

SZENT ISTVÁN EGYETEM
MEZŐGAZDASÁG- ÉS KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KAR

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

Doktori (PhD) értekezés

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

Tartalomjegyzék

Jelölések, rövidítések jegyzéke	5
1. Bevezetés	6
1.1. A téma aktualitása, jelentősége	6
1.2. A kutatás megalapozása	8
1.3. Célkitűzések	9
2. Irodalmi áttekintés	11
2.1. Az úthálózat elsődleges ökológiai hatásai	11
2.1.1. Élőhelypusztulás	12
2.1.2. Akadályhatás	12
2.1.3. Faunaveszteség	14
2.1.4. Zavarás és szennyezés	16
2.1.5. Szegélyhatás	17
2.2. Az élőhely-feldarabolódás (fragmentáció)	19
2.2.1. A fragmentáció másodlagos ökológiai hatásai	19
2.2.2. Fragmentáció és sztochaszticitás	20
2.2.3. Tájfragmentáltság és élőhelyi folyosók	20
2.3. Az állatelutések nem-ökológiai következményei	22
2.4. Védekezési lehetőségek a negatív hatások ellen	23
2.4.1. Harc a fragmentáció ellen: elkerülni, csökkenteni és ellensúlyozni	23
2.4.2. Ökológiai átjárók: alapvetések, típusok	24
2.4.3. Vonalas létesítmény, mint élőhelyi akadály áteresztőképessége: átjárók használatának vizsgálata	33
2.4.4. Az állatelutésekhez kapcsolódó negatív hatások csökkentése	33
2.4.5. Integrált megközelítés: egyszerre csökkenteni az elutéseket és orvosolni az élőhely feldarabolódottságát	36
2.4.6. Hazai helyzet	37
3. Anyag és módszer	38
3.1. Vizsgálati terület: Magyarország gyorsforgalmi útjai	38
3.2. Adatok	40
3.3. Adatok elemzése, vizsgálati módszerek	41
3.3.1. A tetemnyilvántartás előkészítése	41
3.3.2. Idő- és térbeli tetemgyakoriság-eloszlások vizsgálata térinformatikai módszerek használata nélkül	42
3.3.3. A vad-elutések térbeli mintázatára ható tényezők vizsgálata térinformatikai elemzés segítségével	43
4. Eredmények	45
4.1. A magyarországi gyorsforgalmi utak vad-elutési adatainak általános értékelése	45
4.1.1. Fajösszetétel	45
4.1.2. Utak megoszlása	46
4.2. Időbeli mintázatok	47
4.2.1. Éves és éveken átívelő trend	47
4.2.2. Szezonális és havi mintázatok	48
4.2.3. Heti mintázat	52
4.2.4. Napi mintázatok	53
4.3. Térbeli mintázatok	55
4.3.1. A vad-elutések térbeli mintázatának vizsgálata térinformatika nélkül	55
4.3.2. A vad-elutések térbeli mintázatára ható tényezők vizsgálata térinformatika segítségével	60
4.5. Új tudományos eredmények	65
5. Következtetések és javaslatok	66

5.1.	Az eredmények értékelése	66
5.1.1.	Általános értékelés	66
5.1.2.	Általános időbeli mintázatok	67
5.1.3.	Térbeli mintázatok	69
5.1.4.	Fajonkénti értékelés	72
5.1.5.	Általános javaslatok	75
6.	Összefoglalás	80
7.	Summary	82
8.	Mellékletek	84
8.1.	M1. Irodalomjegyzék	84
8.2.	M2. Dunn's Post-hoc tesztek eredménytáblái	93
8.2.1.	Jelentősebb magyar gyorsforgalmi utak összehasonlítása	93
8.2.2.	Vadelütések	93
8.2.3.	Őz	95
8.2.4.	Vaddisznó	96
8.2.5.	Borz	97
8.2.6.	Róka	99
8.2.7.	Mezei nyúl	100
8.2.8.	Vadelütés-gyakoriság a hét napjai szerint	101
8.2.9.	A hét napjainak átlagos napi forgalma	102
9.	Köszönetnyilvánítás	103

Jelölések, rövidítések jegyzéke

- ÁAK: Állami Autópálya Kezelő Zrt. – <http://www.aak.hu>
- KKK: Közlekedésfejlesztési Koordinációs Központ – <http://www.3k.gov.hu/>
- OKA: Országos Közúti Adatbank
- MK: Magyar Közút Nonprofit Zrt. – <http://www.kozut.hu/>
- OVA: Országos Vadgazdálkodási Adattár
- VMI: Vadvilág Megőrzési Intézet – <http://www.vmi.szie.hu/>
- The Alpine Ecological Network - <http://www.alpine-ecological-network.org>
- ECONNECT <http://www.econnectproject.eu>
- Alpok-Kárpátok-Folyosó (<http://www.alparc.org>)
- CNPA: Carpathian Network of Protected Areas (Kárpáti Védett Területek Hálózata)
<http://www.carpathianconvention.org>
- BioREGIO Carpathians (<http://www.bioregio-carpathians.eu>)
- PEEN: Páneurópai Ökológiai Hálózat

1. Bevezetés

„Fogta tehát az Úr Isten az embert, és az Éden kertjébe helyezte, hogy művelje és őrizze meg”
(Teremtés könyve 2, 15)

Amíg ember él a Földön, valószínűleg örök kérdés lesz, hogy mi a fejlődés, merre van az a bizonyos „előre”- irány? Egy újítás az egyik fél számára hatalmas előnyöket rejt, a másikat szinte ellehetetleníti, annál végletesebben, minél nagyobb mértékű volt az újítás. Az ember pedig újít, változtat, tevékenykedik. Minél jobban elmélyed a tudományokban, annál hatékonyabbak a beavatkozásai, és minél hatékonyabbak a beavatkozásai, annál nagyobbak lehetnek azok következményei. Az utóbbi századokban az ember olyan mértékben és tempóban alakítja a természeti környezetet, amely nagyon megnehezíti az élővilág alkalmazkodását. Aki, vagy ami pedig nem képes lépést tartani, az háttérbe szorul, eltűnik, helyét az adott helyzetben rátermettebbnek bizonyuló tölti be - ha van ilyen.

Minden egyes eltűnő fajjal, fajtával, változattal, élőhelyi folttal, stb. csökken a biodiverzitás (LOH et al. 2005), azaz a biológiai sokféleség, melynek vesztes csökkenése hívta életre 1992-ben a Rióban megkötött Biodiverzitás Egyezményt. Az egyezményhez azóta majdnem 200 ország csatlakozott (CBD 1992). Az ott lefektetett célokat 2010-ig nem sikerült elérni (HIRSCH 2010). Az ENSZ a 2010-es évet Nemzetközi Biodiverzitás Évként hirdette meg, sőt ennél tovább menve a 2011-2020 közötti időszakot a Biodiverzitás Évtizedeként fémjelzi, hangsúlyozván annak fontosságát. Nem túlzás kijelenteni, hogy a biodiverzitás védelme, megőrzése tulajdonképpen az emberiség túlélésének egyik alapfeltétele (HALES et al. 2014).

1.1. A téma aktualitása, jelentősége

Széles körben ismert, hogy a biológiai sokféleséget világszinten fenyegető tényezők között egyik legnagyobb hatású az élőhelyek feldarabolódása és a megmaradt területek egymástól való elszigetelődése. Az élőhely-feldarabolódást leggyakrabban az adott élőhelyen húzódó vonalas létesítmények, utak, vasutak, vezetékek, csatornák, töltések és gátak, kerítések, stb. idézik elő. Azaz olyan vonalas létesítmények, amelyekre az emberiség gazdasági és kulturális fejlődésének elválaszthatatlan részeként tekintünk. Az adott területen előforduló élőlények átjutási gyakoriságának, azaz a lineáris létesítmények átteresztőképességének (permeabilitás) függvényében változik az élővilágra gyakorolt hatásuk is (SÖNDGERATH és SCHRÖDER 2002). Minél kisebb az adott vonalas létesítmény átteresztőképessége a helyi társulás tagjainak szempontjából, annál inkább tekinthető akadálynak, 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).

Nemcsak a populáció kritikus szint alá csökkenő mérete, de a feldarabolódás következtében csökkenő élőhely mérete is okozhat problémát, ha már nem képes a megfelelő mennyiségű és minőségű forrást biztosítani (pl. megszűnik a szaporodóhelyekhez, esetleg táplálkozóhelyekhez, stb. való hozzáférés). 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 élőhelyvesztést 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 (IUELL et al. 2003). A megépült út pedig könnyebb hozzáférést nyújt az eddig kevésbé elérhető helyekhez, ahol így a fokozódó emberi aktivitás további következményeivel kell számolni, (IUELL et al. 2003, NÉMETH 2005).

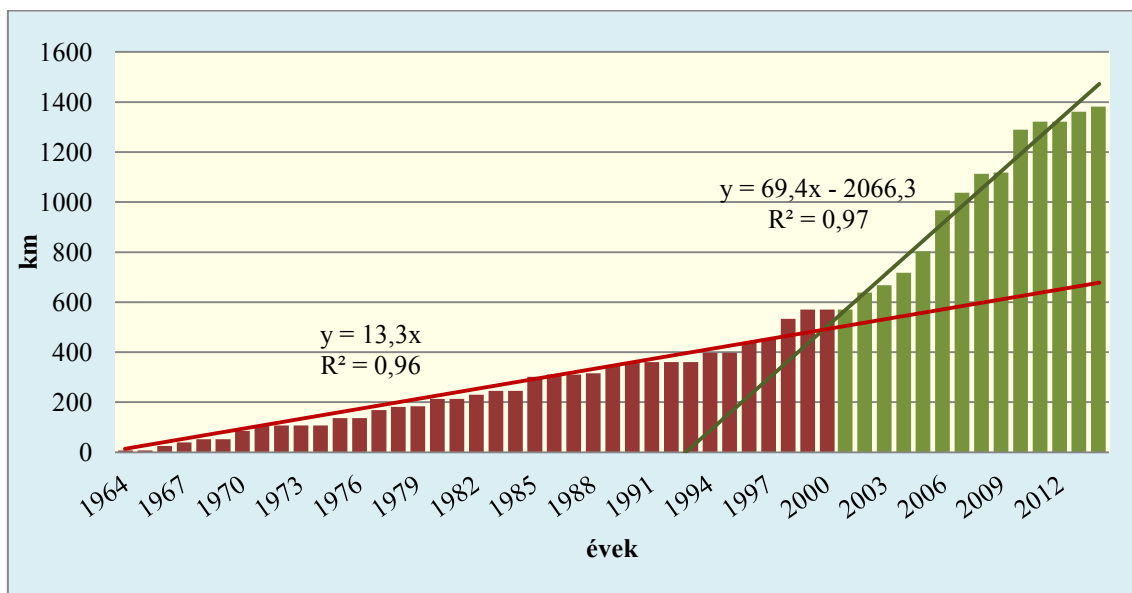
A gyorsforgalmi úthálózat azonban nem csak az élővilág számára rejt veszélyeket. A közlekedők számára az úton átkelő állatok elgázolása a legtöbb esetben ugyan nem jelent problémát (kistestű fajok, pl. rovarok, puhatestűek, kisebb gerincesek egyedeinek esetében), de más a helyzet, ha pl. egy róka vagy borz méretű, esetleg ezeknél is nagyobb faj egyedével történik az 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, de egyedüli módszerként alkalmazva természetesen nem elegendő, ugyanis a gyakorlatban nem képes maradéktalan kizárásra. A védőkerítés alkalmazása csak a közlekedésbiztonság szempontjait szolgálja, miközben az élővilág számára gyakorlatilag áthatolhatatlan akadállyá változtatja az utat. Ennek értelmében a konfliktust csak annak mindkét oldalának 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 átteresztőképességének növelésével).

1.2. A kutatás megalapozása

Magyarországon az első autópályát 1964-ben építették, mely az M1 és az M7 közös, 7 km-es szakasza volt. 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 (kb. 13,3 km/év-ről kb. 69,4 km/év-re; 1. ábra). Ez a mennyiség viszont még a felét sem teljesen éri el a távlati tervekben szereplő körülbelül 2800 km-nyi gyorsforgalmi útnak.



1. ábra. Magyarország gyorsforgalmi útjainak összes hossza 1964-től napjainkig

Mivel ezeket az utakat a hatályos előírások szerint elsősorban forgalombiztonsági szempontból védőkerítéssel kell övezni (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007b), a gyorsforgalmi utak átteresztőképessége 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-es első kb. 150, az M7 első 100, és az M3-as 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 tehát lemaradva, hanem a témába vágó tudományos vizsgálatok is hiányoztak. Pontosabban hazai vizsgálatok híján nem volt mire alapozni a törvényi szabályozást. 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). Ez a hazai autópályák ökológiai hatását az állatelutéseken keresztül közelíti meg. Mindezek eredményeként fordulhatnak elő olyan jelenségek, hogy egy védőkerítéssel övezett, állami fenntartású fizetős autópályán több kilométeren keresztül, többször ismétlődve vadveszély-tábla lehet érvényben. Ez egyértelműen jelzi, hogy a kizárás önmagában ebben a helyzetben sem tudja garantálni a közlekedés biztonságát, és az út áteresztőképességét pedig nem sikerült növelni.

1.3. Célkitűzések

Munkám átfogó céljaul a magyarországi gyorsforgalmi közlekedési infrastruktúra és a közepes és nagy testű teresztris fajok közötti konfliktus vizsgálatát határoztam meg, megkülönböztetett figyelmet szentelve a közlekedés biztonságát is fenyegető fajokra, valamint vizsgálataim alapján ajánlások meghatározását a konfliktus enyhítésére. Munkám az alábbi központi **hipotézisekre** építhető:

1. A magyarországi és közepes és nagytestű teresztris fauna általánosan érintett a gyorsforgalmi (autós) közlekedéssel fennálló konfliktusban, mely a nagyobb testtömegű 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 vadelutések száma összességében az évek folyamán egyre növekszik.
3. A magyarországi gyorsforgalmi utakon tapasztalt vadelutések időbeli eloszlása (éves, évszakos, heti és napszakos felbontásban értelmezve) nem egyenletes.
4. A magyarországi gyorsforgalmi utakon tapasztalt vadelutések térbeli (pálya menti) eloszlása nem egyenletes, és ennek megfelelően
5. azonosíthatók olyan tényezők, melyek a vadelutések gyakoriságának pálya menti eloszlását befolyásolják.

A fenti alapvető hipotézisek vizsgálatához részletes kutatási kérdések megfogalmazására, és megválaszolására volt szükség. A magyar gyorsforgalmi utak **vadelütési adatainak általános értékelése és részletes vizsgálata** során az alábbi kérdésekre kerestem választ.

- Mely fajok és milyen mértékben érintettek ebben a konfliktushelyzetben?
- Mely fajok tekinthetők fő közlekedésbiztonsági kockázati tényezőnek a vizsgálati területen?
- Változik-e az elütések gyakorisága az idő függvényében?
- Észlelhetők-e sűrűsödések az elütések pálya menti (térbeli) eloszlásában?

A kezdeti hipotéziseim szerint azonosíthatók idő- és térbeli elütésgyakoriság-különbségek, ezért nem elég csak az elütési adatbázist tekintetbe venni, hanem további, **az elütések tágabb környezetét, kontextusát leíró adatokat** kell bevonni, melyek vizsgálata egy újabb, – az elütésgyakoriságot befolyásoló tényezőket célzó – kérdéscsoport megválaszolására ad lehetőséget:

- Látható-e összefüggés az elütési gyakoriság és a környező terület karakterisztikája (értsd: erdőterületek közelsége, természetes vegetáció aránya, lakott területek közelsége) között?
- 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?
- Látható-e összefüggés a pálya melletti vadsűrűség mértéke és a vadelütések gyakorisága között?

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

2. Irodalmi áttekintés

Az ember jelenléte és tevékenysége bizonyos mértékben mindig is alakította a természetet. A huszadik század elejétől kezdve Európa szerte egyre gyorsuló tendenciát mutatott a közlekedési hálózatok kiépülése, ami teljesen befolyása alá vonta és átalakította a természetet. Az utak és a rajtuk haladó gépjárműforgalom számtalan módon gyakorolnak kedvezőtlen hatást a környezetre. Napjainkra egyértelműen kirajzolódott egy kompromisszumot követelő (ún. trade-off) helyzet: optimalizálni, egyensúlyozni kell a közúthálózat kiterjesztése kapcsán felmerülő (hosszú távú) ökológiai kockázat és a (rövidebb távú) társadalmi-gazdasági haszon között (FINDLAY és BOURDAGES 2000). Az infrastruktúra kiterjesztésével járó társadalmi-gazdasági haszon tehát konfliktusban van az általa okozott ökológiai kárral és kockázattal. Az ökológiai kockázatok sokféle hatáson keresztül jelentkezhetnek.

2.1. Az úthálózat elsődleges ökológiai hatásai

Egy út már rögtön építéskor markánsan befolyásolja a természeti környezetet. Az építkezési munkálatok szükségszerűen fauna- és flórávesztéssel járnak. A nyomvonal területe örökre elveszti korábbi élőhelyi minőségét, aszfalt burkolatot kap (ANGOLD 1997). Az élőhely vesztésén túl további területek élőhelyi minősége romlik az építéskori és a forgalom általi szennyezés és a zavarás által (HELTAI és MARKOV 2012, WÜST et al. 1994). A hidrológiai és mikroklimatikus viszonyok is megváltoznak (IUELL et al. 2003). Az építkezés befejeztével egyes hatások megszűnnek (pl. eltűnnek a munkások és a munkagépek), de számos változás maradandóvá válik (az út jelenléte), és új tényezők is feltűnnek (gépjárműforgalom és annak következményei). Az új utak korábban kevésbé hozzáférhető területeket tesznek elérhetőbbé, ami növeli az emberi jelenlétet, új beruházásokat hoz, ez pedig új igényt teremt további infrastruktúra bővítésre (IUELL et al. 2003, SPELLERBERG 1998). Az ördögi kör itt bezárul, és újra kezdődik az egyre nagyobb zavarást, szennyezést, elszigetelődést, élőhelyi- és élővilágbeli veszteségeket okozó folyamat (HORVÁTH et al. 2012, NEGREA és PRICOP 2009, RAHMAN et al. 2010).

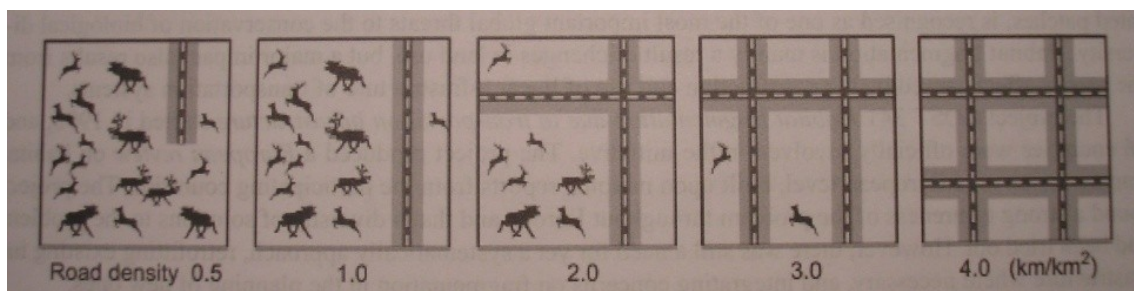
Többen, többféleképp foglalták rendszerbe ezeket a hatásokat. SPELLERBERG (1998) irodalmi áttekintésében a behatás időzítése/hossza alapján állított fel egy csoportosítást: a tényezőket (a) építéskor jelentkező, (b) építés után rövidtávon jelentkező és (c) hosszú távú (jóval az építkezés után továbbra is ható) tényezők csoportjára osztja. TROMBULAK és FRISSELL (2000) ettől némileg eltérő rendszerezés alapján akármely útra általánosíthatóan hét fő hatást nevez meg: (1) építés okozta mortalitás, (2) forgalom okozta mortalitás, (3) az állatok viselkedésének megváltozása, (4) a fizikai környezet befolyásolása, (5) a kémiai környezet

befolyásolása, (6) egzotikus fajok terjesztése, (7) megnövekedett emberi aktivitás. FAHRIG (2003) rámutatott, hogy az útökológia témakörének kulcsfogalmait (élőhely-feldarabolódás, élőhelyi veszteség, elszigetelődés, konnektivitás, akadály-hatás, stb.) a nemzetközi irodalom meglehetősen sokrétű és zavaros formában használja, ezért ezek az alapfogalmak tisztázásra szorulnak.

Az utak természetére gyakorolt elsődleges negatív hatásait itt IUPELL et al. (2003) alapján foglalom össze.

2.1.1. Élőhelypusztulás

Egy út építésekor a nyomvonalra eső területek felszínborítása megváltozik: a korábban ott helyet foglaló élőhelyek egyértelműen elvesznek. De nemcsak a felszínborítás totális átalakítása okoz élőhelyvesztést, hanem az élőhelyek minőségének romlása is, ami a zavaráson és a szennyezés keresztül alakul ki (ANGOLD 1997, SPELLERBERG 1998, TROMBULAK és FRISSELL 2000). Ezért egy út által okozott élőhelypusztulás jóval nagyobb területet érint, mint amekkora maga az út által elfoglalt hely. Ezt a jelenséget szemlélteti a 2. ábra.



2. ábra. Útépítés által okozott élőhelypusztulás és élőhelyvesztés.

Egyes becslések szerint az Egyesült Államok területének kb. 20%-át a közlekedési infrastruktúra ökológiai szempontból közvetlenül befolyásolja (FORMAN 2000, FORMAN és LAUREN 1998).

2.1.2. Akadályhatás

A vonalas létesítményekre jellemző a kis szélesség (a nyomvonal tehát két részre osztja a teret – ahogy a 2. ábrán látható), de egyúttal az olyan jelentős hosszirányú kiterjedés is, ami a létesítmény „ki- vagy megkerülését” gyakorlatilag lehetetlenné teszi. Ezért a létesítmény egyik oldaláról a másikra való átjutás csak annak keresztezésével lehetséges. Mivel a létesítmény a környező élőhelyektől teljesen eltérő adottságokkal jellemezhető, annak keresztezése az egyed számára többletenergia-befektetéssel és fokozott kockázattal jár. Ezt a fogalmat a szakirodalom

akadály(ozó) hatás, barrier effektus, izoláció, elszigetelés stb. néven illeti (ANDREWS 1990, FORMAN et al. 2003, SPELLERBERG 1998, TROMBULAK és FRISSELL 2000).

A fajok egyedeinek mozgási képessége kulcsfontosságú egy faj túlélésének szempontjából. Helyet kell tudni változtatni a táplálék kereséséhez, meneküléshez, búvóhelytaláláshoz, és ugyanúgy a szaporodáshoz nélkülözhetetlen partner felkutatásához is. Elszigetelést okozó akadály jelenléte az élőhelyen az előbbi szempontokat részben, de akár teljesen is ellehetetlenítheti, amely rossz hatással van a helyi fajok populációdinamikájára, genetikájára, és adott esetben azok lokális túlélését veszélyezteti (CORLATTI et al. 2009, FRANTZ et al. 2012, HITCHINGS és BEEBEE 1998, MCCARTHY 1996, SAWCHIK et al. 2002).

Az élőhelyen belüli szabad mozgást egy vonalas létesítmény nem csak fizikai jelenlétével (az egyednek át kell verekedni magát a töltésen, a kerítésen, a forgalmi sávokon – elkerülve magát a forgalmat –, a szalagkorlátokon, a középső sövényen, árnyékolókon, a másik úttesten, és így tovább) nehezítheti, illetve teheti lehetetlenné, hanem ún. viselkedési akadályként is hathat (IUPELL et al. 2003, JAEGER és FAHRIG 2004).

2.1.2.1. Fizikai akadály

Nem minden fajnak okoz ugyanakkora nehézséget egy élőhelyi akadályon való átkelés. Az egyedek/fajok méretéből és ehhez köthetően mozgási képességükből adódóan röpképtelen rovarok, csigák, hüllők, kételtűek, és kistrágcshalók számára már egy egyszerű kétszer egysávos országút is komoly akadályt jelenthet (GEORGII et al. 2011, KNAPP et al. 2013, RICO et al. 2007, RONDININI és DONCASTER 2002, SEKGOROROANE és DILWORTH 1995). Az autópályát övező védőkerítés a legtöbb faj számára szinte nullára csökkenti az út ökológiai „áteresztő képességét” (FORMAN et al. 2003, IUPELL et al. 2003)

Az élőhelyi akadályok hatása a fajok terület- ill. mozgásigénye szerint is más és más. Azok a fajok, melyek táplálék, búvóhely, szaporodó hely, szaporodó partner, stb. iránti igényüket más fajokkal szemben csak nagyobb területekről képesek kielégíteni, nagyobb területigényük miatt már relatíve kis akadálysűrűség mellett is hátrányt szenvednek, amikor a többi faj még nem is „érzi meg” az élőhelyi akadály hatását. Jellemzően nagy területigényűek, és ezáltal érzékenyek az élőhelyi akadályokra nagytestű emlőseink, különösképpen a nagyragadozó fajok, melyek általában magas szintű természetvédelmi védeltséget (RODRÍGUEZ és DELIBES 2004, TAYLOR et al. 2002) élveznek.

2.1.2.2. Viselkedési akadály

Egy vonalas létesítményt viselkedési akadállynak tekinthetünk, amikor a létesítmény az akadályozó hatása már a létesítményhez való közeledéskor is megfigyelhető. Közút esetében ez összefügghet az úton tapasztalható forgalommal, pontosabban a forgalom által okozott fény-, zaj- és fizikai szennyezéssel: Az IENE COST 341 kézikönyv az utak emlősökre gyakorolt akadályozó hatását a forgalom nagysága szerint az alábbi (1. táblázat) táblázatban foglaltak szerint osztályozza (IUPELL et al. 2003).

1. táblázat. Utak emlősökre gyakorolt akadályozó hatása a forgalom nagysága szerint.

