABÓ L., HELTAI M. (2013): Burrow densities of Eurasian badger (*Meles meles*) and red fox (*Vulpes vulpes*) in Börzsöny mountains. *REVIEW ON AGRICULTURE AND RURAL DEVELOPMENT* 2:(1) pp. 79-84.

MÁRTON M., SZENTKIRÁLYI P., HORVÁTH ZS., **MARKOLT F.**, SZABÓ L., KOZÁK L., HELTAI M. (2013): Hazai adatok a vörös róka (*Vulpes vulpes*) élőhelyválasztásához. *ANIMAL WELFARE ETHOLOGY AND HOUSING SYSTEMS* 9:(3) pp. 232-238.

HELTAI M., **MARKOLT F.**, TÓTH B., BALÁZS G., GRÓNÁS V., BLEIER N. (2012): Evaluation of wildlife management practice of Liszt Ferenc International Airport. *REVIEW ON AGRICULTURE AND RURAL DEVELOPMENT* 1:(1) pp. 278-283.

HELTAI M., HORVÁTH ZS., KISS Á., NAGY A., **MARKOLT F.**, SZENTKIRÁLYI P., LANSZKI J. (2011): Habitat selection of the Eurasian badger in various areas of Hungary. *AGRÁR- ÉS VIDÉKFEJLESZTÉSI SZEMLE* 6:(1) pp. 81-85.