FORGALOMNAGYSÁG	ÁTERESZTŐKÉPESSÉG
1000 [jármű/nap] alatti utak	a legtöbb vadonélő emlősfaj számára átjárható
1000-4000 [jármű/nap] közötti utak	Több vadonélő emlősfaj számára még átjárható, de az érzékenyebb fajok elkerülnek.
4000-10000 [jármű/nap] közötti utak	A forgalom a legtöbb egyedeket távol tartja, erős akadály. Az átjutást megkísérlő egyedek nagy része elütés áldozatává válik.
10000 [jármű/nap] feletti utak, autópályák	A legtöbb faj egyedei számára szinte teljesen átjárhatatlan.

Összességében mindegy, hogy egy vonalas létesítmény fizikai akadály vagy viselkedési akadály mivoltában osztja két részre az adott élőhelyet, hatását tekintve ugyanaz az eredmény: csökkent áteresztőképesség (JAEGER és FAHRIG 2004).

Az utakra és a forgalomra háromféle (sikeres) viselkedési válasz figyelhető meg a környező populációk egyedei részéről: (1) az úttest elkerülése, (2) a forgalom zavaró és szennyező (zaj, fény, kémiai) hatásainak kerülése és végül (3) a közeledő járművel való „találkozás” elkerülésének képessége (autó elkerülési képesség) (JAEGER et al. 2005). Eszerint pedig azok a populációk a legérzékenyebbek az út akadályhatására, melyeknél mind az úttest, mind pedig a forgalom elkerülése is magas értéket mutat, és második legérzékenyebbek, ahol csak a forgalom elkerülése figyelhető meg. Legkevésbé sérülékenyek pedig az autókat legjobban elkerülni képes populációk, valamint az autókat jobban elkerülni képes, és úttestet is kerülő populációk bizonyultak.

2.1.3. Faunaveszteség

Egy út építésekor az élőhely megszűnésével együtt egészen biztosan egyedek is odavesznek, de az úthálózathoz köthető faunaveszteség túlnyomó része mégsem az építéshez, hanem a forgalomhoz köthető: szomorú látványosságuknak köszönhetően valószínűleg az állatelütések miatti mortalitás az úthálózat ökológiai hatásainak legismertebb összetevője (CARVALHO és MIRA 2011, CLEVINGER et al. 2003, FORD és FAHRIG 2007, MALO et al. 2004, PUTMAN 1997, SMITH-PATTEN és PATTEN 2008). CSATHÓ és CSATHÓ (2009)

nagyon részletes hazai munkája, melyben Battonya környékének vadelőit vizsgálták 5 éven át, rávilágít arra, hogy milyen nagymértékű faunaveszteség jelentkezhet már kisebb forgalmú országutakon is. Az elűtött állatfajok listája sajnos nagyon színesnek bizonyult több védett faj is tartalmazva.

Nem minden állatfaj egyformán kitett ennek a mortalitási tényezőnek: egyes faji sajátosságok fokozzák a kockázatot (változó testhőmérséklet, lassú reakcióidő, lassú mozgásképesség, alacsony szaporodási ráta, stb.), míg mások (gyors reakcióidő és mozgásképesség, korlátozott élőhely- és mozgásigény, zavart élőhelyek elkerülése, magas szaporodási ráta, stb.) csökkentik (FAHRIG és RYTWINSKI 2009, JAEGER et al. 2005).

A nagyszámú elűtött egyed önmagában még nem biztos, hogy veszélyt jelent a helyi populációra. A helyi populáció méretéhez viszonyított magas mortalitás vezethet problémákhoz. Például Csathó 1998-2000-ben kiugró hörcsögelütési-gyakoriságot tapasztalt vizsgálati területén (CSATHÓ és CSATHÓ 2009). A magas gyakoriság azonban mégsem jelentette azt, hogy a helyi hörcsögpopuláció a korábbi évekhez képest hirtelen veszélybe került volna, sőt pont fordítva. Csathó feltételezéseit későbbi gazdasági tény-adatok is megerősítették: az 1998-2000-es években a területen hörcsöggradáció volt megfigyelhető, ami ellen egyébként megye szinten kiterjedt védekezést alkalmaztak (BIHARI 2006), és ennek a gradációnak a következménye volt a megemelkedett elütési gyakoriság. Azaz az elütések gyakoriságának növekedése gyakorlatilag populációs indexként volt felfogható.

Hasonló példa erre a jelenségre HUIJSER és BERGERS (2000) kísérlete, ahol az európai sün (*Erinaceus europaeus*) elütési forrópontjai körül 30%-os, ám nem szignifikáns csökkenést találtak a populációban, tehát annak ellenére, hogy az útnak köszönhetően emelkedett a mortalitás, ennek populációs hatása statisztikailag nem volt igazolható.

Ennek ellenére sok tanulmány mégis az út okozta mortalitást találta legnagyobb mortalitásforrásnak (CLARKE et al. 1998, FERRERAS et al. 1992, RODRÍGUEZ és DELIBES 2004, TAYLOR et al. 2002)

FAHRIG és RYTWINSKI (2009) teljességre törekvő irodalmi áttekintésében az utaknak a környező állatfajokra gyakorolt hatásainak vizsgálata során ötször annyi negatív hatást talált, mint amennyi pozitívát. Rendszerezve ezt az információt négy fajcsoportra nézve jósolható negatív hatás:

- a. fajok, melyeket vonzanak az utak, de nem tudják elkerülni a közeledő járművet;
- b. nagy mozgási igényű, alacsony szaporodási rátájú és alapvetően alacsony populációsűrűségű (alacsony egyedszámú populációjú) fajok;
- c. kistestű fajok, melyek populációi nem függenek utak által befolyásolt ragadozóktól, és elkerülik az úthoz közeli élőhelyeket (az út zavaró hatása miatt);

- d. kistestű fajok, melyek populációi nem függenek utak által befolyásolt ragadozóktól, nem kerülnek az utakat vagy a forgalmat, de nem képesek elkerülni a közeledő járművel való esetleges ütközést.

Az a két fajcsoport képes pozitívan reagálni az utak és a forgalom hatásaira, amelyek:

- a. az utak környezetében számukra fontos forrásokat találnak, és emellett képesek elkerülni a közeledő járműveket;
- b. nem kerülnek a forgalmat, de kerülnek az utakat magukat, és fő ragadozóik negatív populációs függésben állnak az utakkal.

2.1.4. Zavarás és szennyezés

Az útépítés és a forgalom megváltoztatja a környező területek élőhelyeinek karakterisztikáját, és ez befolyásolja, hogy a környező fajok miként használják ezeket a területeket. Ezek a változások olykor még az úttól jóval távolabb fekvő élőhelyek minőségét is befolyásolhatják.

Az autópálya nyomvonalának kialakítása gyakran jár olyan alapvető mikro-domborzati változások létesítésével (töltés vagy bevágás kialakításával), melyek alapjaiban befolyásolják a pálya körüli vízgazdálkodást. Töltés esetében a két oldal közötti vízcserére csak az átereszekon keresztül van lehetőség (és akkor már a víz a kialakított csatornában, vesztve magasságából, összegyűjtve kerül a másik oldalra). Süllyesztett pálya (bevágás) esetében a nyomvonal csatornaként viselkedik, ami szintén megszünteti a korábbi esetleges keresztirányú vízforgalmat. Az autópálya-közeli élőhelyek tehát óhatatlanul szárazabbá, vagy nedvesebbé válnak a beruházás hatására. (FORMAN és LAUREN 1998, IUPELL et al. 2003, TROMBULAK és FRISSELL 2000).

Sokféle szennyezés is származik az úttestről és a gépjármű forgalomból. Szén-monoxid, nitrogén-oxidok, kén-dioxid, különböző szénhidrogének beleértve policiklusos aromás szénhidrogéneket, dioxinokat, és részecskéket; a járművekről nehézfémek (ólom, cink, réz, kadmium) kerülnek az útra (HELTAI és MARKOV 2012). Az út sózása nátriumot és klórt juttat a környezetbe. Ezek az említett anyagok szennyezhetik az út mentén a felszíni- és talajvizet, magát a talajt és a növényzetet is (WÜST et al. 1994).

A közlekedés zajt és rezgést kelt, melyek mértéke, valamint hatásának távolsága főleg a forgalom függvénye (járműtípusok, forgalom intenzitása), de függ az út felszínének paramétereitől, a domborzattól, talajadottságoktól, és a környező vegetációtól. Ez a fajta zavarás okozhat csökkent denzitást az út közelében, vagy akár csökkenő szaporodási sikert (főleg énekesmadaraknál figyelték meg). (BUNA 1982, REIJNEN és FOPPEN 2006).

Az út éjszakai megvilágítására szánt és a közlekedő járművekből származó mesterséges fények hatással lehetnek a növényzet fény által szabályozott növekedésére (FORMAN és LAUREN 1998), megzavarhatják madaraknál a párzási, táplálkozási viselkedést, és befolyásolhatják az egyes kételtűek éjszakai viselkedését (BUCHANAN 1993). Csalogathatnak rovarokat, a nagyobb rovarsűrűség pedig denevéreket vonzhat, ami a denevérek megnövekedett mortalitásához vezethet (IUELL et al. 2003). A fényt kifejezetten a vad úttól való távoltagezésára is igyekeztek felhasználni, de az eredmények vegyes képet mutatnak (PUTMAN 1997, VERCAUTEREN et al. 2006).

2.1.5. Szegélyhatás

Az szegélyek ökológiai értéke vitás terület. Kialakításuk függvényében tekinthetők élőhelynek vagy akár élőhelyi akadálnak, sőt csapdának is.

Élőhelyi minőségükben számtalan (főleg rovar) fajnak adhatnak otthont, melyek szinte csak a szegélyekben élhetnek túl (SKÓRKA et al. 2013). Ez akkor is igaz, ha a szegélyek élőhelyei nem minden faj számára tekinthetők (zavarás, szennyezés, stb. következtében) olyan értékes élőhelynek, mint a hozzájuk hasonló, ám úttól távolabb elhelyezkedő élőhelyek.

A szegények ökológiai folyosóként működve összekapcsolhatnak egyébként elszigetelt élőhelyeket, ezzel elősegíthetik fajok (akár invazív fajok is) terjedését, és veszélyes (pl. forgalmas) helyekre vezethetnek egyedeket. JEĐRZEJEWSKI et al. (2009) például határozottan javasolja a gyorsforgalmi utak védőkerítéseit övező 3-10 méteres sáv erdősítését vagy sűrű bozótosítását pontosan „zöld sávok” létrehozása céljából. Ezek a zöld sávok segítenek az utat elhatárolni a környező élőhelytől (mintegy integrálva azt az élőhelybe), fokozzák az élőhelyek konnektivitását, és segítenek az egyedeket az átjárókhoz terelni folyosó és takaró szerepük által.

Ugyanakkor ORLOWSKI (2008) viszont az utat szegélyező vegetációnak az elütéseket növelő hatását találta – igaz, madarak esetében. Ezt a hatást csökkenteni lehet az út közvetlen környezetének (tehát gyorsforgalmi utak esetében a védőkerítésen belüli részének) megfelelő szegélykezelési módjával. Egy kanadai vizsgálat szerint a jávorszarvas sokkal szívesebben használja táplálékforrásként az út melletti növényzetet, amennyiben azt a vegetációs évben legalább augusztusig nem vágják vissza. Ezért a vadelütési kockázat csökkentése érdekében javasolja, hogy az éves szegélykezelés legkésőbb júliusig történjék meg (REA et al. 2010). FORMAN és LAUREN (1998), viszont például nem talált különbséget a cserjés és füves szegélyes útszakaszokhoz tartozó elütési gyakoriságok között. Portugáliai vizsgálata során GRILO et al. (2009) arra jutott, hogy a kis- és közepes termetű ragadozó emlősök vadelütési gyakoriságának csökkentésére az egyik leghatékonyabb módszer az út körüli szegély tisztán tartása (jóllehet: a barrier hatás növekedésén keresztül). Ugyanezt PUTMAN (1997) az

őzelütések hatásos csökkentésére is egyértelműen jó módszernek tartja. Az útszegély néhány méteres sávban való tisztán tartására – a vadélütések csökkentése érdekében – szép számmal lehet találni hazai példát is (3. ábra: a,b).



a)



b)

3. ábra (a, b). Bakonyi szegélykezelés vadbalesetek gyakoriságának csökkentésére. (a): Az útszegély körülbelül 20 m-es sávban ki van tisztítva. (b): Nem kezelt szakasz (forrás: Galla György fényképe)

2.2. Az élőhely-feldarabolódás (fragmentáció)

Az úthálózat ökológiai hatásai sokrétűek, és szövevényes összefüggésrendszert alkotnak, melynek feltárására és rendszerezésére már többen vállalkoztak összefoglaló munkáikban (ANDREWS 1990, FORMAN 1995, WATKINS 1981). Az egyes hatáselemeket számtalan módon lehet csoportosítani, de aki a rendszert elemeire akarja szedni és azokat pl. hatásnagyságuk alapján egymáshoz hasonlítani, az minduntalan tyúk-tojás kérdésbe ütközik: Melyik az ok, melyik az okozat? Például a forgalom zaja zavarhatja az autópálya mellett tartózkodó egyedeket, ezért ezt a tényezőt a „zavarás-szennyezés” kategóriába osztjuk. A tartós zavarás viszont értelmezhető az élőhely minőségének romlásaként (élőhelypusztulás), ami megnöveli az autópálya fizikai akadály szerepét, de akár viselkedési akadályként is értelmezhető. Ez alapján akkor ezt a hatást mely csoportba osztjuk eredendően, és melyek csak járulékos hatások? Ennek a kérdésnek megválaszolására túl sok energiát szentelni nem annyira érdemes, mert nem ez a lényeges, hanem az, hogy mindegyik következménnyel tisztában legyünk. A témát tehát nem elemeire szedve, hanem integrált szemlélettel érdemes megközelíteni. A **feldarabolódás** ennek az integrált szemléletnek a kulcsszava: az úthálózat elsődleges negatív ökológiai hatásainak (élőhelyvesztés, pusztulás, akadályhatás, elszigetelődés, zavarás, szennyezés, stb.), pontosabban azok következményeinek összefoglaló kifejezése. Másként megfogalmazva a fragmentációra gondolhatunk úgy, mint egy ökológiai értelemben vett betegsége (tünetegyüttesre), amely különböző tüneteinek a fenti fejezetben ismertetett elsődleges ökológiai hatások feleltethetőek meg. A kórokozó az **akadály**, vagyis maga a vonalas létesítmény, amely átszeli a korábban összefüggő élőhelyet, és **áteresztőképességének** (**permeabilitásának**) függvényében többé vagy kevésbé nehezíti, esetleg ellehetetleníti az átjárást a két oldal között, tehát **elszigeteléshez** (**izoláció**) vezet. Ennek a „betegségnek” pedig lehetnek „szövődményei” is: megkülönböztethetünk másodlagos ökológiai hatásokat is.

2.2.1. A fragmentáció másodlagos ökológiai hatásai

A megépített autópálya jobb hozzáférést biztosít korábban kevésbé elérhető területekhez. Felpörgetheti a környező területek iparát, gazdaságát fellendítheti. A jobban hozzáférhető településekre szívesen költöznek be új lakosok. Emiatt átalakulhat a települések szerkezete, lakosságuk megnőhet, a környező területek földhasználati formái megváltozhatnak. Az új befektetéseket kiszolgáló infrastruktúra is fejlődésnek indul további befektetésekkel kísérve. A hozzáférhetővé váló, ám még „természetközeli”-nek vélt területek a szabadidő-turizmus célpontjaivá válhatnak. Mindez növeli az emberi jelenlétet, zavarást, szennyezést, és további élőhely-degradációt, -zsugorodást okoz. A folyamatos fejlesztések további területeket

igényelnek, és új utak építését követelik meg. Komoly szabályzás, beavatkozás nélkül az ördögi kör itt bezárul, és a természetre nézve végzetes folyamat kezdődik előlről (IUELL et al. 2003, NÉMETH 2005).

2.2.2. Fragmentáció és sztochaszticitás

Minél kisebb az adott vonalas létesítmény átteresztőképessége a helyi társulás tagjainak szempontjából, annál inkább tekinthető akadálnak (barrier), így annál erősebb az adott létesítmény élőhelyet és így egyben populációkat/állományokat feldaraboló hatása. A feldarabolt populációk izolált egységei méretük csökkenésével egyre jobban ki vannak téve a véletlen események következményeinek, vagyis túlsúlyba kerülnek az ún. sztochasztikus események, melyek a lokális populációk kihalásának irányába hatnak. A **sztochaszticitás** több különböző szerveződési szinten is tetten érhető.

Kisebb populációk genetikai sokfélesége is kisebb, ezért érzékenyebbek a genetikai állományt érintő véletlen hatásokra (**genetikai** sztochaszticitás). Ilyen populációkban a genetikai sodródás hatásai felerősödnek (a ritka allélok eltűnésének valószínűsége növekszik), és növekszik a beltenyésztettség is, ami általánosságban negatívan hat a túlélésre és a reprodukcióra (HITCHINGS és BEEBEE 1998).

A kis egyedszámú populációk kitéttek a demográfiai szinten bekövetkező véletlenszerű változásoknak is, vagyis a **demográfiai** sztochaszticitásnak. Ilyen például, ha egy kis populációban egy-két generáción át csak azonos nemű utódok születnek, esetleg egy-két generáció reprodukciója sikertelen marad, stb. (MCCARTHY 1996).

A populáció túlélésére kritikus véletlen hatások bekövetkezhetnek természeti katasztrófák, változások, ingadozások következtében is, ilyenkor **ökológiai** sztochaszticitásról beszélhetünk (MCCARTHY 1996, SAWCHIK et al. 2002).

2.2.3. Tájfragmentáltság és élőhelyi folyosók

Egy terület, élőhely ökológiai feldaraboltságának objektív mérésére a szakirodalomban többféle megközelítést is találunk. A tájmetriai megközelítés a tájat a tájalkotó elemek (mátrixokba ágyazott foltok és folyosók) térbeli (síkgeometriai) mintázata alapján írja le (FORMAN 1995). A tájanalízisben számos ilyen mérőszám született már (HAINES-YOUNG és CHOPPING 1996, O'NEILL et al. 1988, TURNER 1989), olyannyira, hogy igény merült fel azok rendszerezésére, és a párhuzamosságok megszüntetésére – megtartva a használhatóbb indexeket (RIITTERS et al. 1995). JAEGER (2000) három új tájfragmentációs mérőszám bevezetését javasolta [tájfelosztottság foka (*degree of landscape division*); felszabdaltsági index (*splitting index* vagy *effective mesh number*); hatékony „lyukbőség” (*effective mesh size*)], mivel

összehasonlítva öt korábbi mutatóval az alábbi szempontok szerint értékelve jobbak azoknál: kevésbé érzékenyek a kisméretű foltokra, monoton reagálnak a különböző fragmentációs állapotokra, térbeli mintázatra (tájszerkezetre) érzékenyek és matematikailag egyszerűek. A három új mutató közül Jaeger különösen a „hatékony lyukbőség”-et (*effective mesh size*: m , $[km^2]$) javasolja kedvező matematikai tulajdonságai és intuitív értelmezhetősége miatt. Ez a mutató azt az átlagos területméretet fejezi ki, melyhez egy a vizsgálati területen véletlenül elhelyezett egyed élőhelyi akadályba való ütközés nélkül hozzáfér. MOSER et al. (2007) később úgy módosította ezt a mérőszámot, hogy ne függjön az alapadatok térbeli felbontásától.

Az adott élőhely felaprózódottságának objektív meghatározására egy másik megközelítés az ökológiai hálózat koncepciója. Itt is meghatározunk foltokat, folyosókat (vs. akadályokat) a mátrixban, de ez a módszer annyiban különbözik a tájmetriai módszerektől, hogy itt mindössze egy fajnak vagy fajcsoportnak a jól meghatározható igényei szempontjából vizsgálódunk, nem pedig objektív igénnyel. Ennek megfelelően a módszer a teljes területet vizsgálva: meghatározza a célfaj(ok)nak megfelelő élőhelyeket (habitat suitability), a potenciális folyosókat (melyek önmagukban nem tekinthetők élőhelynek, de az azok közötti mozgást biztosítani tudják) és az akadályokat (élőhelynek teljesen alkalmatlan területeket).

1993-ban Maastrichtban indult az Európai Ökológiai Hálózat (EECONET – European Ecological Network) koncepciója, és ezt követően az Európai Unió tagországai (több-kevesebb) sikerrel nekiláttak saját nemzeti ökológiai hálózatuk megalkotásának. Mintegy tíz évvel az EECONET lengyelországi részének, az ECONET-PL-nek (LIRO et al. 1995) megalkotása után, JĘDRZEJEWSKI et al. (2005), továbbgondolva az alapokat, módosított lengyelországi ökológiai folyosókat határozott meg. A vezérelv az ECONET-PL hálózatának a – Lengyelországban még jelen lévő – nagy ragadozók számára is megfelelő élőhelyek funkcionális felülbírálatára volt. Ennek a projektnek nagyon látványos eredménye, hogy az elméleti modellezés eredményét valós helymeghatározási adatokkal tudták igazolni GPS-es jeladóval jelölt farkas és hiúz egyedek segítségével (HUCK et al. 2010). Volt olyan farkas, melynek mozgását egészen Fehéroroszországtól Németországig és vissza követni tudták a kijelölt folyosók mentén.

Csehországban és Szlovákiában is (érthető módon) nagyragadozók igényeihez szabtak (azok igényei alapján modelleztek) élőhelyi ökológiai (migrációs) folyosókat (HLAVÁČ 2005, HLAVÁČ és ANDĚL 2002, KUTAL 2013, ROMPORTL et al. 2013), de Németországban ezektől némileg eltérő megközelítést találunk.

A német ökológiai hálózati koncepció több különböző igényű fajcsoport szempontjait is figyelembe kívánja venni egyszerre, vagy másképp fogalmazva több különböző ökológiai hálózatot határoz meg, és fon össze. Megkülönböztetik a nagy mozgásigényű emlősöknek

megfelelő területeket, az erdősült élőhelyeket, nedves élőhelyeket, csakúgy, mint száraz élőhelyeket is (FUCHS et al. 2010, HÄNEL és RECK 2011).

A magyar Nemzeti Ökológiai Hálózat az Európa Tanács által javasolt, a Páneurópai Ökológiai Hálózat négy területkategóriáját tartalmazza (magterület, ökológiai folyosó, puffterület, rehabilitációs terület), és kialakítása a nemzeti parkok, tájvédelmi körzetek, természetvédelmi területek, természeti értékek, ex lege védett lápok és szikes tavak valamint helyi jelentőségű védett területek (ez összesen az ország területének megközelítőleg 10%-át teszi ki) figyelembe vételével történt. Kilenc regionális tervezésű hálózathoz állt össze végül az 1:50000-es léptékű Nemzeti Ökológiai Hálózat (ÉRDINÉ SZEKERES 2002).

Egy magyarországi kutatási jelentésében PÁSZTOR et al. (2008) védett és fokozottan védett fajok elterjedési és élőhely-alkalmassági adatait vetette össze az országos közúti hálózattal, mely alapján egy, az élőhely-feldarabolódásból következő, a célfajokra vonatkozó elütésveszélyeztetettségi térkép is készült.

Az egyes országos szintű folyosórendszerek nem érhetnek véget az országhatároknál, sőt értelmüket akkor nyerik el igazán, ha határokon átívelően, ökoszisztéma szinten sikerül azokat összekapcsolni (VAN DER REE et al. 2011). Ez a szemlélet jelenik meg például az Alpok-Ökológiai Hálózat (The Alpine Ecological Network), az ECONNECT, az Alpok-Kárpátok-Folyosó és a Kárpáti Védett Területek Hálózata is (Carpathian Network of Protected Areas – CNPA) rendszerekben is. Utóbbi alapján indult a BioREGIO Carpathians projekt is (melyben a Szent István Egyetem VadVilág Megőrzési Intézete 4 munkacsomagban is aktívan részt vesz). Az egyes regionális és országos ökológiai hálózatokat, folyosórendszereket a korábban említett EECONET utódja, a Páneurópai Ökológiai Hálózat (PEEN) rendezi össze egy 1:3000000-es méretarányú, (majdnem) egységes európai szintű folyosórendszerré (JONGMAN et al. 2011).

2.3. Az állatelütések nem-ökológiai következményei

Egy állat elütése nem pusztán faunaveszteséget jelent a helyi populáció számára, és nem csupán ökológiai jellegű kárt okoz. A közlekedés veszélyes üzem akkor is, ha ezzel a közlekedők nem feltétlen vannak tisztában: a gyorsforgalmi úthálózat nem csak az élővilág számára rejt veszélyeket. Habár a legtöbb esetben egy kistestű faj egyedének elgázolása talán fel sem tűnik a jármű vezetőjének, nagyobb testű fajjal való ütközés vagy az ütközés elkerülésére tett hirtelen manőver – különösen az egyre nagyobb értékű közlekedési eszközökben – jelentős károkat, a közlekedőkben pedig, ami még rosszabb, könnyebb-súlyosabb sérüléseket, olykor pedig halált is okozhat.

Az állatelütéses balesetek jelentős része vadfajjal való ütközés. Ilyenkor az egyed elpusztulása közvetlen gazdasági kárként (elmaradó bevétel) jelentkezik a vadgazdálkodónál.

A súlyosabb vadelütéses balesetek sokszor bírósági ügyeket vonnak maguk után, mert a résztvevő felek nem értenek egyet abban, hogy melyik fél okolható a konfliktus előidézésével, és így milyen arányban kell osztozniuk a károk lehetséges megtérítésében. Ez a vita gyakran hiedelmekre alapozott állításokkal tarkított, ami sokszor egyoldalúan a vadgazdálkodás és a vadgazdálkodók amúgy sem túl jó társadalmi megítélését rongja tovább. (Pl.: „Azért történt az elütés, mert a vadászok túlságosan felduzzasztották az őzállományt az autópálya mellett...”, „... Az volt a baj, hogy a vadászok kihajtották az erdőből a vaddisznót, és az felszaladt az útra...”, stb.) Ezt a jelenséget a vadgazdálkodást terhelő eszmei kárként értékelhetjük.

2.4. Védekezési lehetőségek a negatív hatások ellen

A vonalas létesítmények által okozott negatív hatások hatékony csökkentéséhez először meg kell ismerni azokat. Fel kell ismerni, azonosítani, hatásnagyság szempontjából értékelni, és rangsorolni kell tudni a jelentkező negatív hatásokat. Tudni kell, hogy az észlelt hatások közül mely „tünetek” a legfontosabbak a probléma megoldása szempontjából, és melyek csak kísérő jelenségek. Minderre a kérdésfeltevés szempontjának megfelelő módszerekkel elvégzett, célzott vizsgálatokkal lehet szert tenni. A célzott vizsgálatoknak nem csak a beruházások indokolhatóságának szempontjából van jelentősége [az ugyanis a beruházás tényével is indokolható, hisz az utak borítékolhatóan – szinte láthatatlanban is felsorolható – negatív hatásokkal fogják befolyásolni a környező élőhelyeket, populációkat (FAHRIG és RYTWINSKI 2009)], hanem a beruházásokat kísérő védekezési és hatáscsökkentő létesítmények tervezésének és kivitelezésének költséghatékonyasága szempontjából is.

Az utakhoz kapcsolható, eddig tárgyalt negatív hatásokat mechanizmusuk szerint korábban két fő csoportra osztottam: az élőhely feldarabolódáshoz kapcsolódó és az elütésekhez kapcsolódó negatív hatások csoportjára. Ennek megfelelően a két csoport hatásainak tudományos vizsgálatához is különböző módszerekre van szükség. Az élőhely-fragmentáltság tájleptékű tudományos vizsgálatára már a „*Fragmentáltság és élőhelyi folyosók*” című fejezetben kitértem, és ugyanott szó volt élőhelyi folyosókkal kapcsolatos kutatásokról is.

A fragmentációnak a „létesítményszintű” vizsgálata (tehát az adott vonalas létesítmény akadályhatása és ökológiai átteresztő képessége) szintén információt nyújthat az út és az élővilág konfliktusának pillanatnyi állásáról. Ezt, és ennek módszereit tárgyalom következő témaként. Utoljára pedig az elütésekhez kapcsolódó negatív hatások vizsgálatára, és azok csökkentésének módjaira térek ki.

2.4.1. Harc a fragmentáció ellen: elkerülni, csökkenteni és ellensúlyozni

Egy gyorsforgalmi út tervezésekor még lehetőség nyílik a tervek és hatástanulmányok alapján a várható fragmentáció mértékének becslésére. A nyomvonal megfelelő megválasztásával (pl. védett területek elkerülése) a várható fragmentáció **elkerülésére** kell törekedni. Ehhez nyilván a jövőbeli létesítmény élőhelyi folytonosságra (és egyébként környező populációkra, társulásokra) gyakorolt hatásának modellezése szükséges.

Ahol a fragmentáció elkerülése nem lehetséges, ott a beruházás lehető legkisebb ökológiai hatású megoldásának választása mellett további, az **élőhely-feldarabolódást csökkentő beavatkozásokra** (műtárgyakra) van szükség. Ezek a műtárgyak összességében az akadály áteresztőképességét hivatottak növelni az azon való átjutás elősegítésével. Az átjárókat két fő típusuk szerint alul- és felüljárókra oszthatjuk (léteznek szintbeli átjárók is), de a célfajok igényei, és további műszaki paramétereik szerint számos típust különböztethetünk meg (FORMAN et al. 2003), melyről a következő fejezetben lesz szó részletesebben.

Ott, ahol a fragmentáció hatását átjárókkal sem lehet elégségesen lezörítani, **ellensúlyozó (értsd: ellentételező, kompenzáló) beavatkozások** (élőhely-rekonstrukció, élőhely-revitalizáció, élőhely-kreáció) lehetnek indokoltak (pl. egy fragmentáció miatt elszigeteltté vált élőhelyi elem rekonstruálása a kompenzálni kívánt oldalon). Mindez természetesen magát a fragmentációt nem orvosolja, de javíthatja egy olyan faj túlélését, melynek az a bizonyos élőhelyi elem kulcsfontosságú a túléléshez (pl. kétéltűek esetében ilyen lehet egy víztest, amely szaporodási helyként működik) (FORMAN et al. 2003, IUPELL et al. 2003). A kompenzáció keretein belül a vonalas létesítmény melletti élőhely minőségének sikeres javítása a fokozódó állati jelenléttel egyéb kiegészítő beavatkozás nélkül növelheti az útszakasz közlekedésbiztonsági kockázatát.

2.4.2. Ökológiai átjárók: alapvetések, típusok

A jól működő átjáró sikeresen juttatja át az egyedeket az akadályon, így azok nem kerülnek a forgalommal konfliktusba. Ez tehát olyan módszer, mely a fragmentáció, és a vadélutések visszaszorítását egyszerre célozza, és érheti el (FORMAN et al. 2003, HEDLUND et al. 2004, IUPELL et al. 2003, KENNETH DODD JR et al. 2004, MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a, MATA et al. 2008, MCCOLLISTER és VAN MANEN 2010, SPELLERBERG 1998, TROMBULAK és FRISSELL 2000).

Egy átjáró sikerességét nyilvánvalóan az átjáró építések kitűzött célok fényében lehet csak igazán értékelni. Például hazai ökológiai átjáró tervezésekor meg kell határozni, hogy természetvédelmi, vadgazdálkodási vagy forgalombiztonsági okból van-e szükség a beruházásra (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a). Ennél azért nem árt konkrétbb kritériumokat felállítani pl. az elvárt minimum használati intenzitással kapcsolatban.

Sajnos sok esetben egy átjáró építését nem előzi meg célzott kutatás, így sem az átjáró helyének, sem célfajának, sem típusának, sőt célkitűzésének meghatározása sem ökológiai-szakmai alapokon nyugszik. Definiálatlan célok mellett pedig nem eldönthető, hogy az átjáró betölti-e a feladatát, vagy nem. Ezért az átjáróvizsgálatok sokszor mindössze a „használati intenzitás” mérésére szorítkoznak. Ebből azonban nem lehet egyenesen következtetni arra, hogy az átjáró valóban (szignifikánsan) csökkenti-e a fragmentációt, avagy sem (CORLATTI et al. 2009), hisz nem ismert az a használati-intenzitás küszöbérték, ami mellett a kitűzött célok már megvalósulnak.

Olyan átjárók esetében, ahol ez a „minimum követelmény” nem került meghatározásra a tervezés fázisában, a következő jelenthető ki. Ökológiai szempontból egy átjárótól általános elvárás, hogy olyan mértékben növelje az adott élőhelyi akadály áteresztőképességét, hogy a két oldal populációi közötti génáramlást hosszú távon fenntartsa, és így ne kezdődhessen el a részpopulációk genetikai értelemben vett elválása, később elszigetelődése. Ez az elvárás nehezen számszerűsíthető, ugyanis pontos ismereteket követel meg a környező populációkról, területhasználatukról, populációdinamikájukról, stb., ami a gyakorlatban csak nagyon ritkán áll rendelkezésre (CORLATTI et al. 2009). Egy populációgenetikai elmélet szerint generációnként egy egyed kicserélődése a szubpopulációk között elegendő ahhoz, hogy a genetikai izolációt megakadályozza, ám MILLS és ALLENDORF (1996) szerint ez csak elméletileg igaz, a gyakorlatban pedig – függően a genetikai konnektivitáson kívüli egyéb gyakorlati tényezőktől – akár tíz migráns egyedre is szükség lehet generációnként.

Tovább bonyolítja a helyzetet, hogy nem minden átjáró felel meg minden fajnak (MATA et al. 2008). Arról, hogy mely fajnak milyen átjáró típusok, technikai megoldások, méretek, stb. felelnek meg, több kutatás is született a tengerentúlon és Európában is (FORMAN et al. 2003, HLAVÁČ és ANDĚL 2002, IUPELL et al. 2003, PUTMAN 1997, SPELLERBERG 1998).

Az oly gyakori adathiányos helyzetben, amikor átjárók létesítésének részleteiről (típus, méretek, elhelyezés, szükséges gyakoriság, etc.) kell dönteni, Clevenger különböző tapasztalati adatokon és egyéb szakmai (pl. szakirodalmi) adatokon nyugvó modellek használatát ajánlja a döntéshozók figyelmébe (CLEVINGER et al. 2002). HURLEY et al. (2009) a helyismeret, helyi szakértők bevonását tartja kiemelkedő fontosságúnak.

Az aktuális magyar előírások készültekor többek között HLAVÁČ és ANDĚL (2002) munkájában közölt ajánlásait és az IENE COST 341 Európai Kézikönyv (IUPELL et al. 2003) tanulságait is figyelembe vették, és az alábbi szabályozási rendszert alkották meg (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a). Ezt a hazai keretrendszert mindegyik kategóriánál összehasonlítom a JĘDRZEJEWSKI et al. (2009) által közzétett ajánlásokkal, mely ajánlásokat az egész fejezet során *dólt betűkkel és szürke háttérrel* jelzek.

2.4.2.1. Békaátjáró

A kétéltűek FAHRIG és RYTWINSKI (2009) kritériumai alapján kifejezetten kitétek a faunavesztésnek, ugyanis nem kerülnek sem a forgalmat, sem az útfelszínre, és nem tudnak kitérni a közeledő járművek elől, valamint tömeges vándorlásuk miatt gyakorlatilag a populáció teljes egésze veszélyeztetett (egy-egy vonuláskor az adott populáció akár 70-90%-a is a forgalom áldozatává válhat).

Az alábbi kritériumok esetén szükséges a közutat békaátjáróval ellátni (az egyedszámok alatt a várhatóan konfliktusba kerülő egyedek számára értendő) (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a):

- veszélyeztetett, ritka fajok előfordulása, akár kis egyedszámú előfordulás esetén is, vagy
- négy, vagy kevesebb faj előfordulása, de fajonként legalább 500 egyed, vagy
- több, mint 1000 kifejlett korú egyed előfordulása fajonként, vagy
- több, mint négy faj előfordulása esetén.

A békaátjárók minimum-paramétereit az alábbi táblázat tartalmazza (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a) (2. táblázat).

2. táblázat. Békaátjárók minimum-paramétereit a MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG (2007a) szerint, és JEĐRZEJEWSKI et al. (2009) javaslatai *dőlt betűvel*.

Átjáró hossza [m]	Átmérő [m]	Keresztmetszeti méret (vízszintes [m] x függőleges [m])
<20	0,6	0,6x0,6 (0,4) <i>(3,5x1,5)</i>
20-30	0,8	0,8x0,6 <i>(3,5x1,5)</i>
30-40	0,8	1,0x0,8 <i>(3,5x1,5)</i>
>40	1,2	1,2x1,0 <i>(3,5x1,5)</i>

2.4.2.2. Kisemlősátjáró és közepes termetű emlősök átjárója

Az előírás szerint (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a) kisemlős és közepes termetű emlősök átjárójának létrehozása az alábbi esetekben szükséges:

- veszélyeztetett, ritka, reliktum faj előfordulása akár kisszámú előfordulás esetén is, vagy
- legalább öt védett faj előfordulása magas denzitásérték mellett, vagy
- a területeken kiemelkedő természetvédelmi értékkel bíró ragadozók jelenléte esetén, a kisemlős-populációk táplálékbázisként való értékelése esetén.

Az kisemlősátjáró és közepes termetű emlősök átjárójának minimum-paramétereit az alábbi táblázat tartalmazza (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a) (3. táblázat).

3. táblázat. Az átjárók minimum-paramétereit a MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG (2007a) szerint és JEŃDRZEJEWSKI et al. (2009) javaslatai *dőlt betűvel*

Átjáró hossza [m]	Kisemlős (1) (2)	Közepes testű emlős (1) (2) (3)	Közepes testű emlős (4) (5)
	Keresztmetszeti méret (vízszintes [m] x függőleges [m])		
>30	Ø 1,4 v. 1,4x1,4	Ø 2,0 v. 2,0x1,8 <i>10x1,5-2,7</i> <i>(3,5x1,5 menyétre)</i>	Ø 2,0 v. 2,0x1,8 <i>10x1,5-2,7</i> <i>(20x>3,5 farkasnál)</i>
15-30	Ø 1,0 v. 1,0x1,0	Ø 1,2v. 1,2x1,2 <i>10x1,5-2,7</i> <i>(3,5x1,5 menyétre)</i>	Ø 1,4 v. 1,4x1,4 <i>10x1,5-2,7</i> <i>(20x>3,5 farkasnál)</i>
<15	Ø 0,6 v. 0,6 x0,6	Ø 0,8 v. 0,8x0,8 <i>10x1,5-2,7</i> <i>(3,5x1,5 menyétre)</i>	Ø 1,0 v. 1,0x1,0 <i>10x1,5-2,7</i> <i>(20x>3,5 farkasnál)</i>
Védőkerítés minimális hossza [m] az átjáró előtt és után	150	100	500
maximális lyukméret	1x1	5x5	15x5

Kisemlős (1): cickányfélék, egérfélék, pelefélék, igazi pockok

Kisemlős (2): sünefélék, hörcsögfélék, vakondok

Közepes testű emlős (1): menyétfélék

Közepes testű emlős (2): menyétfélék és nyúlafélék

Közepes testű emlős (3): menyétfélék és hódfélék

Közepes testű emlős (4): macskafélék

Közepes testű emlős (5): kutyafélék

2.4.2.3. Nagyvadátjáró

„A nagyvadfajok szempontjából kritikusak azok az útszakaszok, amelyek olyan élőhelyen vezetnek keresztül, amelyek nagyobb létszámú vadnak adnak állandó vagy időleges otthont. Ilyenek az összefüggő, nagy kiterjedésű erdőterületek, valamint a természetes gyepársulású rétek, illetve a különböző mezőgazdasági területek.” (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a). Nagyvadátjáró létesítésének szükségességét igazolandó, az alábbi kritériumok legalább egyikének teljesülnie kell:

- az előforduló nagyvadfajok száma és egyedszáma magas, vagy
- a populáció vonulási, migrációs tulajdonságai erőteljesek (minimim 2 év, szakember által végzett megfigyelései alapján), vagy
- az egyes populációk izolációjának kockázata magas, vagy
- kiemelkedő genetikai értéket képviselő állományok előfordulása esetén.

2.4.2.3.1. Nagyvadátjáró közút alatt

A közút alatti átvezetésű nagyvadátjárónak (aluljáró) az alábbi kritériumoknak kell megfelelnie:

- Minimális magassága [m] a célfaj függvényében:
 - o vaddisznó **2,5**; (2,7-3,5)
 - o őz, dám, muflon: **3,5**; (2,7-3,5) – csak őzre értelmezve
 - o gímszarvas: **4,0**; (3,5-5,0)
- a közlekedősáv minimum szélessége (az átjáró belmagasságának felénél mért szélesség) **5 m**, amibe maximum 1:3-as dőlésű részü is bele számolható (amennyiben burkolata természetes), illetve kombinált átjárók esetében kisforgalmú, természetes burkolatú út is bele számolható, ha nincs szalagkorláttal elválasztva a vadnak szánt résztől. *A lengyel ajánlás fajfüggően 15 m (vaddisznó, őz), 20 m (gímszarvas, hiúz, farkas, medve) és >20 m (bölény és jávorszarvas) szélességet javasol.*
- szabadtér index > 1,5 (1,5). A szabadtér index kiszámítása:
 szabadtér index = szélesség [m] * magasság [m] / hosszúság [m]

2.4.2.3.2. Nagyvadátjáró közút felett

A közút feletti átvezetésű nagyvadátjárónak (felüljáró) az alábbi kritériumoknak kell megfelelnie:

- szélesség: minimum **20 m** (viszont 40-50 m az ajánlott). Az ajánlottnál keskenyebb hidak esetén (20-40 m) a homokóra kialakítás ajánlott). Kombinált vadátjáró esetén az átvezetett út mellett legalább 5 m szélességű sáv kell a vadnak is (mely hasznos szélességbe kisforgalmú, természetes borítású út bele tartozhat, ha a két részt szalagkorlát nem választja el). *A lengyel ajánlás minimumként 40 m-t határoz meg, de fajspecifikusan ez több is lehet: gímszarvas esetében minimum 50 m; hiúz, farkas, jávor esetén minimum 60 m, barnamedve esetén minimum 80 m és bölénynél pedig 100 m).*
- előírt növényzet: teljes füvesítés kötelező, és cserjék ültetése ajánlott, de a cserjék nem vehetnek el a hasznos közlekedősávból.
- zaj, fény és kiugrás elleni védelem:
 - o minimum 2 m magas, teljesen zárt, hangszigeteléssel is ellátott panelek az átjáró két oldalán, vagy
 - o a közlekedősávot szegélyező, minimum 1,4 m magas rönksor és mögötte védőkerítés.

2.4.2.4. Tájátjáró és tájhíd

„Az élővilág több csoportjának (rovarok, hüllők, kétéltűek, kisemlősök, nagyvadak stb.) forgalmas közút feletti vagy alatti átvezetését, illetve élőhelyének folyamatoságát, az ökoszisztéma egységét biztosítják. Tájátjáró alakul ki a völgyek, folyómedrek, árterek, nagyobb mocsarak átívelésére készülő nagyobb műtárgyak, völgyhidak alatt, ha tervezési szempontok között szerepet kapott a keresztezett ökoszisztéma egységének megőrzése. Építése akkor indokolt, ha az út nyomvonalával keresztezett értékes természeti környezet nem kerülhető el.” (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a). Ebből a leírásból is látszik, hogy itt sem minimumkövetelményeket, sem ajánlott értékeket nem lehet megadni, mert azok a megoldandó feladat függvényében változnak.

A tájhíd a felső vezetésű nagyvadátjáróhoz hasonló, ám szélességi méreteiben jóval meghaladja azt (ajánlott: minimum 80 méter). Az adott megőrzendő, átvezetendő ökoszisztéma tulajdonságai alapján változhat a megvalósítás, pl. a kívánatos talajtípus, nedvesség, fényviszonyok függvényében. Az optimális kialakítás csak az előre lefektetett természetvédelmi célok alapján határozható meg (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a).

2.4.2.5. A szükséges átjárótípus kiválasztása, és üzemeltetése

A (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a) vonatkozó szabványa az alábbi táblázat szerint határozza meg, hogy mely fajcsoportnak melyik átjáró a megfelelő (4. táblázat).

4. táblázat. Átjárótípusok alkalmassága a célcsoportok igényei szerint (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a)

Célcsoport	Típus						
	béka- átjáró	kisemlős- átjáró	Közepes termetű emlősök átjárója	Vadátjáró közút alatt	Vadátjáró közút felett	Tájátjáró	Tájhid
Hüllők/kételtűek	+	+	+	+	0	+	0
Vidra	0	+	+	+	-	+	0
Kisemlős	+	+	+	+	+	+	+
Közepes testű emlősök	0	0	+	+	+	+	+
Vaddisznó	-	0	0	+	+	+	+
Őz, muflon, dämvad	-	-	-	+	+	+	+
Gímszarvas	-	-	-	0	+	+	+

javasolt [+]; korlátozottan megfelel [0]; nem alkalmas [-]

JĘDRZEJEWSKI et al. (2009) emellett, hogy szigorúbb – főleg az alsó vezetésű vadátjáró szélességi és magassági méreteinek megszabásakor – az átjárótípusok fajcsoportok szerinti alkalmassága terén is szigorúbb kritériumokat határoz meg:

- a kételtűátjárót:
 - o alkalmatlannak tartja vidra, hód és közepes testű emlősök számára,
 - o kérdéses alkalmasságúnak tartja menyét, hermelin, és kisemlősök számára,
- a közepes termetű emlősöknek szánt átjárót alkalmatlannak tartja vaddisznó átvezetésére,
- a felső vezetésű vadátjárókat
 - o alkalmatlannak tartja vidra és kételtű fajok átvezetésére,
 - o kérdéses alkalmasságúnak tartja menyét, hermelin, és kisemlősök átvezetésére.

Az aktuális magyar előírás (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a) az alábbiakra tér ki az ökológiai átjárók üzemeltetésével kapcsolatban.

Az engedélyezési terv részeként szaktervező által jegyzett üzemeltetési tervet is kell készíteni. Az elfogadott üzemeltetési tervben foglaltak határozzák meg az üzemeltetéssel kapcsolatos feladatokat. Az üzemeltetési tervnek tartalmaznia kell a célfajt vagy cél-fajcsoportot,

az összekötni szánt élőhely típusát, az esetleges tervezett környezetátalakítást, a tervezett növényzet szükséges gondozási feladatait, és a monitorozással kapcsolatos kezelői feladatokat is.

Némely átjárótípusra a szabvány külön kitételeket tartalmaz:

- Békaátjárót: évente február 20-ig ellenőrizni, kitisztítani, javítani kell.
- Kis- és közepes termetű emlősök átjárója: évente minimum egyszeri ellenőrzés és javítás, és az átjáró növényzetének gondozása kötelező.
- Nagyvad-, tájátjáró és tájhíd esetén évente minimum kétszeri ellenőrzés, javítás szükséges különös figyelmet fordítva a közlekedősáv természetes fedőanyagára: a hiányosságokat pótolni kell.

2.4.2.6. Ökológiai átjárók helyének és gyakoriságának meghatározása

A MAÚT vonatkozó szabványa (MAGYAR.ÚTÜGYILTÁRSASÁG 2007a) elég általánosan fogalmaz az ökológiai átjárók helyének és gyakoriságának meghatározása szempontjából. Figyelembe kell venni a „mozgási folyosókat”, „hagyományos vonulási útvonalakat”, az adott célfaj „viselkedését és szokásait”, „vándorlási és migrációs utakat”, de annak pontos „hogyanja” tulajdonképpen a mindenkorli szakértőkön múlik.

SZEMETHY és HELTAI (2007) szerint a nagyvad számára alkalmas átjáró kiépítésekor a szóba jöhető helyszínek közül mindenképpen (függetlenül attól, hogy a szakértő vizsgálja-e ezt a kérdéskört vagy sem) ki kell zárni az olyan útszakaszt, ami:

- közvilágítással ellátott,
- lakott vagy ipari terület közelében van,
- pihenőhely vagy benzinkút van a közelében,
- a vad mozgását bármilyen módon akadályozza,
- vadkárra érzékeny területek vannak a közelében,
- vadak hatására érzékeny területek vannak a közelében,
- lehetőséget nyújt az orvvadászatra.

Az átjáró helyének meghatározásakor fontos szempontok:

- vonalas élőhelyi struktúrák, élőhelyek szegélyei,
- korlátozottan rendelkezésre álló ökológiai források hozzáférhetőségének fenntartása,
- védett fajok megőrzési terveiben, védett területek kezelési terveiben és a vadgazdálkodási körzettervekben megfogalmazott igények,
- vadgazdálkodási létesítmények elhelyezkedése.

JĘDRZEJEWSKI et al. (2009) a korábban említett különbségeken kívül (szigorúbb minimum-feltételek) kitér az átjárók elvárt sűrűségére is (ez a kérdéskör a magyar szabványból teljes mértékben hiányzik). Az adott célcsoport számára elvárt átjárómennyiséget a célfajok otthonterületének becsült nagysága ismeretében határozza meg. Minimum két átjárási lehetőséget tervez átlagos otthonterületenként (tehát a becsült otthonterületet szabályos körnek feltételezve két átjáró közötti minimum távolság ennek a körnek a sugara lesz). Meg kell jegyezni, hogy ez a kritérium sokkal ambiciózusabb, mint amikor az átjáró létrehozásának célja egyedül a genetikai izoláció megelőzése: olyan esetekben az elvárt átjáró-mennyiséget nem a becsült otthonterületek, hanem a metapopuláció vizsgálata alapján határozzák meg, viszont nyilván sokkal kisebb konnektivitást érnek csak el. BISSONETTE és ADAIR (2008) is az otthonterületek méretét veszi alapul a tervezendő átjárók vonal menti frekvenciájának meghatározásához, ehhez pedig, az egyszerűbb kezelhetőség érdekében hat otthonterület-kategóriába sorolja be a legtöbb (102 db) szóba jöhető fajt. JĘDRZEJEWSKI et al. (2009) is terület-kategóriákat állít fel az adott terület természetvédelmi státusza és fontossága alapján. A területen előforduló fajok és átlagos otthonterület-méretük ismeretében pedig lehetőség nyílik a legkisebb ajánlható átjárósűrűség meghatározására. Mindezt az 5. táblázat foglalja össze a 6 területkategória és az 5 célfajcsoport függvényében.

5. táblázat. Célcsoportonkénti legkisebb ajánlott átjárósűrűség az adott terület ökológiai értékétől függően JĘDRZEJEWSKI et al. (2009)

területkategória	az adott fajcsoport számára létesített (alkalmas) átjárók közötti legnagyobb megengedett távolság [km]				
	Nagyemlősök (bölény, jávorszarvas, gímszarvas, barnamedve, farkas)	közepes testű kérődzők (őz, vaddisznó)	Közepes és kistestű emlősök (borz, róka, nyest, hermelin, menyét, rágesálók, rovarrevők)	vízkedvelő fajok (vidra, görény félék, hód)	kételtűiek
Nemzetközi vagy nemzeti jelentőségű ökológiai folyosók, n. parkok, tvédelmi területek és környezetük	1-2	1	0,5	-	Mindegyik terület kategória esetén: tömeges vándorlások helyszínein 50 m. Minden egyéb nedves élőhely esetében 100-500 m.
Tájvédelmi körzetek, Natura 2000 területek	2-3	1	0,5	-	
nagy kiterjedésű erdőszűlt terület	3	1	0,5	-	
Árterek, vizes élőhelyek, víztározók és vízfolyások környéke	1-3	1	0,5	1	
erdő-mező mozaik	4-6	2,3	0,5	-	
beépített környezet	-	-	1	-	

JĘDRZEJEWSKI et al. (2009) az út áteresztőképességét az úthossz %-ában adja meg, a következők alapján. Amennyiben egy átjáró a célfaj igényeinek megfelel, akkor az átjáró felszíne (szélessége) teljesen áteresztő az adott faj szempontjából. A célfajnak megfelelő átjárók összes szélességének a barrier (út) teljes hosszához viszonyított (százalékos) aránya adja meg az adott akadály (út) áteresztőképességét az adott faj számára.

2.4.3. Vonalas létesítmény, mint élőhelyi akadály áteresztőképessége: átjárók használatának vizsgálata

Egy átjáró használatba vételére nem csak az van hatással, hogy az adott célpopuláció szempontjából megfelelő-e a kialakítása, hanem pl. az átjáró elhelyezése, emberi jelenlét (zavarás), stb. is. Tehát az elkészült beruházás sikerességét és azt, hogy vajon célját betölti-e, vizsgálni kell. Egy másik érv az átjáróhasználat vizsgálata mellett az, hogy a beruházás másodlagos hatásaként sokan (főleg ahol nem a teljes útszakaszt övezik védőkerítéssel) elvárják a vadeltetések gyakoriságának csökkenését is.

Az átjárók használatát befolyásolhatják szezonális tényezők, a vegetáció, az átjáró kialakítása, az átjárót használó egyéb fajok (ember is!) aktivitására adott reakció és ragadozók jelenléte is (ASCENSÃO és MIRA 2007, BOND és JONES 2008, GEORGII et al. 2011, GRILO et al. 2008, MATA et al. 2009). CLEVINGER és WALTHO (2000) hangsúlyozza, hogy a legjobban megépített átjáró is haszontalanná válhat emberi zavarás következtében. CLEVINGER et al. (2009) kiemeli, hogy a megszokás nagymértékben fokozhatja egy átjáró használatát: az albertai Banff-i Nemzeti Parkban a Trans-Canada-Highway (TCH) élőhelyi folyosóin végzett évtizedes monitoring adatai szerint a grizzly esetében az 1996. évben csak 7 átkelést regisztráltak, míg tíz évvel később már több mint 100-at.

Az átjáró használatának intenzitása önmagában viszont még nem siker: a kérdés, hogy a genetikai izoláció elkerülésére elegendő-e ez a számú átkelő egyed (CORLATTI et al. 2009).

2.4.4. Az állateltetésekhez kapcsolódó negatív hatások csökkentése

Habár az állateltetésekhez kapcsolódó negatív hatásokat (faunaveszteség, egészségkárosítás és életveszély, anyagi kár, gazdasági kár, eszmei kár) külön-külön, célzottan is meg lehet próbálni enyhíteni, a legkézenfekvőbb a vadeltetések gyakoriságának hatékony csökkentésére törekedni. Ehhez az alábbi részfeladatok megvalósítására van szükség.

Az első a probléma nagyságrendjének felmérése, leírása, mint például HELL et al. (2005) szlovákiai vagy GRYZ és KRAUZE (2008) lengyelországi munkájában.

Második lépés a vadelütések mint a konfliktus közvetlen „indikátorának” időbeli (BARTHELMESS és BROOKS 2010, DAVIES et al. 1987, GRILO et al. 2009, PUTMAN 1997, ROWDEN et al. 2008) és térbeli (BRUINDERINK és HAZEBROEK 1996, CARVALHO és MIRA 2011, COELHO et al. 2008, COLINO-RABANAL et al. 2011, GRILO et al. 2009) sűrűsödéseinek meghatározása.

Amennyiben igazolást nyer, hogy az elütési gyakoriságok sűrűsödési mintázata a véletlennel nem magyarázható, a jelenség mögött húzódó magyarázó változókat, és hatásnagyságukat kell megismerni. A változók lehetnek a környező tájjal, élőhelyi adottságokkal, az adott fajjal-fajokkal, azok helyi populációsűrűségeivel, az út típusával, az út vonalvezetésével, a forgalom változásaival, a védőkerítéssel, az időjárással, ökológiai átjárókkal, emberi aktivitással, stb. kapcsolatosak (CARVALHO és MIRA 2011, CLEVINGER et al. 2003, COELHO et al. 2008, COLINO-RABANAL et al. 2011, GRILO et al. 2011, GRILO et al. 2009, HURLEY et al. 2009, MALO et al. 2004, MCCOLLISTER és VAN MANEN 2010, ORLOWSKI 2008, PERIS és MORALES 2004, PUTMAN 1997, RODRÍGUEZ és DELIBES 2004, SEILER 2005, SMITH-PATTEN és PATTEN 2008, TAYLOR et al. 2002, VAN LANGEVELDE et al. 2009). Egyes tanulmányok elméleti megközelítésből igyekeznek meghatározó változókat azonosítani (FORD és FAHRIG 2007, JAARSMA et al. 2006).

Az azonosított változók segítségével modellek építése válik lehetségessé, amit meglévő útszakaszokon az elütésgyakoriságot célzó beavatkozások pontos megtervezéséhez, illetve meg nem épült utak esetében a várható konfliktus nagyságrendjének becsléséhez lehet felhasználni (GUNSON et al. 2012, GUNSON et al. 2011, MALO et al. 2004, RAMP et al. 2005, SEILER 2005).

A vadelütési gyakoriságok vizsgálati eredményeinek további felhasználására is irányulnak próbálkozások: BAKER et al. (2004) vizsgálja, hogy az elütési adatok szolgálhatnak-e valahogyan a helyi rókapopuláció sűrűségének becslésére.

Részben a fenti vizsgálatok eredményének fényében, és részben egyszerű hipotéziseket vizsgálva, a vadelütések gyakoriságának csökkentésére számos módszer látott már napvilágot, és sokféle eszközt próbáltak alkalmazni:

- aktív és passzív figyelemfelkeltő jelek és sebességkorlátozás (FORMAN et al. 2003, POJAR et al. 1975),
- védőkerítés (FORMAN et al. 2003, MCCOLLISTER és VAN MANEN 2010),
- riasztó fények, hangok és fényvisszaverők (D'ANGELO et al. 2006, EDGAR et al. 2007, NELSON et al. 2006, PUTMAN 1997, STOLARSKI 2007, VERCAUTEREN et al. 2006, WARD et al. 2008),

- vadátjárók (az úttal egy szintben, továbbá aluljárók és felüljárók) (CLEVENGER és WALTHO 2000, FORMAN et al. 2003),
- útszegély kezelése (FORMAN és LAUREN 1998, GRILO et al. 2009, ORLOWSKI 2008, PUTMAN 1997, REA et al. 2010),
- a helyi vadállomány méretének szabályozása (SULLIVAN és MESSMER 2003).

Habár egymagában egyik módszer sem garantálja a vadelőtések teljes megszűnését, a leghatékonyabb (és egyik legköltségesebb) a védőkerítés alkalmazása (FORMAN et al. 2003, HEDLUND et al. 2004, MAGNUS 2006, POKORNY 2006). Sőt, BRUINDERINK és HAZEBROEK (1996) szerint igazából a kerítés az egyetlen bizonyítottan hatékony módszer. Hatékonyságát azonban esetleges hibái és rongáltsága nagyban befolyásolhatja. Ilyenek lehetnek a rosszul megválasztott műszaki paraméterek (túl nagy lyukméret, túl alacsony kerítés, nem csúszásmentes csomózású kerítés, fonat talajba süllyesztésének hiánya), a kivitelezés elégtelen minősége (a fonat talajba süllyesztésének hibái, kerítés-csatlakozások kialakításának hibái, töltések, átereszek hiányos erózióvédelme), a kerítés rongáltsága (fonat kitágítása, fonat átvágása), de akár a kerítés berendezésének hibás használata miatti időleges funkciókiesések (pl. nyitva hagyott szervizkapu) (COLINO-RABANAL et al. 2011, MARKOLT et al. 2009a, MARKOLT et al. 2009b, MCCOLLISTER és VAN MANEN 2010).

A magyar gyorsforgalmi utak mentén a jelentős forgalom és a nagy sebesség miatt az érvényben lévő előírások szerint a teljes hosszban vadvédelmi kerítés építése szükséges. A védőkerítések pontos alkalmazásáról a Magyar Útügyi Társaság ÚT 2-1.305:2007 számú útügyi műszaki előírása (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007b) dönt, mely rögzíti továbbá a kerítés részeinek (tartóoszlopok, védőháló, kapu, árokrács) lehetséges paramétereit és azoknak a célfaj kizárásához való igazítását. A hagyományos élőhely-védelmi kerítés oszlopokra erősített drótháló.

Védőkerítés alkalmazása esetén gondoskodni kell az esetlegesen bejutott egyedek kijuttatásáról is, ugyanis a kerítésen belül rekedt egyed fokozott kockázatot jelent. A kijuttatás speciális menekülőkapukkal, rámpákkal (COLINO-RABANAL et al. 2011, FORMAN et al. 2003, IUPELL et al. 2003) lehetséges.

Jóllehet, nagyon hatékonyan csökkenti az elütések gyakoriságát, a védőkerítés egyedüli módszerként alkalmazva – pont ennek a hatékonyságnak köszönhetően – viszont nagyon nagy mértékben csökkenti a vonalas létesítmény ökológiai áteresztőképességét is. Tehát növeli az út akadályhatását és a két oldal elszigeteltségét, így pedig jelentősen erősíti az út élőhelyet feldaraboló hatását (JAEGER és FAHRIG 2004).

2.4.5. Integrált megközelítés: egyszerre csökkenteni az elütéseket és orvosolni az élőhely feldarabolódottságát

Az utakhoz kapcsolható, eddig tárgyalt negatív hatások mechanizmusuk szerint két fő csoportra oszthatók. Egyik csoport az élőhely-feldarabolódáshoz kapcsolódó negatív hatások, a másik pedig az elütésekhez kapcsolódó negatív hatások. Az előző fejezetekben láttuk, hogy a két csoport negatív hatásainak csökkentésére különféle módszerek állnak rendelkezésre. Némely módszer csak egyik vagy másik csoportban hatékony, sőt van olyan is, amely egyik csoport hatásainak csökkentését a másik csoport rovására érheti csak el. Mindazonáltal előfordulnak olyan módszerek, módszerkombinációk is, melyek mindkét csoportban egyszerre érhetnek el javulást.

A vonalas létesítmények negatív hatásainak csökkentésére azok a beavatkozások (módszerkombinációk) ajánlhatóak, amelyek az állatelütések számának radikális csökkentése mellett az út által okozott élőhely-feldarabolódást minimalizálni tudják. Ebben az integrált megközelítésben az egyes módszerek kombinálásával az útról való **kizárás**, az ennek ellenére **bejutott egyedek kijuttatása**, és általánosságban az **út áteresztőképességének növelése** egyszerre valósulhat meg (BRUINDERINK és HAZEBROEK 1996, CLEVINGER és WALTHO 2000, HEDLUND et al. 2004, KENNETH DODD JR et al. 2004, MARKOLT et al. 2010a, MATA et al. 2008, PUTMAN 1997, WOLTZ et al. 2008). Általánosan kijelenthető, hogy a megfelelő védőkerítés és megfelelő ökológiai átjáró együttes használata biztosan csökkenti az elütések gyakoriságát, és növeli az elválasztott élőhelyek közötti konnektivitást (FORMAN et al. 2003, GEORGII et al. 2011, IUPELL et al. 2003, MCCOLLISTER és VAN MANEN 2010). KLEIST et al. (2007) munkájában az aluljáró még kerítés nélkül is csökkentette a vad-elütések gyakoriságát. GRILO et al. (2009) viszont egyes fajok esetében pont az átjárók közelében talált magasabb elütési gyakoriságot. Ezért az átjárók közelében lévő, az adott faj szempontjából kiemelkedő élőhelyeket tartják felelősnek.

Az ökológiai átjárókról rendelkező aktuális magyar útügyi műszaki előírás (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a) is előírja ezt a fajta megközelítést: *„Ökológiai átjárók tervezése során meg kell tervezni az állatok távoltartását, terelését, átvezetését, sőt az útpályára bekerült egyedek kijuttatását is....”*. Az útügyi műszaki előírás egyébként *„az országos közutak kezelői számára – a közhasznú tevékenység ellátására kötött szerződés szerint – mind megrendelőként, mind saját tevékenységükre nézve, kötelező”* (MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG 2007a).

2.4.6. Hazai helyzet

2000-től felgyorsult a hazai gyorsforgalmi úthálózat bővítése, ami miatt a 2000-es évek végére – a szaporodó konfliktusok miatt – mind közlekedésbiztonsági, mind pedig ökológiai szempontból is a témára terelődött a figyelem (nem is csak itthon, ekkorra tehető az IENE COST 341 projectje is (TROCMÉ et al. 2002)).

2007-ben kezdtem esettanulmány jellegű munkámat, mely gyorsforgalmi úthoz tartozó többcélú átjárók ökológiai használhatóságát és védőkerítések szerepét, hasznát vizsgálta (MARKOLT et al. 2009a). Az IENE 2010-es konferenciáján vadelütések tér- és időbeli mintázatáról tartottam előadást, melyben már az M3-as autópályára elütési kockázat-térképet készítettem több térbeli felbontással (MARKOLT et al. 2010c).

Időközben világossá vált, hogy az aktuális beruházásokhoz készített szakértői vélemények és az esettanulmány jellegű alkalmi vizsgálatok nem biztosítanak elégséges háttérrel a konfliktus kezeléséhez. Egyértelműen megjelent az igény országos szintű vizsgálatokra. Az első ilyen összefoglaló munka (MARKOLT et al. 2010b) a hazai autópályák ökológiai hatását az állatelütéseken keresztül közelíti meg.

2009-2010 táján két nagy pályázatot is kiírtak – szintén az országos érvényességű kutatás igényével: az egyiket vadelütések, a másikat pedig ökológiai átjárók vizsgálatára. A vadelütés vizsgálatot végző Útökológiai Munkacsoport (ELTE) a projekt lezárulta után eredményeit tudományos folyóiratcikkben összefoglalva is publikálta (CSERKÉSZ et al. 2013), míg az átjáró vizsgálat eredményei tudományos közlés formájában tudomásom szerint nem állnak rendelkezésre. Saját eredményeimet, és azoknak a többek között itt említett hazai kutatásokkal való összehasonlítását az eredmények és a következtetések fejezetekben mutatom be.

3. Anyag és módszer

3.1. Vizsgálati terület: Magyarország gyorsforgalmi útjai

Vizsgálati területünket az *állapotfelvételhez* a 2000 és 2011 között részben vagy egészben forgalmat bonyolító magyarországi autópályák adták.

- **M0**: A főváros körüli gyűrűt jelenti. Jelenleg majdnem 80 km van belőle használatban, tervezett teljes hossza pedig 108 km.
- **M1**: Bécs és Budapest összekötését teszi lehetővé, egyben a IV. számú Helsinki folyosó, valamint az E60 transzeurópai út alkotóeleme. Egyike a legrégebb gyorsforgalmi útvonalainknak.
- **M2**: jelenleg mindössze fél pályán, Budapest és Vác között készült el. A szakasz egyelőre még csak gyorsforgalmi út státuszú.
- **M3**: kelet felé haladva Nyíregyházával és az északkeleti országrésszel köti össze Budapestet. Az autópálya az V. számmal megjelölt Velence–Trieszt–Ljubljana–Maribor–Budapest–Ungvár–Lviv–Kijev irányú páneurópai közlekedési folyosó része, ezért fontos kelet-nyugati tranzitszerepet tölt be az áruszállításban. Az autópálya a magyar úthálózat egyik fontos üdőere, a délnyugat-északkeleti átlós irányú fő közlekedési vonal Budapesttől keletre eső részét alkotja. Ukrajnán keresztül Kelet-Európa, Szlovákián keresztül pedig Észak-Európa országai felé teremt gyorsforgalmi közúti kapcsolatot. Jelenleg Budapest és Ór között üzemel 2×2 forgalmi sávval és 1-1 leállósávval. Fontos leágazásai az M30-as Miskolc, illetve az M35-ös Debrecen felé.
- **M4**: Eddig elkészült szakaszai egyelőre a 4-es főút nevet viselik (29 km).
- **M5**: Az M5 autópálya Budapestről délkelet felé haladva Kecskemétet, Szegedet (valamint a röszkei határátkelőt) kapcsolja össze a fővárossal. Ez volt Magyarországon a harmadik autópálya, amely elérte az országhatárt.
- **M6**: a Duna jobb partján déli irányban haladva kapcsolatot teremt Budapest és a déli Baranya megye székhelye, Pécs között. A sztráda Bólynál Pécs irányába indul, M60-as autópálya néven.
- **M7**: délnyugat felé haladva Budapestet köti össze Letenyével. Az autópálya az alábbi városok mentén halad: Érd, Székesfehérvár, Siófok, Nagykanizsa. Az M7-es autópálya részét képezi az V. számú helsinki folyosónak, melynek az a célja, hogy az Adriai-tenger kikötői és a kelet-európai országok között létesítsen közúti kapcsolatot. Az M7-es autópálya Letenyétől nyugatra a 232. kilométerszelvényénél kettéágazik, az M7-es ágon a horvát, míg az M70-es ágon a szlovén határig utazhatunk.
- **M8**: a jelenleg megépült majd 35km 8-as főútként bonyolít forgalmat.

- **M9:** Jelenleg még csak két rövid szakasz készült (részben, egyelőre csak 2x1 sávós autópályaként) el: egyik a 6-os főutat köti össze az 51-es főúttal, és magába foglalja a szekszárdi Szent László Duna-hidat, míg a másik elkészült szakasza pedig maga a Kaposvárt elkerülő út.
- **M15:** Az M15-ös autópályát az M1-es autópályával és a rajkai szlovák határ közötti jelenleg 2x1 sávós félautópályaként üzemel.
- **M19:** az M1-es autópályával egy korábbi nyomvonalának módosítása után maradt, az 1-es főúthoz Győrtől északra csatlakozik, és köti össze azt az M1-es autópályával. Felhagyott félautópályaként 19 számú főútként üzemelt, majd 2007-ben újból autópályai jelzést kapott M19 jelöléssel.
- **M30:** az M3-as autópályát Miskolccal összekötő gyorsforgalmi út (28 km).
- **M31:** a Budapest elkerülését segítő M0 körgyűrű kiegészítő szakasza (12 km).
- **M35:** az M3-as autópályát Debrecennel összekötő szakasz (44 km).
- **M43:** az M5-ös autópályától Makóig tart (34,6 km).
- **M60:** az M6-ból ágazik ki Bólynál és három csomópont valamint 30,2 km megtétele után Pécsig tart.
- **M70:** az M7-es A5-ös autópályára felé - Szlovénia irányába tartó szakaszának leágazása. Az M70-es révén a szlovén határig lehet eljutni anélkül, hogy belépni Horvátország területére.

A további vizsgálatok nem terjedtek ki minden egyes autópályának teljes hosszára. Tehát az állapotfelvétel a teljesség igényével zajlott, a további kutatások pedig az adott vizsgálati kérdésfeltevés módszertani követelményei szerint megválasztott szakaszok adatait vizsgálták: jellemzően az M1-es, M3-as, és M7-es (mint legrégebbi építésű, legnagyobb hosszúságú, és közös kezelésben lévő) autópályák szegmenseiből leválogatva (bővebben ld. az adatok elemzése fejezetben).

3.2. Adatok

Állati-tetem nyilvántartás

Az Állami Autópálya Kezelő Zrt-től (továbbiakban ÁAK) kapott, Magyarország gyorsforgalmi útjaira vonatkozó elhullott-állat adatbázisra támaszkodtam. A 2000. év elejéig visszamenőleg a kapott adatbázis a következő információkat foglalja magában az adott tetem vonatkozásában:

- a megtalálás helye szerinti út száma,
- a megtalálás helye (km-szelvény intervallum),
- pálya (bal vagy jobb),
- sáv (padka, leálló-, lassító-, haladó1-, haladó2-, haladó3-, haladó4-, gyorsító- és elválasztó sáv),
- faj, mennyiség (db egyed),
- dátum (év, hónap, nap, óra, perc),
- az út neve
- adott útszakasz esetében felelős autópálya-mérnökség neve.

Az adatbázis tartalmazza a gyorsforgalmi utak fel- és lehajtóin regisztrált tetemek adatait is. Az autópályák területén talált tetemeket vadgázolás 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 találunk).

Vadbaleseti nyilvántartáshoz szintén az ÁAK-n keresztül jutottam egy „rendőrségi” statisztika formájában, mely a vizsgálati területen történt vadelütéses 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 tetem-nyilvántartás esetében nem mondható el.

Autópálya-nyomvonalak térképei, idősoros attributív adatok

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.

3.3. Adatok elemzése, vizsgálati módszerek

3.3.1. A tetemnyilvántartás előkészítése

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 állati-tetem 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 molnár-görény (*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).

3.3.2. Idő- és térbeli tetemgyakoriság-eloszlások vizsgálata térinformatikai módszerek használata nélkül

Az időbeli eloszlások vizsgálatához (egy-egy hónapok átlagos vadelütés-számainak 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.

Két megközelítésben vizsgáltam a vadátjáró jelenlétének és a becsült sűrűségnek hatását 4 faj (őz, vaddisznó, borz, róka) tetemszám-gyakoriságra (MARKOLT et al. 2012c). 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 régire. 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 elütés-gyakoriságot, 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.

Az előzőekben foglalt második megközelítés változóit 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.

3.3.3. A vadelőtések térbeli mintázatára ható tényezők vizsgálata térinformatikai elemzés segítségével

A tetemnyilvántartás térinformatikai környezetbe helyezését az alábbi lépésekben végeztem:

- Adatbázisok tisztítása, előkészítése (ESRI Arc Map Model builder)
- A tetemtáblázat és az OKA-attributív adatok összehangolása (ESRI Arc Map Model builder)
- A tetemadatok és az OKA-attributív adatainak idősoros útvonalfedvényekre helyezése (ESRI ArcMap Linear Referencing Tools)
- 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 őztetemek térbeli eloszlásmintázatának vizsgálatokor rendre 1000-1000-700 mintapontot osztottam el az M3, M7 és M1 autópályákon 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.

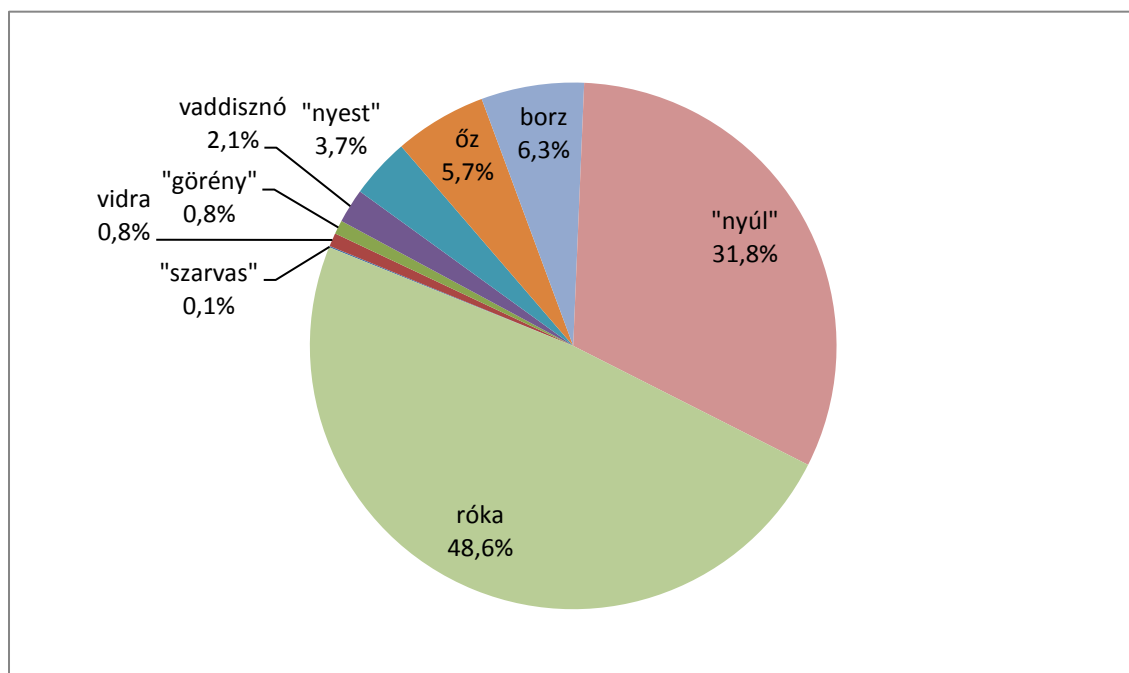
4. Eredmények

4.1. A magyarországi gyorsforgalmi utak vadeltűtési adatainak általános értékelése

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: 1507,0 db).

4.1.1. Fajösszetétel

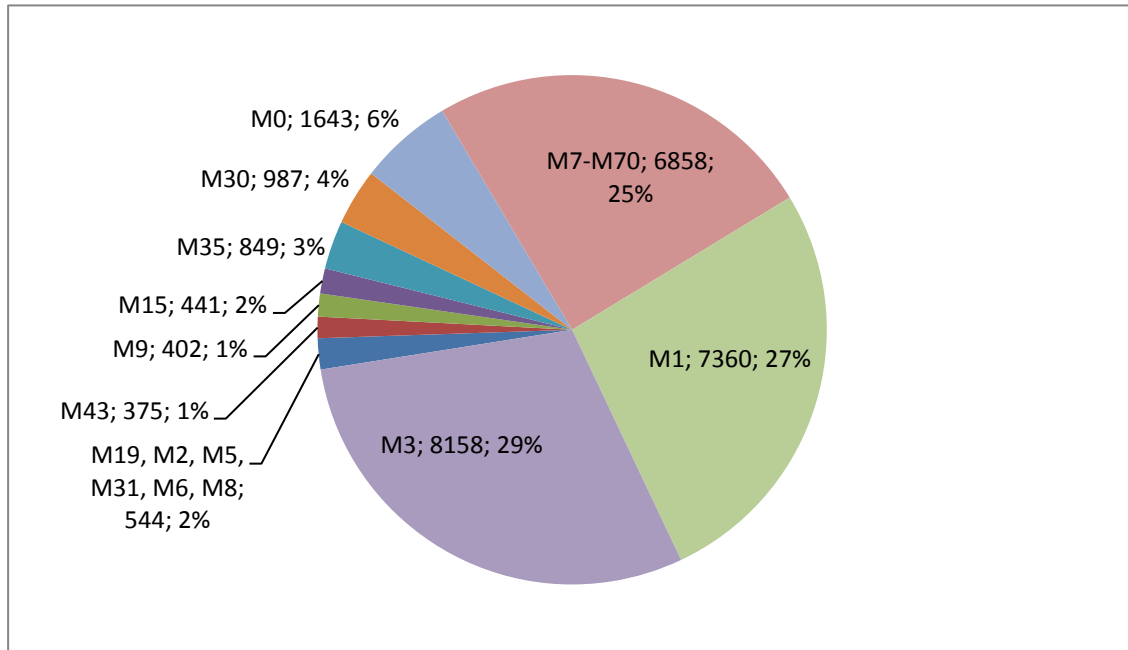
Az említett kilenc kategóriából („vadtetemek”) a tetemek több mint 80%-a a nyúl és a róka kategóriákból kerül ki. Csak ez évente majdnem tízezer elűtést jelent. A borz, és az őz még 5% feletti részaránnyal bírnak, a maradék 5 csoportból kiemelendő a vaddisznó (nagy testtömege miatt, amely a közlekedés biztonságára nagyobb kockázati tényező) mely az összes tetem 2,1%-át teszi ki. A vizsgálati idő alatt mindössze 10 vidratetemet regisztráltak, a „szarvas” kategória pedig nagyon ritka, alkalmoszerű gyakoriságot mutat (0,1%, 10 eset). 4. ábra.



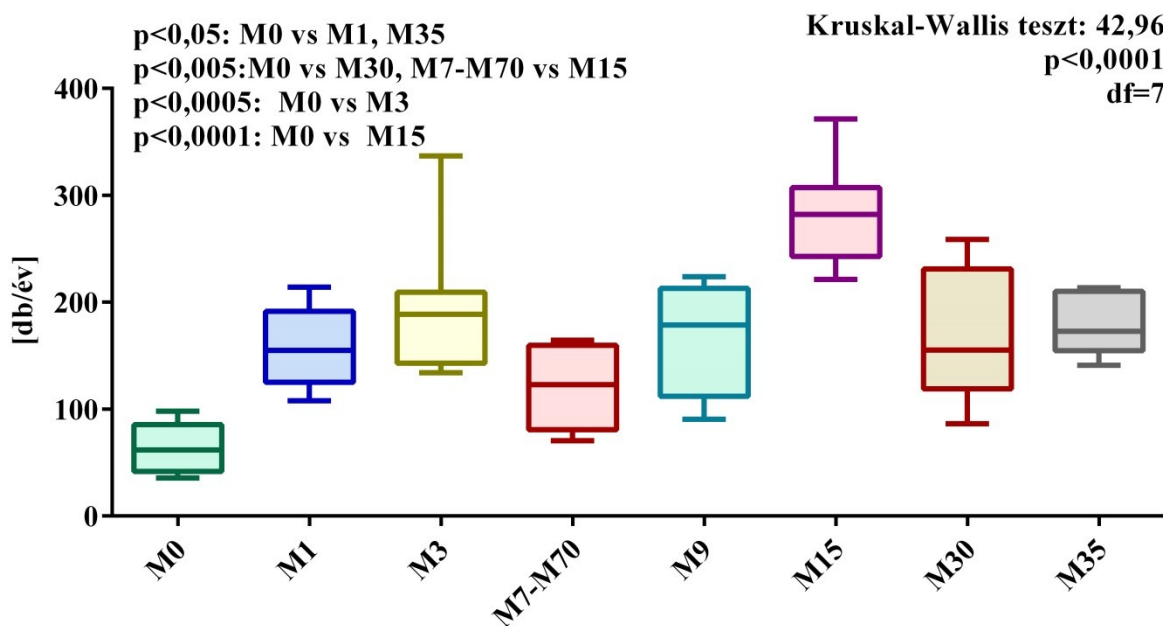
4. ábra. Magyar gyorsforgalmi utakon regisztrált vadtetemek faj(csoportonkénti) megoszlása (2000-2011, n=12146)

4.1.2. Utak megoszlása

Az elütések 82,1%-a a három nagy autópályánk valamelyikéhez (M1, M3, M7) köthető (5. ábra) (az M5 autópályának csak a bevezető szakasza szerepel a vizsgálatban, ugyanis a fennmaradó része nem az ÁAK kezelésében van). Elütési gyakoriság szerint a 6. ábra szemlélteti – az ebből a szempontból – fontosabb magyarországi gyorsforgalmi utakat.



5. ábra. Magyarországon regisztrált vadtetemek megoszlása gyorsforgalmi utak szerint (2000-2011, n=12146)

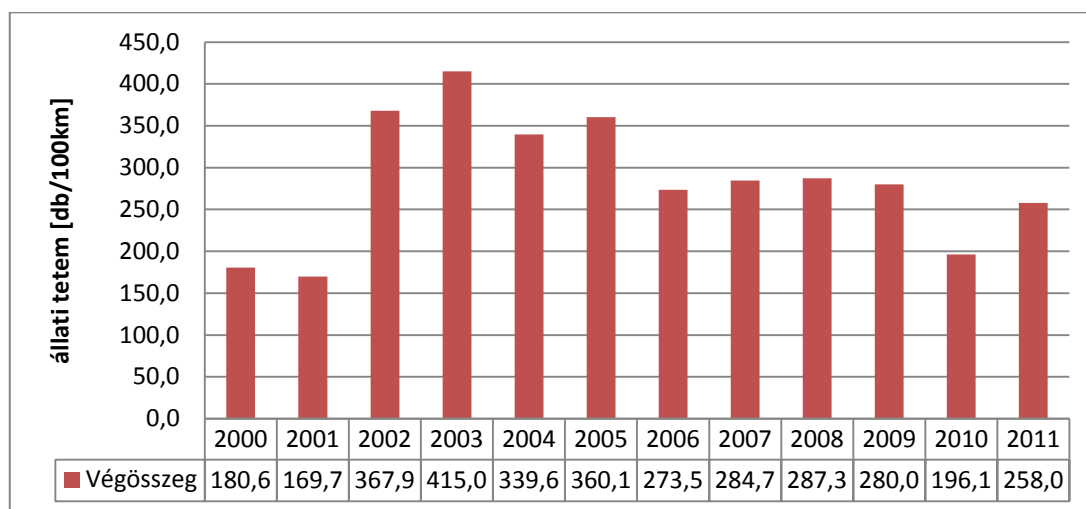


6. ábra. Jelentősebb magyar gyorsforgalmi utak évenkénti relatív vadelütési gyakorisága (2000-2011, n=10805; db/100km)

4.2. Időbeli mintázatok

4.2.1. Éves és éveken átívelő trend

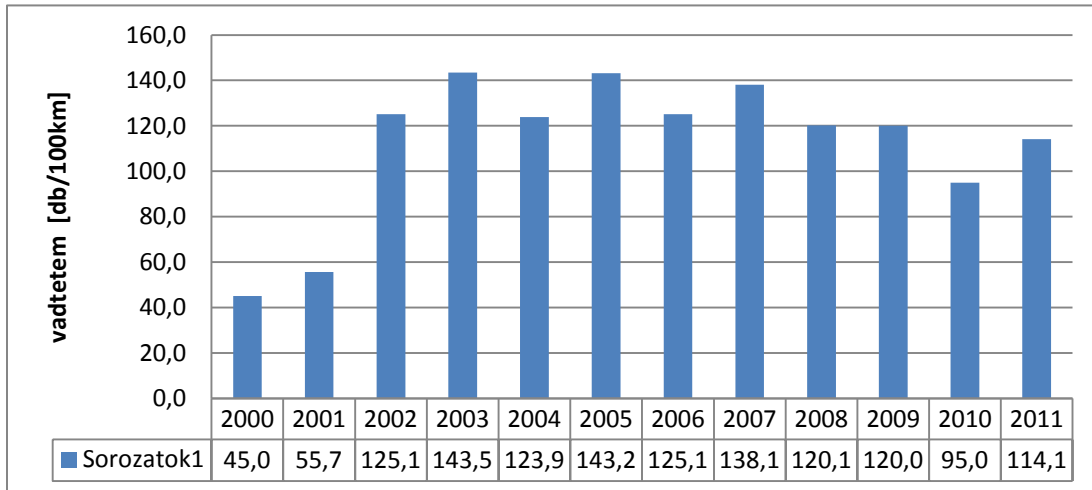
A magyar gyorsforgalmi utakon elütött állatok száma 2000 óta tendenciaszerűen növekszik, 2008-ra a 2000. évi háromszorosára emelkedett. Ez a mértékű növekedés nagyban köszönhető a gyorsforgalmi infrastruktúra-hálózat bővülésének, mely 2000-ben még csak nem egész 600 km, de 2011-re már több mint 1300 km hosszúságú volt összesen. Nem mutat tehát ennyire egyértelmű tendenciaszerű növekedést a pálya menti elhullások száma, ha azt az úthosszhoz viszonyítjuk. Sőt, pontosabban fogalmazva az egységnyi útra eső elütések száma a 2003-as csúcs óta enyhén csökkenő tendenciát mutat (7. ábra). (Mivel az adathalmaz a 2004. év április, május és június hónapjaira nem tartalmaz adatokat, a trendet vizsgálva a hiányzó adatok helyére a havi átlagot helyettesítem be) 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.



7. ábra. Évenkénti relatív állatelütési gyakoriság a magyarországi gyorsforgalmi utakon [db/100km]

Ha azonban csak a vad-elütéseket vizsgáljuk (a fent felsorolt 9 csoporttal) akkor azok közül 2000. év elejétől 2011. év végéig 12146 db (évente átlagosan 1012 ± 426 db-ot; minimum: 257 db; maximum: 1507 db) regisztráltak. Minthogy az adathalmaz a 2004. év április, május és június hónapjaira nem tartalmaz adatokat, és ezért ezekre az időszakokra a havonkénti átlagnak megfelelő elütésszámot feltételeztem (rendre 109,5; 92,9; és 73), ilyen módon az éves átlag $1035 \pm 410,0$ -re emelkedik (mintegy 2,3%-os különbség).

2000 és 2011 között a vadelőtések száma majdnem ötszörösére nőtt (257-ről 1337-re), de az úthosszhoz viszonyítva ez a tendencia itt is elmosódik. Habár a 2000-es 45,0 db/100km és 2011-es 115,1 db/100km között több mint 2,5-szeres növekedés tapasztalható, szó sincs folytonos növekedésről. 2000-től 2003-ig meredek növekedés volt jellemző 143,5 db/100km csúccsal. 2003 óta azonban a vadelőtések relatív gyakorisága csökkenni látszik (8. ábra).



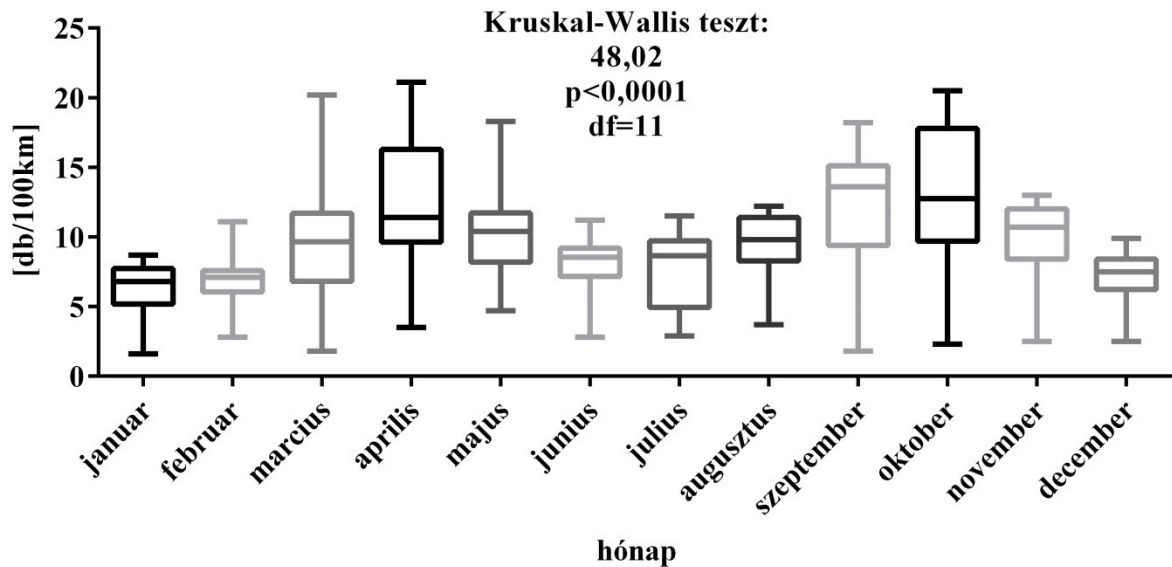
8. ábra. Évenkénti relatív vadelőtési gyakoriság a magyarországi gyorsforgalmi utakon [db/100km]

4.2.2. Szezonális és havi mintázatok

Az összes vadeltetés együttes időbeli vizsgálata kétszűcsű mintázatot mutat egy tavaszi és egy őszi hullámheggyel, valamint nyári és téli hullámvölgyekkel. Statisztikailag igazolhatóan több tetem „keletkezik” (9. ábra):

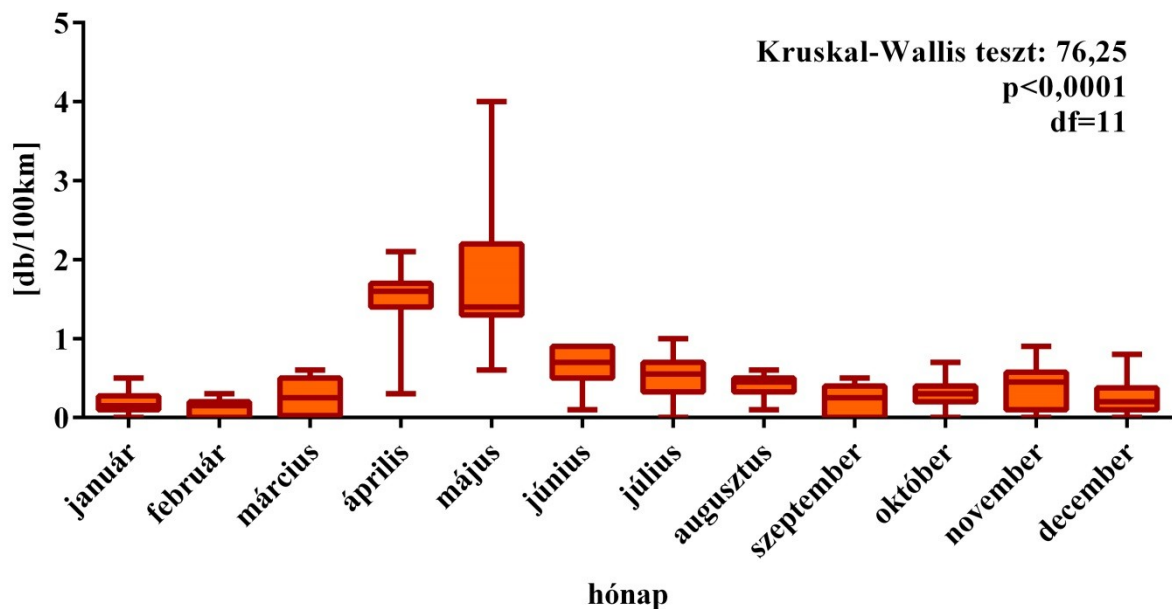
- áprilisban ($p < 0,01$), szeptemberben ($p < 0,01$) és októberben ($p < 0,001$) januárhoz képest,
- áprilisban ($p < 0,05$), szeptemberben ($p < 0,05$), és októberben ($p < 0,01$) februárhoz képest, valamint
- októberben decemberhez képest ($p < 0,05$).

Az előbbi általános trendet több vadfaj együttes mintázata adja ki. Külön-külön is vizsgáltam e fajok vadelőtési gyakoriságának szezonális mintázatait, mely látványos különbségekre világított rá.



9. ábra. Az egyes hónapok átlagos vadelütési gyakorisága 100 km gyorsforgalmi útra vetítve (2000-2011, n=12146)

Őz esetében a januári és februári mélypontról márciusi enyhe emelkedéssel áprilisi-májusi csúcspontra ér a vadelütések gyakorisága. Júniustól augusztusig határozottan csökken, és szeptembertől az év végéig alacsony szinten marad (10. ábra).

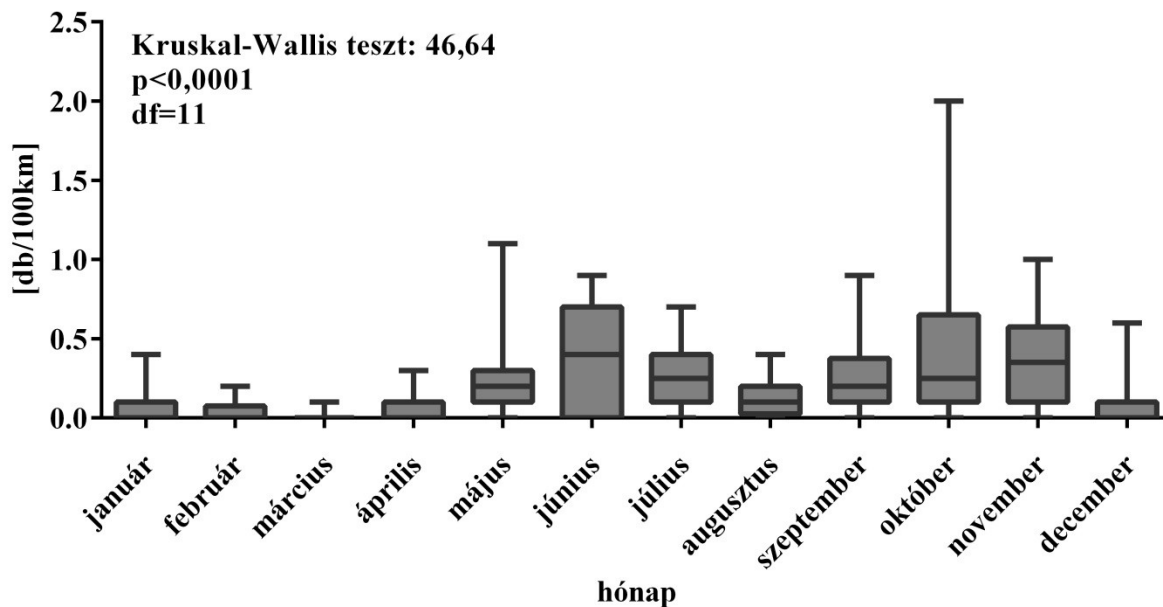


10. ábra. Az egyes hónapok átlagos őzelütési gyakorisága 100 km gyorsforgalmi útra vetítve (2000-2011, n=689)

A statisztikailag igazolható különbségek pontos listáját (özre és a többi fajra egyaránt) a függelék tartalmazza, de legfontosabbakat itt, alább is összefoglalom.

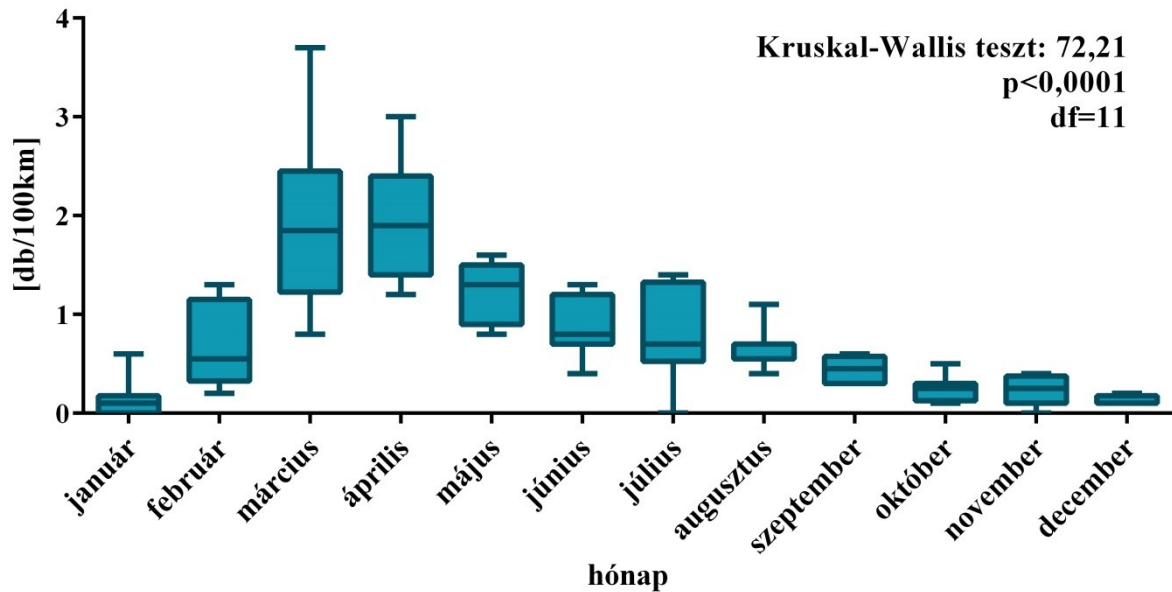
- Januárban és februárban az áprilisihoz, a májusihoz valamint a júniusihoz képest alacsonyabb az elütések gyakorisága.
- Április és május hónapoknál márciusban, szeptemberben, októberben, és decemberben is szignifikánsan kevesebb özelütést találtam.
- Májushoz képest november is igazolhatóan kevesebb elütést hozott.

Vaddisznó esetében is találtam statisztikailag igazolható különbségeket némely hónapok elütésgyakoriságai között (11. ábra). Márciushoz képest szignifikánsan több elütést tapasztaltam júniusban és júliusban ($p < 0,05$) valamint októberben és novemberben ($p < 0,01$).



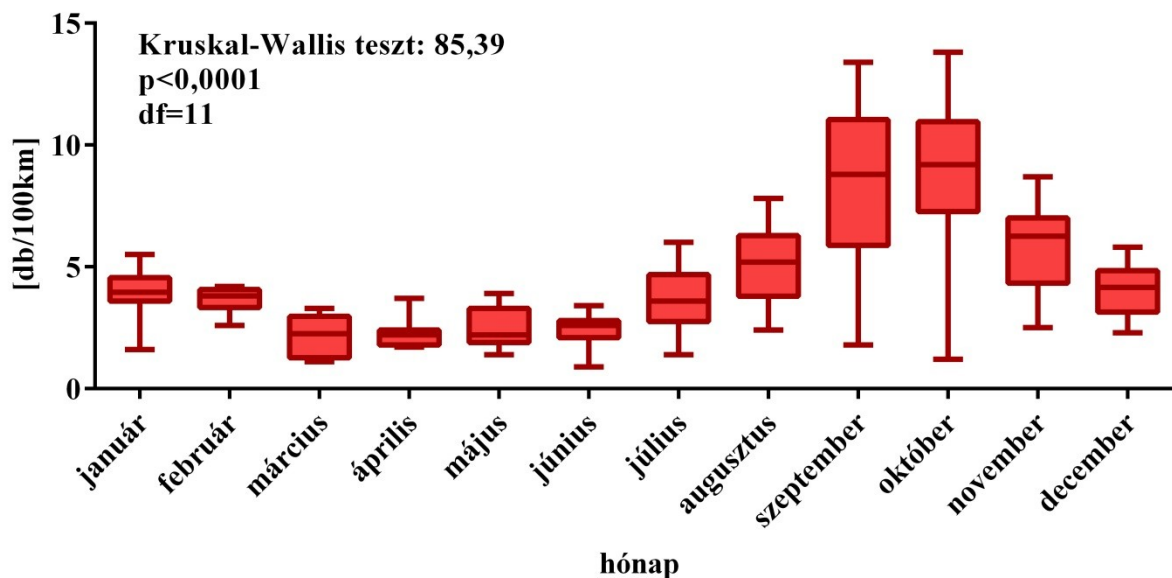
11. ábra. Az egyes hónapok átlagos vaddisznó-elütési gyakorisága 100 km gyorsforgalmi útra vetítve (2000-2011, n=265)

Borzelütésből a december-januári mélypontról február elteltével az elütésgyakoriság a csúcsra ugrik, és március-áprilisi tetőzéssel májustól októberig tartó folyamatos csökkenésbe fordul (12. ábra). A márciusi, áprilisi és májusi adatok az októberitől, a novemberitől és a decemberitől is statisztikailag jól elkülöníthetők.



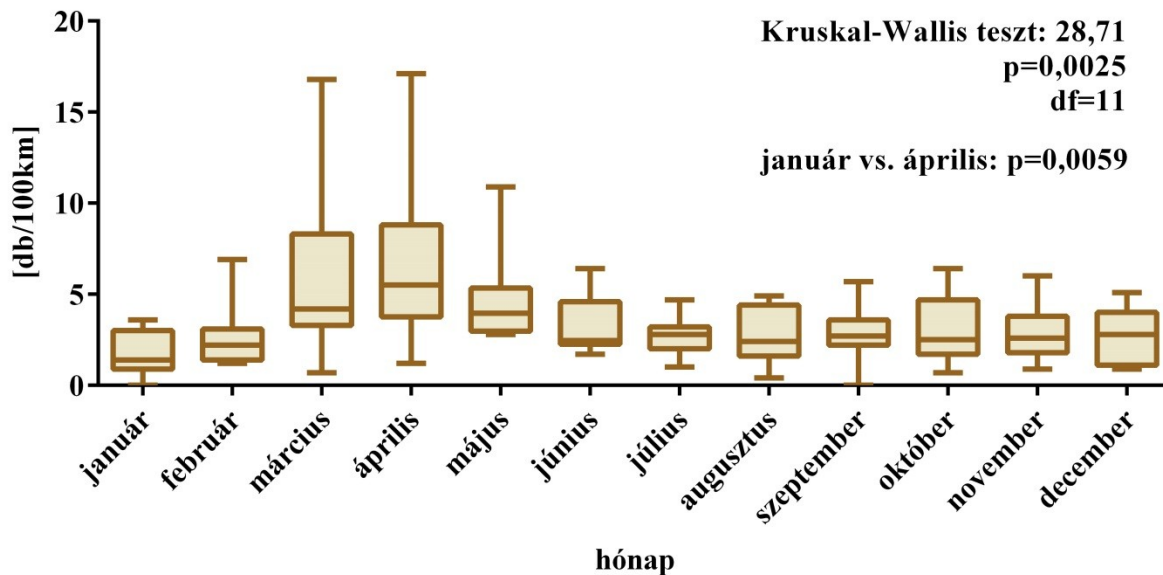
12. ábra. Az egyes hónapok átlagos borzelületési gyakorisága 100 km gyorsforgalmi útra vetítve (2000-2011, n=767)

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 (13. ábra).



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

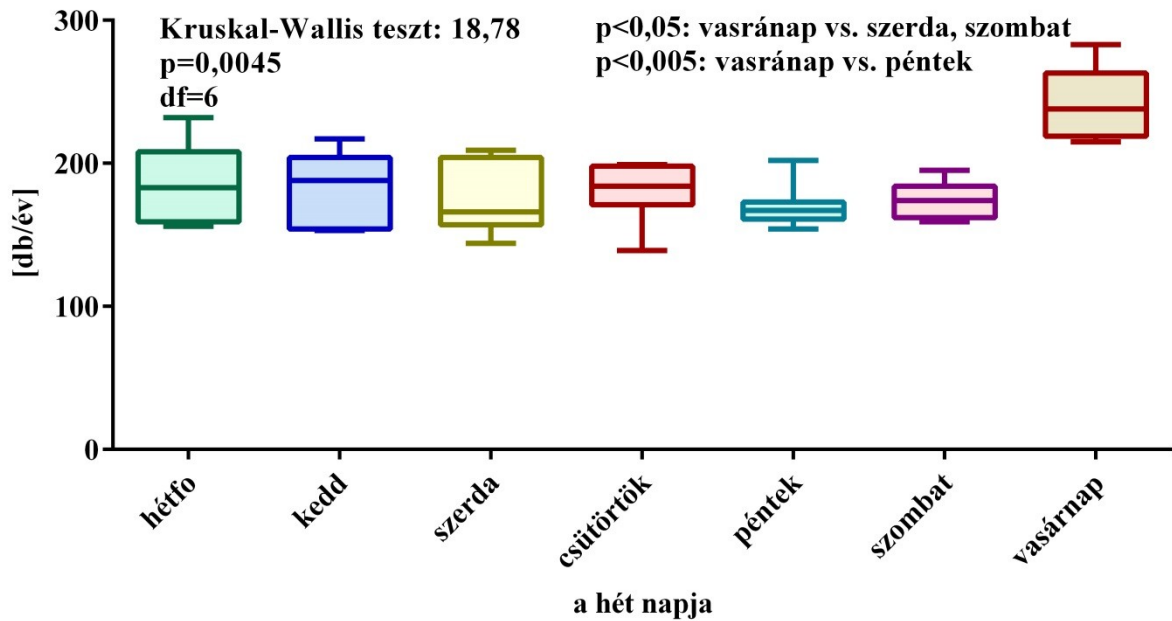
Mezei nyúl esetében nem rajzolóódik ki az előbbi fajoknál látott kifejezett mintázatokhoz hasonló. Habár tavasszal megállapítható egy éves maximum (a különbség mindössze április és január között igazolható statisztikailag), ezen kívül az elütésgyakoriságok minden komolyabb trend vagy ingadozás nélkül egész évben közel állandó szintet mutatnak (14. ábra).



14. ábra. Az egyes hónapok átlagos mezei nyúl-elütési gyakorisága 100 km gyorsforgalmi útra vetítve (2000-2011, n=3862)

4.2.3. Heti mintázat

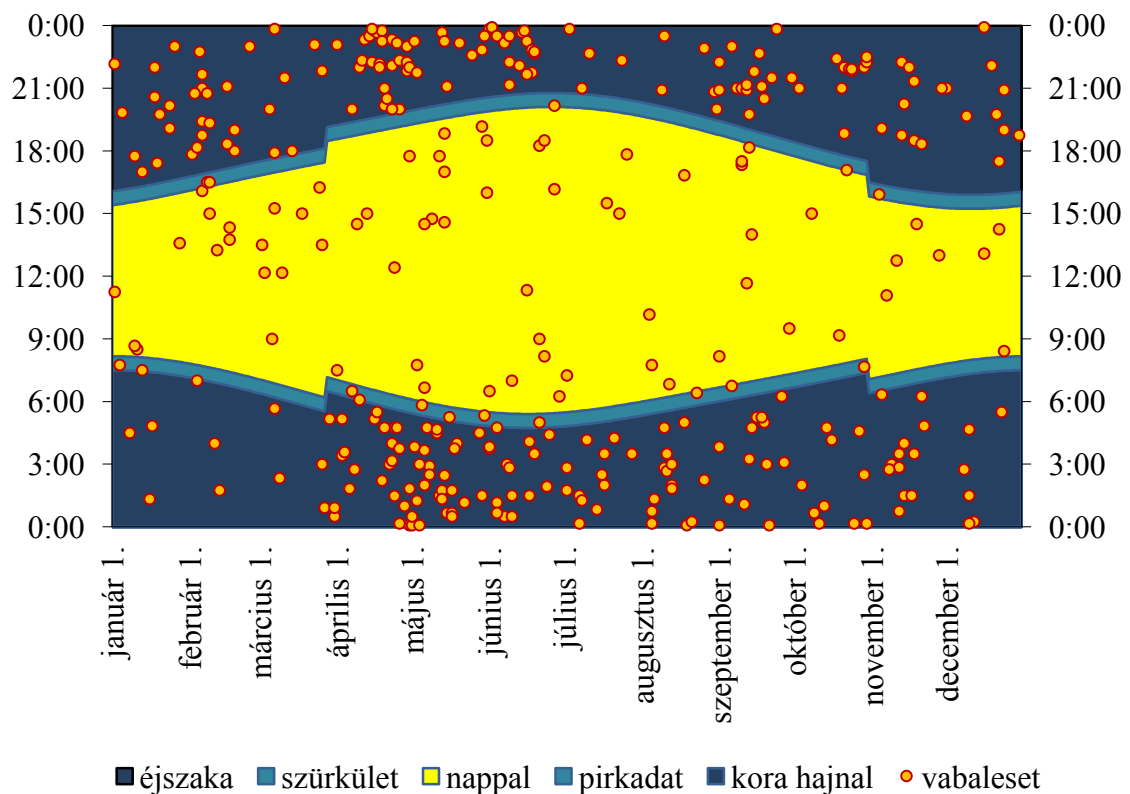
A vadélütések gyakorisága statisztikailag igazolhatóan változik a hét napjainak függvényében (15. ábra). Szerdán, szombaton ($p < 0,05$) valamint pénteken ($p < 0,005$) szignifikánsan kevesebb vadélütést tapasztaltam, mint vasárnaponként, mely nap kb 140%-os növekedést jelent a pénteki szinthez képest.



15. ábra. Magyarországi gyorsforgalmi utak évenkénti átlagos vadelütés-gyakoriságának változása a hét napjai szerint (2005-2011, $n=9203$)

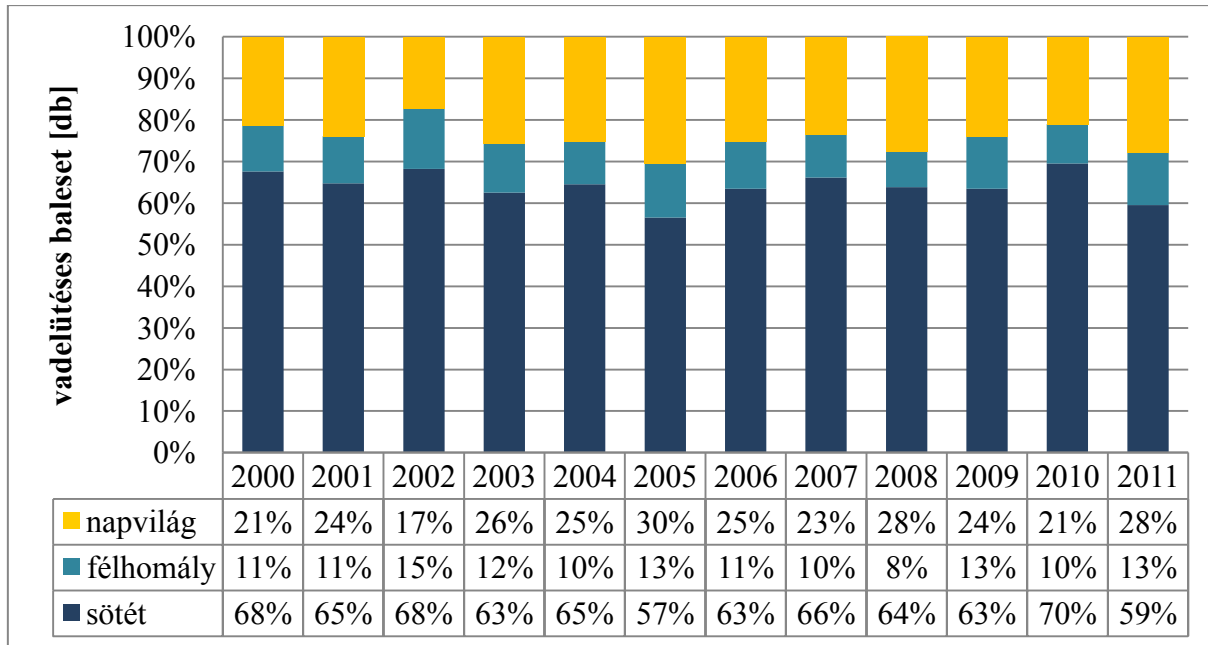
4.2.4. Napi mintázatok

A vadbalesetek éves időbeli eloszlását (nap- és évszakos is) szemlélteti a 16. ábra.



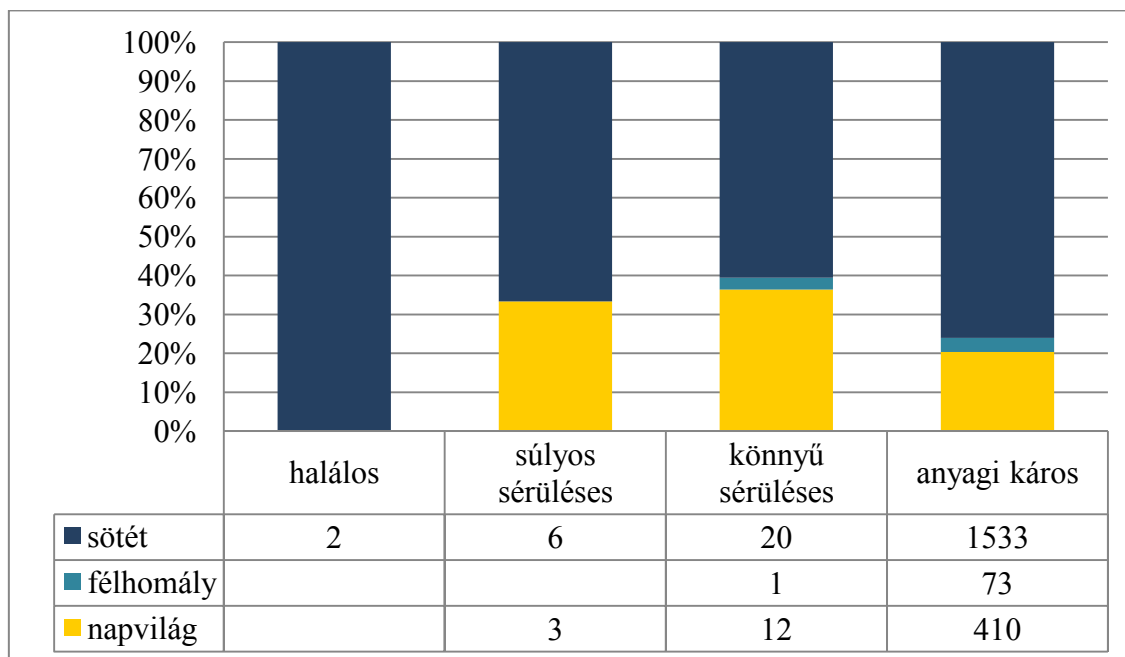
16. ábra. Vadbalesetek időbeli eloszlása világosságintenzitás alapján NOWAK et al. (2007) interpretációjához hasonló formában. (2000-2011, $n=2060$. Az ábra Wolfgang Steiner ötlete alapján készült.)

Az elütések 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 átalágában sem, ahol az elütésekből 64,2% \pm 5,3% sötétben, 11,4% \pm 1,6 % félhomályban és 24,41% \pm 3,4 % napvilágnál történik (17. ábra).



17. ábra. Vadbalesetek megoszlása az elütéskori fényviszonyok (napszak) alapján (2000-2011, n=2060)

Félhomályban sem halálos sem pedig súlyos sérüléssel járó vadbaleset nem történt (18. ábra).

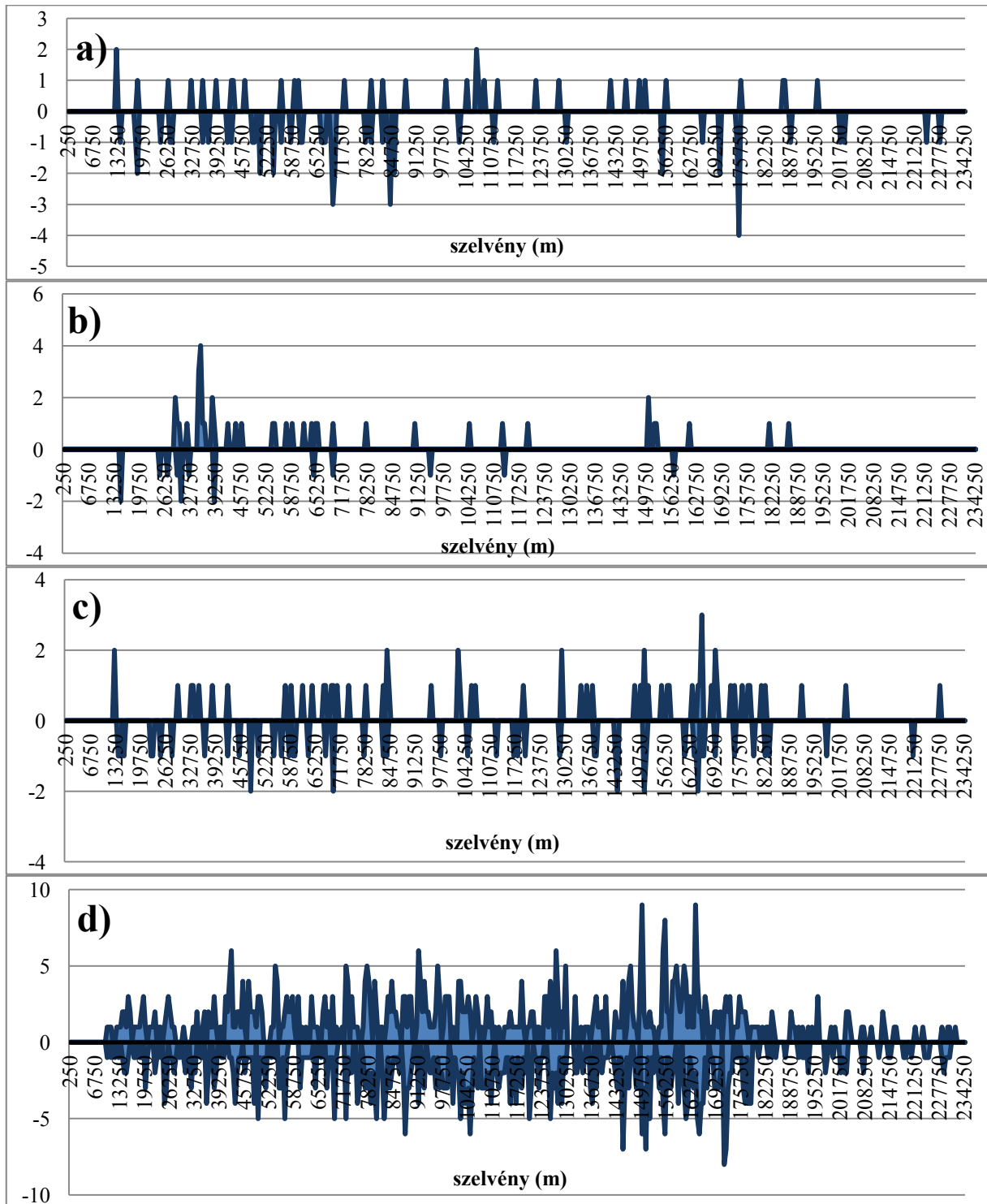


18. ábra. Állat-elütéssel járó balesetek aránya kimenetelük szerint, a napszak függvényében (2000-2011, n=2060)

4.3. Térbeli mintázatok

4.3.1. A vadlütések térbeli mintázatának vizsgálata térinformatika nélkül

Az első kvázi-forrópont grafikon, nem térképhelyes megjelenítéssel, 500 méteres területi felbontással készült (19. ábra) 4 faj (őz, vaddisznó, borz és róka) figyelembevételével.



19. Őz- (a), vaddisznó- (b), borz- (c) és rókatetemek (d) térbeli eloszlása az M3 autópálya jobb- és baloldalán 500 m-es területi felbontással (2001-2009, n= 92, 56, 117 és 1197 sorrendben)

A 10 km-es területi felbontású térképhelyes megjelenítés 2009-ből származik (20-23. ábra), ugyanerre a 4 fajra. (a színek a szakaszonkénti összegzés utáni maximumhoz (100%) képest meghatározott elütés gyakoriság-osztályokra utalnak: 0-25%: kék, 25-50%: zöld, 50-75%: sárga, 75-100% piros.)



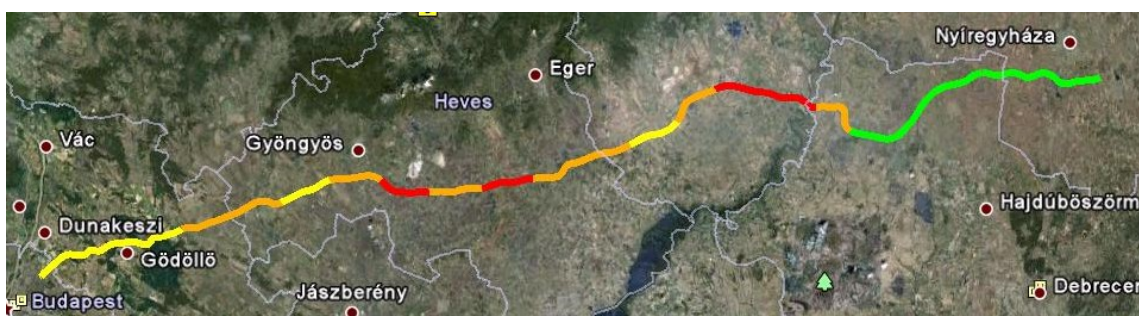
20. ábra. Őzelütések, M3, 2001-2009, n=92



21. ábra. Vaddisznó-elütések, M3, 2001-2009, n=56



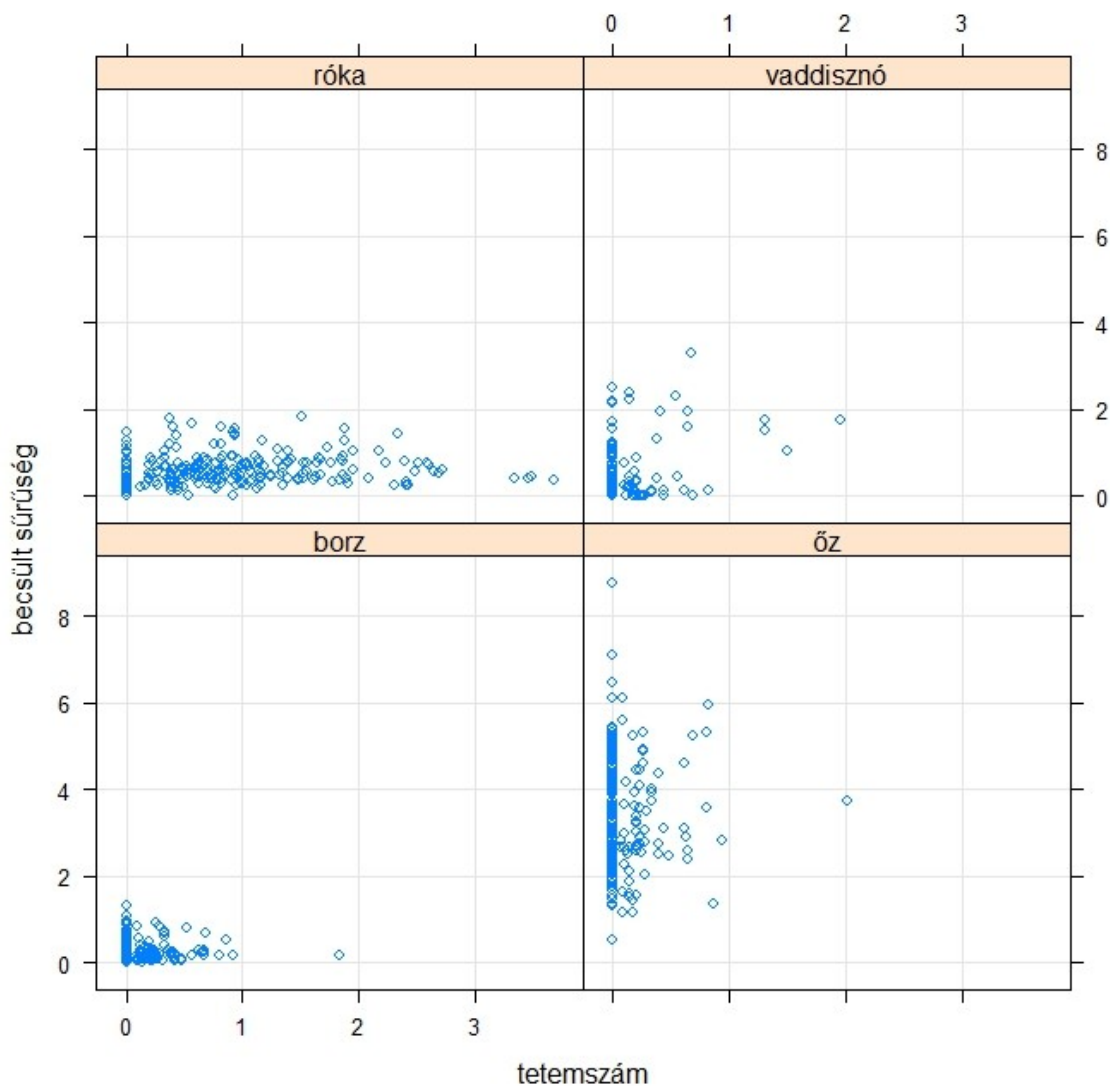
22. ábra. Borzelütések, M3, 2001-2009, n=117



23. ábra. Rókaelütések, M3, 2001-2009, n=1197

4.3.1.1. Vadátjáró jelenléte és a becsült sűrűség hatása a tetemgyakoriságra – első megközelítés (2002-2009, M3)

A négy vizsgált faj közül egyedül a vaddisznó esetében találtunk 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 őz ($\rho=0.04$, $S=4062695$, $p=0.4863$) a borz ($\rho=-0.03$, $S=2353978$, $p=0.5947$) és a róka ($\rho=0.10$, $S=2055462$, $p=0.1364$) esetében sem (24. ábra).

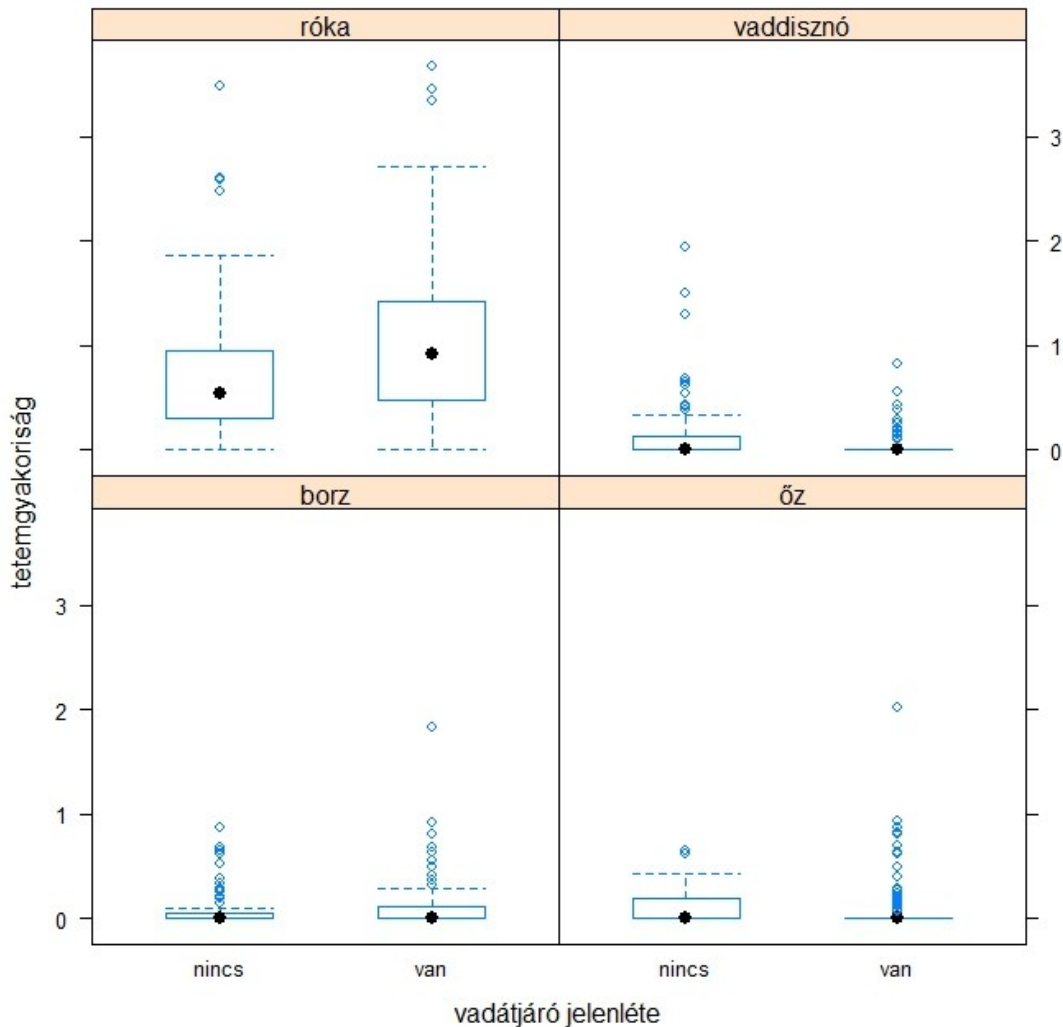


24. ábra. Vadfajok relatív tetemgyakorisága és a becsült sűrűség kapcsolata (2002-2009, M3)

Őz, vaddisznó, borz és róka fajok M3-as autópályán történt elütéseit együttes adathalmazként kezelve nem találtam különbséget a tetemek gyakoriságában vadátjáró jelenlétének függvényében (Mann-Whitney U teszt: $W=161372$; $p=0,1972$). Őz 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: őz: $W=11284$; $p=0,0024$; 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) (25. ábra).



25. ábra. Vadfajok relatív tetemgyakorisága vadárjáró jelenléte/hiánya tükrében (2002-2009, M3)

4.3.1.2. Vadátjáró jelenléte és a becsült sűrűség hatása a tetemgyakoriságra – második megközelítés: Lineáris kevert modell

A második vizsgálati megközelítéskor alkalmazott modell eredményét a 6. táblázat tartalmazza. „F(spec)” jelenti a vadfaj-változót, „f(upass)”-ként került jelölésre a vadátjáró-faktor, és a „density” pedig a vonatkozó becsült sűrűségértéket jelenti. A változók közötti interakciók az adott változókat összekötő kettősponttal vannak jelölve.

6. 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				

Modelldiagnosztikaként a reziduumokból vett 5000 elemű véletlen mintán hajtottam végre normalitás vizsgálatot (Shapiro-Wilk teszt), melynek eredménye ($W = 0.3365$,

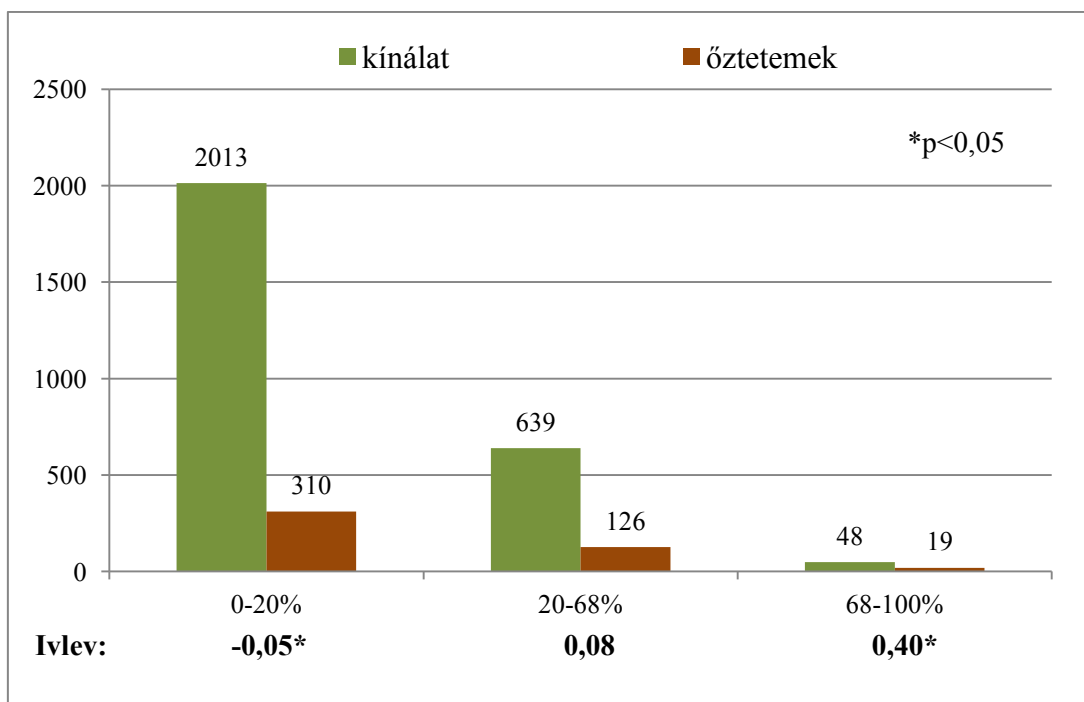
$p \ll 0.0001$) kiugróan szignifikáns volt, így a normalitás hipotézise határozottan elutasítható. A varianciák homogenitása tehát nem garantált.

4.3.2. A vadelütések térbeli mintázatára ható tényezők vizsgálata térinformatika segítségével

Ezt a kérdést a mi felvetésünk szempontjából két, a közlekedés biztonságára különösen kiemelt faj (őz és vaddisznó) szempontjából vizsgáltam az M1, M3 és M7 autópályákon regisztrált adatok alapján.

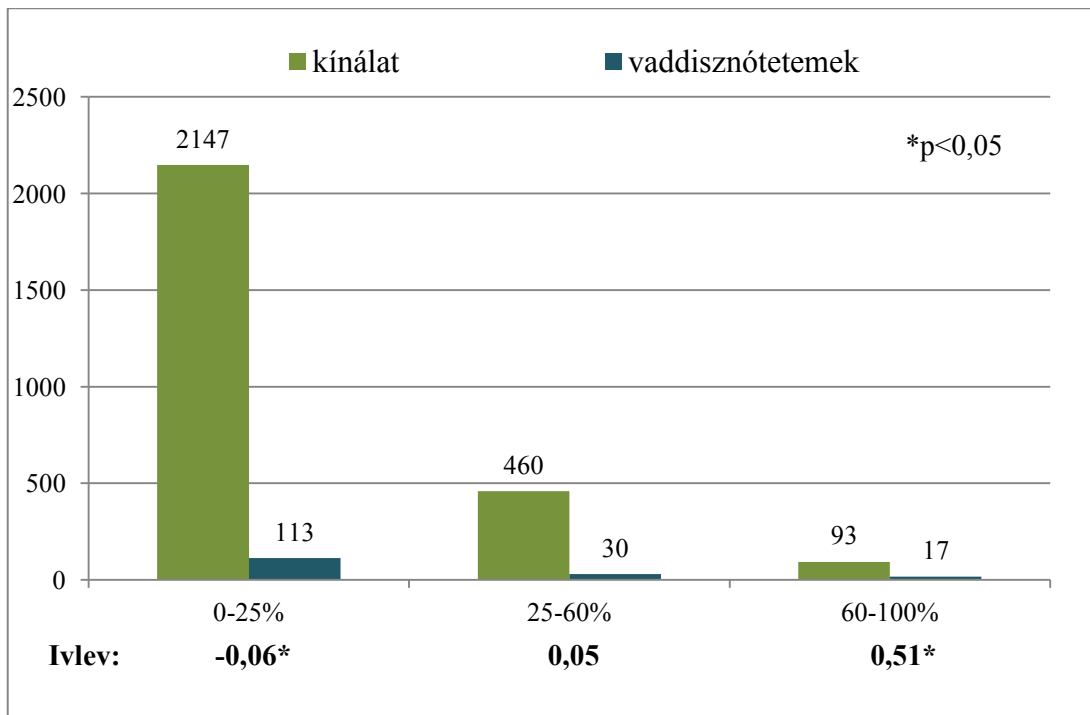
4.3.2.1. Természetes vegetáció aránya

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 tetemgyakoróságát, míg ha ez az arány 68% vagy annál nagyobb volt, jelentősen növelte azt (26. ábra).



26. ábra. Mintapontok és őztetek eloszlása az 1km-en belüli természetes vegetáció arányának tükrében
(M1, M3, M7, 2000-2010, $n_{\text{kínálat}}=2700$, $n_{\text{őztetek}}=455$)

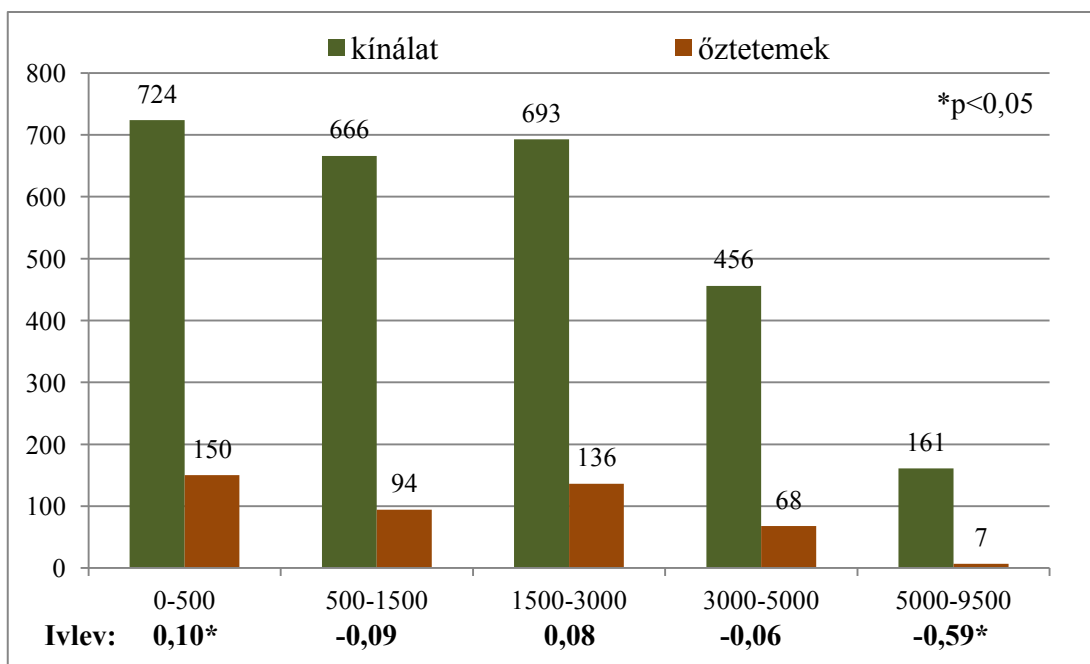
Vaddisznó esetében itt is hasonló eredményt kaptunk: 1 km-en belüli természetes vegetáció aránya 0-25% között alig, de igazolhatóan csökkentő hatású volt, míg 60-100% között jelentős mértékben növelő hatással volt a vonatkozó pályaszakasz tetemgyakoróságára (27. ábra).



27. ábra. Mintapontok és vaddisznó-tetemek eloszlása az 1km-en belüli természetes vegetáció arányának tükrében (M1, M3, M7, 2000-2010, $n_{\text{kínálat}}=2700$, $n_{\text{vaddisznótetemek}}=160$)

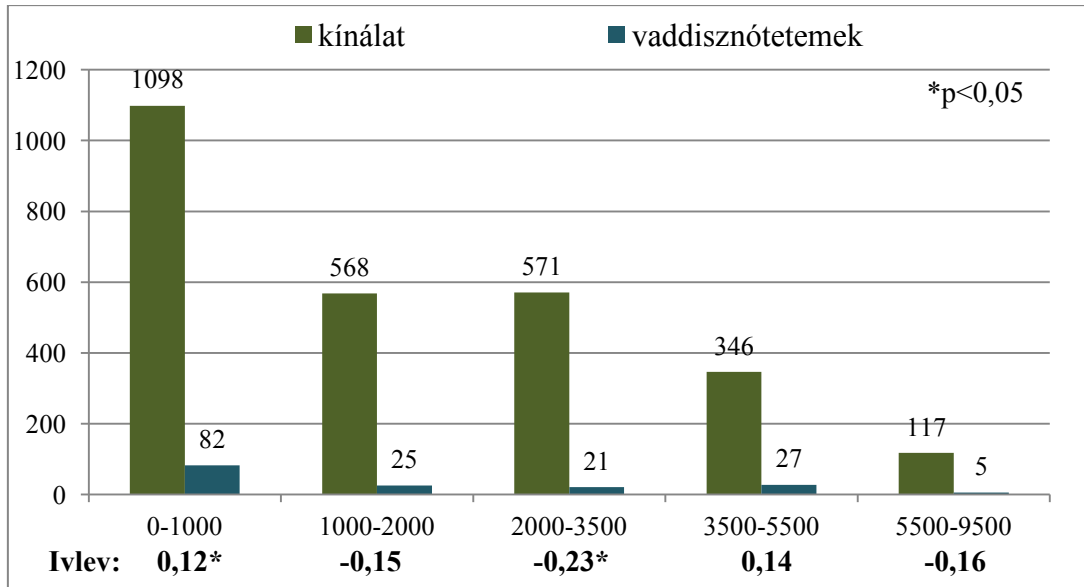
4.3.2.2. Legközelebbi erdőterület távolsága

Őz esetében 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 tetem-gyakoriságára (28. ábra).



28. ábra. Mintapontok és őztetemek eloszlásának összehasonlítása a legközelebbi erdőterületig mért minimális távolság tükrében (M1, M3, M7, 2000-2010, $n_{\text{kínálat}}=2700$, $n_{\text{őztetemek}}=455$)

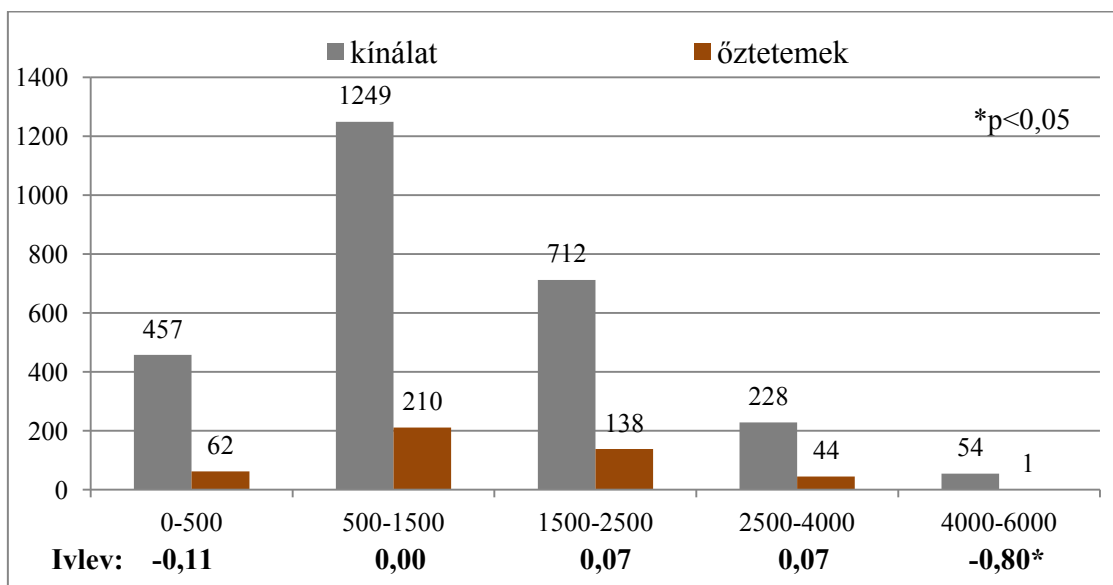
Vaddisznó esetében ez a tényező hasonlóképp alakult: 1 km-nél közelebbi erdőterület enyhe, igazolható pozitív hatással volt, míg ha csak 2,5-3 km-re voltak a legközelebbi erdőterületek, az pedig enyhe, szignifikáns csökkentő hatással volt az adott szakasz tetemgyakoriságára (29. ábra).



29. ábra. Mintapontok és vaddisznótetemek eloszlásának összehasonlítása a legközelebbi erdőterületig mért minimális távolság tükrében (M1, M3, M7, 2000-2010, $n_{\text{kínálat}}=2700$, $n_{\text{vaddisznótetemek}}=160$)

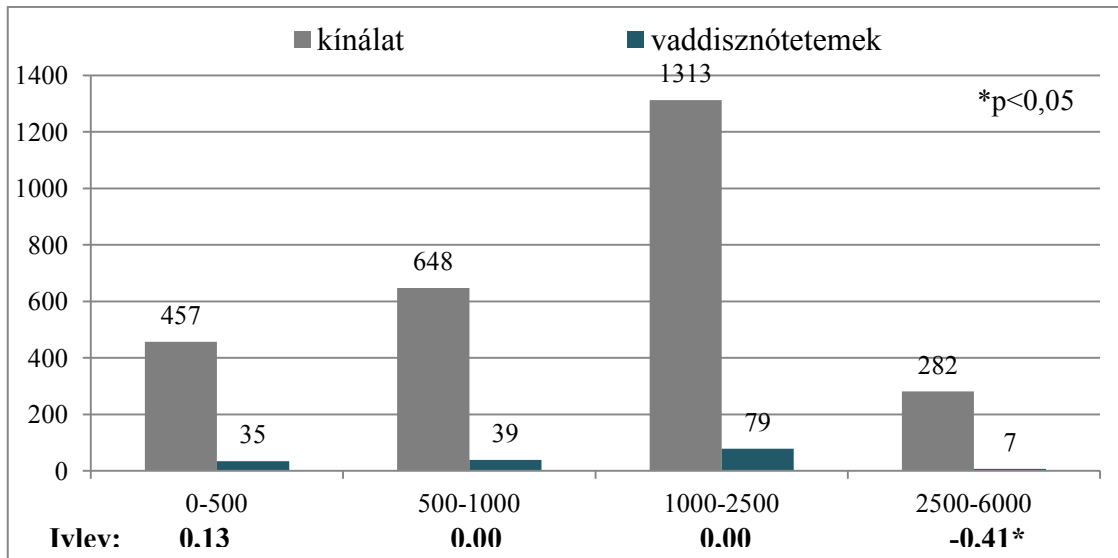
4.3.2.3. Lakott terület határáig mért legkisebb távolság

Az őztetem-gyakoriságra jelentős csökkentő hatást fejtett ki, amennyiben a legközelebbi lakott terület 4 km-nél távolabb helyezkedett el (30. ábra).



30. ábra. Mintapontok és őztetek eloszlásának összehasonlítása a legközelebbi lakott területig mért távolság tükrében (M1, M3, M7, 2000-2010, $n_{\text{kínálat}}=2700$, $n_{\text{őztetek}}=455$)

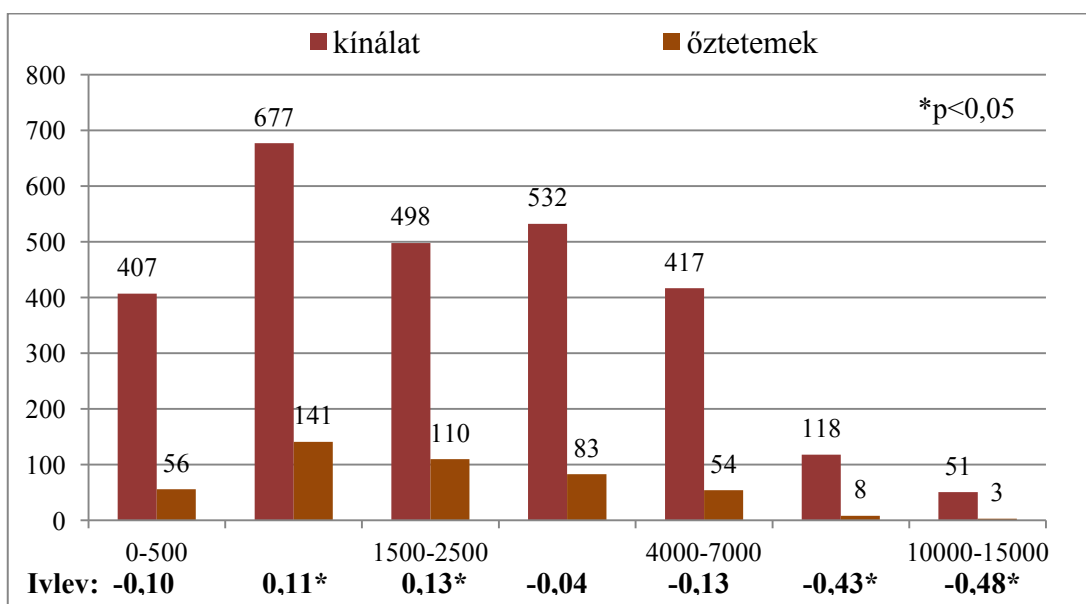
Vaddisznó esetében hasonló eredményt kapunk: bár ott ez a határ 2,5 km-nél húzódik, tehát amennyiben a legközelebbi lakott terület távolabb van, mint 2,5 km, a tetemgyakoriságban közepes mértékű csökkenés várható (31. ábra).



31. ábra. Mintapontok és vaddisznó tetemek eloszlásának összehasonlítása a legközelebbi lakott területig mért távolság tükrében (M1, M3, M7, 2000-2010, $n_{\text{kínálat}}=2700$, $n_{\text{vaddisznótetemek}}=160$)

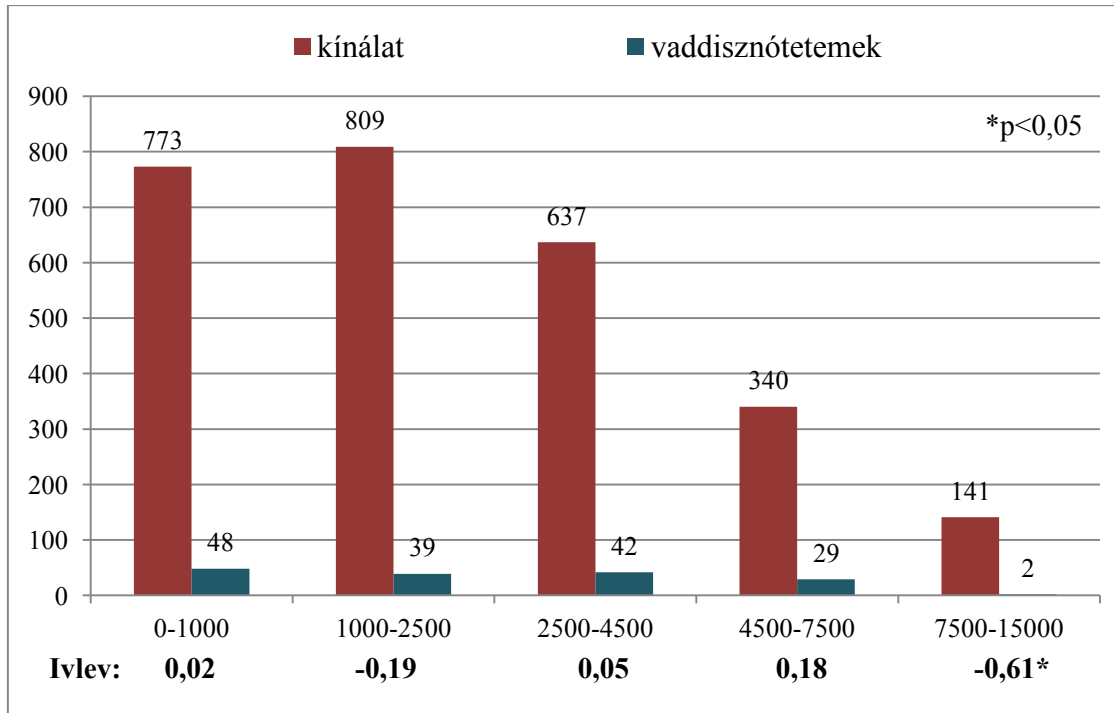
4.3.2.4. A legközelebbi csatlakozóútig mért minimális távolság

Amennyiben ez a 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 (32. ábra)



32. ábra. Mintapontok és őztetemek eloszlásának összehasonlítása a legközelebbi csatlakozóútig mért távolság tükrében (M1, M3, M7, 2000-2010, $n_{\text{kínálat}}=2700$, $n_{\text{őztetemek}}=455$)

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 (33. ábra).



33. ábra. Mintapontok és vaddisznótetemek eloszlásának összehasonlítása a legközelebbi csatlakozóútig mért távolság tükrében (M1, M3, M7, 2000-2010, $n_{\text{kínálat}}=2700$, $n_{\text{vaddisznótetemek}}=160$)

4.5. 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, kétcsúcsú görbét 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 elütésgyakoriságot csökkentő szerepét őz és vaddisznó esetében.

5. Következtetések és javaslatok

5.1. Az eredmények értékelése

5.1.1. Általános értékelés

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 állat-elütéses balesetek következtében a rendőrségi statisztikák szerint. Az ÁAK nyilvántartása alapján 2000-2011 év végéig 29548 (évente átlagosan $2462,3 \pm 817,1$ (SD) db; minimum: 969 db; maximum: 3408 db) darab állati tetemet regisztráltak. Ebből a „vadtetemek” részaránya több, mint 40%, szám szerint 12146 tetem (évente átlagosan $1012,2 \pm 426,3$ (SD) db; minimum: 257 db; maximum: 1507,0 db). 12 év átlagában ez $112,4 \pm 31,9$ (SD) db/100km (minimum 45,0 db/100km/év maximum 143,5 db/100km/év) vadtetemet jelent évente, vagyis minden évben minden kilométerre kicsit több, mint egy vad-elütés jut.

A vad-elütések száma Magyarországon abszolút értékben egyelőre évről évre növekszik, ám ebben nagy szerepe van a gyorsforgalmi hálózat (és a forgalomban résztvevők száma) bővülésének, ugyanis az úthosszhoz viszonyított elütések száma viszont már enyhe csökkenést mutat (MARKOLT et al. 2010b). Ez üdvözlendő adat, ugyanis a faunaveszteség csökkenése közvetlenül jelenti a közlekedésbiztonság javulását, és egyúttal második kutatási hipotézisem („A magyarországi gyorsforgalmi utakon történő vad-elütések száma összességében az évek folyamán egyre növekszik.”) megtartását is jelenti.

Az elütések több, mint 90%-a az M3, M7 és M1 autópályákon történt, hiszen ezek a legrégebbi és leghosszabb autópályáink. Ezek közül az úthosszhoz viszonyítva az M3-on a leggyakoribbak az elütések: $190,7 \pm 60,7$ (SD) db/év/100km, 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/100km, 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.

Válaszolva az előző kutatási kérdésekre („Mely fajok és milyen mértékben érintettek ebben a konfliktushelyzetben?”) tehát a vadtetem-nyilvántartás tanúsága szerint a magyarországi teresztris fauna nagy része általánosan érintett, legnagyobb arányban azok a fajok, melyeket a védőkerítés nem elég hatékonyan tart távol. A róka- és mezei nyúl-elütés az összes vad-elütés 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. Mídeez megválaszolja a második kutatási kérdésemet („Mely fajok tekinthetők fő közlekedésbiztonsági kockázati tényezőnek a vizsgálat területen?”).

Tehát első hipotézisemet („A magyarországi és közepes és nagytestű teresztris fauna általánosan érintett a gyorsforgalmi (autós) közlekedéssel fennálló konfliktusban, mely a nagyobb testtömegű 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.”) megtartom.

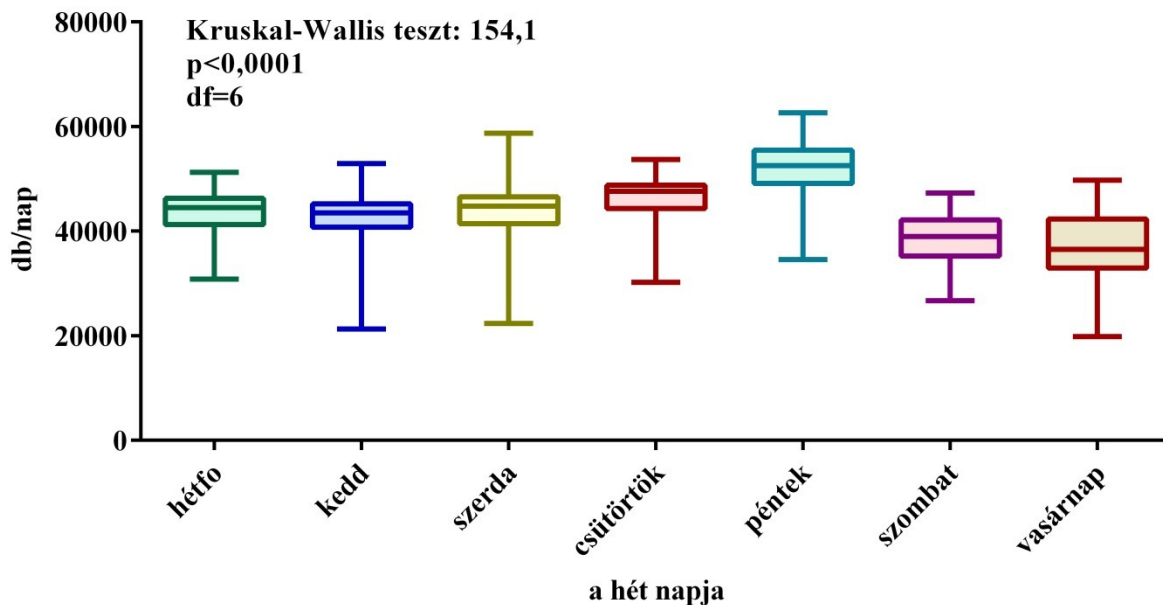
5.1.2. Általános időbeli mintázatok

A vadelütések szezonális mintázata a tavaszi és őszi hullámheggyekkel és a téli mélyponttal kétszcúcsú görbét mutat (MARKOLT et al. 2010b), mely jól illeszkedik a GRILO et al. (2009) által felvázolt képbe. Ez az összkép a fajonkénti mintázatokból áll össze, melyek egyenként azonban nagyon különbözöek a közösen kialakított képtől.

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 mindeképpen fontos tudni, hogy pl. vasárnaponként kb. 140%-kal nagyobb esély mutatkozik vadelütésre, mint péntekenként. Ennek a tendenciának a háttérében többek között forgalmi okokat feltételezek, az alábbiak alapján.

Egy 2008-as, egész éves forgalomszámlálás adataiból kirajzolódó heti forgalmi mintázat (34. ábra) érdekes elgondolást alapozhat meg. Itt ugyanis 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 csúccsal (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 hétfői aktív kikapcsolódásból fáradtan hazatérők is növelhetik a vasárnap délutáni-esti vadelütések valószínűségét.



34. ábra. A hét napjainak átlagos napi forgalma a 2008-as, egész éves forgalomszámlálás alapján: M3, Gödöllő, n=366.

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 igazolást kapott a harmadik kutatási kérdésemre („Változik-e az elütések gyakorisága az idő függvényében?”) adható válasz, miszerint a vadelütések összes mennyisége országos szinten évről évre folyamatosan növekszik, ám azoknak az úthosszhoz viszonyított relatív gyakorisága enyhén csökkenő tendenciát mutat. Igazolható időbeli összefüggést ezen túl szezonális, heti és napszakos felbontásban is találtam. Ez pedig az erre vonatkozó munkahipotézisem („A magyarországi gyorsforgalmi utakon tapasztalt vadelütések időbeli eloszlása (éves, évszakos, heti és napszakos felbontásban értelmezve) nem egyenletes.”) megtartását jelenti.

5.1.3. Térbeli mintázatok

A vadelütések térbeli eloszlásvizsgálatának első feladata az eloszlás véletlentől való eltéréseinek kimutatása. Jóllehet, ez általában intuitíve belátható, mégis, e nélkül a lépés nélkül nincs értelme a térbeli mintázatot kialakító tényezőket vizsgálni. Ezt én 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 pályamenti eloszlása nem véletlenszerű (21., 22. és 23. ábra). Mindezt a Network-K függvénnyel is bizonyítottam, mely hozzávetőleg 80 km-es felbontás alatt igazolta az elütési mintázat véletlentől való eltérését (MARKOLT et al. 2012b). Mindez összecseng 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 („Észlelhetők-e sűrűsödések az elütések pályamenti (térbeli) eloszlásában?”). Tehát az ide vonatkozó hipotézisemet („A magyarországi gyorsforgalmi utakon tapasztalt vadelütések térbeli (pályamenti) eloszlása nem egyenletes.”) megtartom.

Az autópályát övező területek vadpopulációi denzitása és a vadelütések gyakorisága közötti kapcsolatot az OVA sűrűségbecsléseim keresztül vizsgáltam. 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 bizonyítottan, hogy a pálya melletti magasabb denzitás több elütéshez vezetne. Ezért ötödik kutatási kérdésemre („Látható-e összefüggés a pálya melletti vadsűrűség mértéke és a vadelütések gyakorisága között?”) általánosan nemmel kell válaszolni, és 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 a megállapítás veszít az értékéből.

A vadátjáró vadelütési gyakoriságra kifejtett hatását több módszerrel is vizsgáltam, és mindegyik esetben 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 elsőre ellentmondásosnak tűnik, de nem én vagyok az egyetlen, aki ezt találta: 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 itt is előkerül a védőkerítés felelőssége. 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 hálójára nem feltétlen akadály a róka számára (35. árba).



35. ábra Róka használja ki a keírés hiányosságát: a 15x15 cm-es kiosztású, nagy lyukbőségű fonat van csak a talajba süllyeszve, míg a sűrű lyukbőségű (5x15 cm) fonat véget ér a talajszinten. Ezért az aláásást követően mind róka, mind borz átkeléseket rögzítettünk ezen a helyen (13.9.2008. M3 gödöllői szakasz).

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 hagyot szervizkapuk, nagyobb áteresztő hibás kivitelezése, kivágott háló, stb.) jelenthetnek veszélyt.

Hatodik kutatási kérdésemre („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?”) csak összetett válasz adható. A vadátjárónak a vad-elütési 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. Kisebb testű fajoknál a védőkerítés gyengébb hatása volt megállapítható.

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 mikrokörnyezetét vizsgálja, tehát nem az élőhelyet. Kijelenthető tehát, hogy ahol az út közvetlen környezetét nem fedi természetes vegetáció, ott a vad-elütési gyakoriság jelentősen csökkenni fog. Ez az eredmény ismert volt védőkerítés nélküli szakaszokra, és mint kezelés a gyakorlatban is jelen van (ld. irodalmi áttekintésben), 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 (JĘDRZEJEWSKI et al. 2009), hogy zöldfolyosóként működhessen. Eredményeim alapján ez növelné az érintett szakaszokon a vad-elütési 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 vad-elütés gyakoriságát, míg vaddisznónál a legalább 2,5 km-es távolság okoz közepes csökkenést abban. A vad-elütések 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 („Látható-e összefüggés az elütési gyakoriság és a környező terület karakterisztikája (erdőterületek közelsége, természetes vegetáció aránya, lakott területek közelsége) között?”) megválaszolja, hogy mind a három kategóriában találtam összefüggést, mely igazolja, hogy a vonalas létesítmény szűkebb környezetének karakterisztikája befolyásolhatja a vad-elütések gyakoriságát.

Tekintettel arra, hogy több, a vad-elütésgyakoriságok térbeli eloszlását befolyásoló tényezőt azonosítottam, utolsó munkahipotézisemet („Azonosíthatók olyan tényezők, melyek a vad-elütések gyakoriságának pálya menti eloszlását befolyásolják.„) is megtartom.

5.1.4. Fajonkénti értékelés

A vad-elütések 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 vad-elütést 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 vad-elütéseinek vizsgálatkor 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 aranyakál visszatéréséig (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 hatása (minősége) lehet. Korábban már elmítetem, hogy fényképpel is sikerült igazolni, hogy a védőkerítés 15x15 cm-es lyukbőségű hálójá nem feltétlen akadály a róka számára.

GRILO et al. (2009) eredményei szerint a kölykeit 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 csúcst 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). Ez alól kivétel volt a z M15-ös autópálya mellett észlelt mindössze 7% környéki részarány a vadelütésekben. Ennek köszönhetően viszont az elütések több, mint 80%-a mezei nyúl elütés volt. 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 talajszintre rögzíteni.

Az összes vadölés 5,7%-a özzel való ütközés eredménye, melyek túlnyomó többségükben április és május folyamán következnek be (rendre 1,4 és 1,7 db/100km/év tetem gyakorisággal). Ez a csúcs a terület foglalt 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 üzedése fokozott elütési kockázatot eredményez. Mivel a nyári elütés-gyakoriság 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 terület foglalt időszakában az vadölés szempontból kifejezetten sebezhető az őz. Több zoológiai leírás is úgy fogalmaz, hogy „elborítja az őz agyát a tesztoszteron”, aminek eredményeképp őzok vetélytársra hasolító 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 vadölési gyakoriságra őz esetében. Őznél kiemelkedő szerepe van a csatlakozó utak közelségének is, mely eredmény egybevág (CSERKÉSZ et al. 2013) fő eredményével. Annak ellenére, hogy a vadölések mindössze 5%-áért felelős ez a faj, az özzel 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 özelölések erős szezonálisitását is, javasolható a csatlakozóutak környékére elhelyezett szezonális védelem, mely eredményes lehet a fő konfliktuspontok kezelésére.

A 256 vaddisznótetem az összes vadölés 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 télíg tartó hajtóvadászatok miatt szokott megemelkedő vadölési gyakoriságokat feltételezni. Ez azt jelentené, hogy októbertől decemberig növekedő, majd decembertől csökkenő vadölési 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 szintre 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 vadölési gyakoriság között, ám ennek alacsony volta szakmai következtetés levonását nem teszi lehetővé. Ha egyértelmű is

volna, hogy a nagy vaddisznó-sűrűségű területeken jóval nagyobb a vaddisznó-elütési kockázat, ezzel nehéz lenne a gyakorlatban mit kezdeni, hiszen Európa-szerte probléma a vaddisznó állományinak gyarapodása. 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 vadelütésnek. A vizsgálati időben szarvassal való ütközésre mindössze 10 alkalommal adódott példa, mely (szerencsére) túl kicsi szám ahhoz, hogy szezonálisra 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 szezonális 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 szezonálisra. 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.

5.1.5. 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, ezért a munkám elején lefektetett első hipotézist igazoltnak látom. 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 vizsgálatokor 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 vad-elütési 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 vad-elütések térbeli eloszlásmintázatára ható, azt kialakító tényezők vizsgálatára több megközelítésben is lehetőség van. Az egyik az esemény- és nemeseménypontok adatainak összehasonlítása. Eseménypontoknak számítanak az elütések helyszínei, a nemeseménypontokat pedig valamilyen kritériumok alapján választjuk ki. SEILER (2005) jávorszarvas elütéseket vizsgálva olyan pontokat nevezett ki nem-esemény pontoknak, amelyek legalább 1 km-re voltak bármely elütéstől. Ezt a megközelítést használtam a potsdami IENE konferenciára készített anyagban (MARKOLT et al. 2012a). A másik fő módszer az elütések sűrűsödése mértékének meghatározására irányul. Kézenfekvő útja ennek az út felosztása meghatározott hosszúságú szakaszokra, és az azon belül történt elütések összegzése, majd a különböző szakaszok összehasonlítása. Ezt a módszert alkalmaztam az M3-ra vonatkozó kezdeti kvázi forrópont térképek készítésekor (MARKOLT et al. 2010a, MARKOLT et al. 2010c). Ezzel a módszerrel szemben felmerül néhány probléma, melyek közül első a szakaszok hosszának önkényes megválasztása. Az adott kutatási kérdés feltevése meghatározza azt a térbeli felbontást és így a kutatási egység méretét (szakaszhosszt), ami mellett érdemes vizsgálni. Ez viszont gyakran ellentétben áll a statisztikai módszerek használhatóságával. Például statisztikai szempontból sokkal tisztább eredményt lehet elérni, ha hosszú (pl. 50 km-es) kutatási egységekkel – szakaszokkal – dolgozunk, de a vizsgálat eredményeként levont szakmai/ökológiai tanulság (például, hogy az adott 50 km-es szakasz vad-elütés szempontjából szignifikánsan veszélyesebb, mint a másik) kevésbé használható (hisz egy autós sem fog 50 km-en keresztül lassabban autózni egy autópályán az egész szakaszra vonatkozó előjelzett vad-elütési kockázat miatt). A második

probléma a szakaszhatárok önkényes meghatározása. Praktikussági okokból lehet pl. a kilométerköveket, szakaszhatárnak tekinteni, viszont a döntés direkt hatással van a talált eloszlásra: függően a választott térbeli felbontástól kiemelhet, vagy akár eltüntethet egyes forrópontokat (ha pl. a szakaszhatár áthelyezésével addig két különböző szakaszba osztott eseménypontok egy szakaszba kerülnek, vagy fordítva). A gond tehát, hogy egyik vagy másik autópálya szakasznak nincs ökológiai értelme, sem pedig hatása pl. az elütés-gyakoriságokra.

Ezért a kiértékelésekkor az elütéseknek nem az autópálya szelvényekhez kötött hosszúsági egységeire (pl. km szelvény) vetített kiértékelési módját, hanem a vadelütés pontos helye szerinti feldolgozást javaslom (esemény- kontra nemeseménypontok meghatározásával (SEILER 2005), vagy időszakos összevonással például a Kernel-sűrűségbecslés hálózatokra alkalmazott módszerével (OKABE et al. 2006)).

A vadelütési 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 vadelütések számában, valamint valószínűsíthető, hogy ez a vaddisznó-„bejutások” 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. Kihasználva azonban az őznél talált nagyfokú szezonalitást, a fő konfliktuspontok körüli csatlakozóutaknál időszakos (április-május), kombinált módszerű riasztást javaslom, melytől az őzelütések radikális csökkenését várom. A harmadik lehetőség a kerítéshibák, folytonossági hiányok (elégtelen kerítésillesztés, rongálás, nyitva hagyott vagy nem jól záródó szervízkapu, erodálódó pályarész a kerítés alatt, rosszul kivitelezett átereszek, stb.) gyors megtalálása, és megszüntetése valószínűleg sok vadelütést előzne meg.

A jelenleg hatályos, az ökológiai átjárókról és a védőkerítésekről szóló Útügyi Műszaki Előírásokhoz az alábbiakban több megjegyzést is szeretnék fűzni. Az ökológiai átjárókról szóló szabvány rögtön azzal kezdődik, hogy „az önálló ökológiai átjárók elsődleges célja az állatgázolások csökkentése és a forgalombiztonság növelése...”. Az átjáróknak a fogalombiztonságot növelő hatását ugyan őz és vaddisznó esetében sikerült kimutatni, mégsem tekinthetők elsősorban a forgalombiztonságot célzó műtárgyaknak, ugyanis azt a feladatot a védőkerítés látja el. Ennek kiemelésével kétféle helytelen értelmezést szeretnék elkerülni. Egyik,

hogy ahol átjáró van, ott nem szükséges védőkerítés (hisz az átjáró önmagában megfelelő eszköz a forgalombiztonság biztosítására). Ez így nem igaz, amit a róka esetében tapasztalt eredmény is mutat: pont az átjáró közelében tapasztaltam több elütést. Tehát az átjáróhoz minden esetben (és különösen az átjárók környezetében!) jó minőségű védőkerítés szükséges. A másik helytelen értelmezés, hogy elfelejtkezünk a vadátjáró „átjáró” funkciójáról. Ugyanis a vadátjáró elsődleges funkciója az átjárás (génáramlás, szükségletek kielégítése, konnektivitás biztosítása, stb.) biztosítása. Az erről való elfelejtkezés azt is magával vonhatja, hogy a vadátjáró tervezésekor nem a megfelelő méretekkel, és fajspecifikus tulajdonságokkal tervezzük az átjárót, és azt is, hogy a vadátjáró „működése” hasznossága a gyakorlatban ellenőrizhetetlen lesz (a hiányzó funkciómegjelölés miatt). Ezért, véleményem szerint a helyes fogalmazás az volna, hogy a vadátjárók elsődleges funkciója az átjárás biztosítása, melytől – megfelelő védőkerítés létesítése mellett – a szakirodalom alapján a vadelütések jelentős csökkenését, és a forgalombiztonság jelentős növekedését is el lehet várni.

Hiányosságnak tartom, hogy a kisémlősátjáró, a közepes termetű emlősök átjárója és a vadátjárók körüli szabályozás túl gyakran túl általánosan fogalmaz, megfogható definíciók nélkül, és ezért az adott helyzetről való ítélet nagyrészt a mindenkori szakember szubjektív megítélésének kérdése. Pl. átjáró szükségességét indokló tényezők között említésre kerülnek:

- „az előforduló nagyvadfajok száma és egyedszáma magas”
- „kiemelkedő genetikai értéket képviselő állományok előfordulása esetén”
- „egyed populációk izolációjának kockázata magas”.

Egy autópálya esetében – megfelelő védőkerítés esetén – a populációk izolációjának kockázata minden esetben maximális. Ezért kár az átjáró létjogosultságát igazoló tényezőként külön kiemelni. Helyette viszont üdvös volna az átjárók pályamenti gyakoriságának pontos meghatározása.

Szó van a szabványban pl. „magas denzitás érték”-ről, de konkrét küszöbérték nincs megjelölve. Nem egyértelmű, hogy pl. borz esetében mely átjáró-méretezés az irányadó. Gyakran előfordul, hogy egy megoldást „ajánlott”-ként mutat be a leírás (pl. „keskenyebb hidakon (20-40 m szélesség) ajánlott a 40 m széles rávezetés biztosítása (homokóra-forma)). Véleményem szerint egy ilyen leírásnak a „kötelező” meghatározása a feladata, és ha egy megoldás a többihez képest jobb, akkor annak nem ajánlottnak, hanem kötelezőnek kellene lennie (pl. „keskenyebb hidakon (20-40 m szélesség) kötelező a 40 m széles rávezetés biztosítása (homokóra-forma)”), máskülönben az ajánlott verzió a többletköltségek miatt nem kerül alkalmazásra.

A tájhíd definíciójában szerepel, hogy „terjedelme általában jóval meghaladja a nagyvadátjáró tervezésénél alkalmazott méreteket”, és „ajánlott legkisebb szélessége 80 m”. Nem világos azonban, hogy egy 80 m szélességet nem elérő felső vezetésű átjáró nevezhető-e tájhídnak.

Az élővilág-védelmi kerítés (védőkerítés) körüli szabályozás műszaki leírásának követelményeit néhány esetben szigorítanám. A „kapuk” fejezetben „célszerű, ha önműködően csukódnak” helyett ezt feltételnek szabnám meg, ugyanis egy nyitva felejtett kapu a kerítés létét teljesen értelmetlenné teheti. A leírás szerint a háló 30 cm-es földbe süllyesztése nem kötelező, hanem „szükségessé válhat”. Szerintem ezt a kritériumot szintén kötelezőként kellene megszabni. Meg kell jegyezni azt is, hogy a műszaki leírásban foglaltak a valóságban gyakran nem köszönnek vissza. A valóságban a földfelszínhez közeledve csökkenő lyukbőségű (5 cm sorközü), csúszásmentes csomókkal ellátott fonat, mely 30 cm-re a földbe van süllyesztve, nagymértékben csökkenthetné a róka-, mezei nyúl- és borzjelütések gyakoriságát.

6. Összefoglalás

Az élőhely-feldarabolódás elismerten a biodiverzitás egyik legnagyobb ellensége, melyet általában vonalas létesítmények okoznak. A gyorsforgalmi utak a létesítmény szélessége, a védőkerítés és a forgalom okozta hatásoknak köszönhetően, nagyon erős élőhelyi akadálynak tekinthetők. Magyarországon az utóbbi 15 évben jelentősen felgyorsult a gyorsforgalmi úthálózat kiépítése, és ez a tervek szerint a jövőben is folytatódni fog. Mivel a védőkerítések ellenére az autópályákon rendszeresen az állatelütéses balesetek, az élőhely-folytonosság mellett közlekedésbiztonsági szempontok is felmerülnek. A téma hiányzó tudományos szintű hazai feldolgozása miatt munkám átfogó céljával a magyarországi gyorsforgalmi közlekedési infrastruktúra és a közepes és nagy testű teresztris fajok közötti konfliktus vizsgálatát határoztam meg, megkülönböztetett figyelmet szentelve a közlekedés biztonságát is fenyegető fajoknak.

Az ÁAK Zrt. állatittem-nyilvántartását, rendőrségi állatelütéses balesetek nyilvántartását, OVA adatokat az OKA útadataival összedolgozva egy térinformatikai keretbe foglaltam, mely lehetővé tette a konfliktus alapvető feldolgozását, valamint a tér és időbeli mitázatainak, és az azok mögött húzódó egyes tényezők a vizsgálatát. Mindehhez 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.

Munkám során megállapítottam, hogy a magyarországi gyorsforgalmi utakon történt elütések száma évről évre nő, míg az úthosszhoz viszonyított relatív vad-elütési gyakoriság csökkenő tendenciát mutat. Országosan a vad-elütések több, mint 80%-át mezei nyúl és róka adja, de jelentősebb konfliktusfajnak tekinthető még az őz, a borz és a vaddisznó is. Az elütések 82%-a a három nagy, régi autópályánkon (M1-M3-M7) történik. A három közül úthosszhoz viszonyítva az M7-es a „legbiztonságosabb”. Országosan az M15-ös autópálya a leginkább „vad-elütés-veszélyes” (évente közel 300 tetem/100 km), legkevésbé pedig az M0-ás (kicsit több, mint 60 tetem/100 km/év).

A vad-elütési gyakoriság éves szinten kétszer tetőzik, tavasszal (április), és ősszel (szeptember-október), amely az egyes fajok különböző szezonális gyakoriságmintázataiból tevődik össze. Őz, borz és mezei nyúl esetében tavasszal találunk több elütést az év többi részéhez képest. A különbség az őz esetében a legszembeszökőbb, ahol az április-májusi csúcs annyira kiugró, hogy arra érdemes volna kezelést alapozni. Őznél ez az időszak a territóriumfoglalással esik egybe, borznál az utódnevelés korai szakaszával, mezei nyúlnál pedig a bagzás kezdetével. Rókánál őszi csúcsot találtam, mely időszak a fiatalok helykeresésével fed

át. Vaddisznónál nem csak egy őszi csúcsot azonosítottam, ami a bűgással van szinkronban, hanem egy kora-nyári, lokális maximumot is, amit magyarázhat például a fialás után összeálló kondák egyre nagyobb élelem igénye miatt bekövetkező aktivitásnövekedés. Vasárnaponként jelentősen több elütés történik a magyar gyorsforgalmi utakon, mint a hét többi részében, mely érdekes adalék a közlekedőknek. A legnagyobb különbséget a péntekes és vasárnapok között találtam, mely mögött emberi tényezőt valószínűsítek. A vad-elütések háromnegyede sötét napszakban történik, a félhomály hatását nem találtam igazoltnak.

A vad-elütések utak menti térbeli eloszlása eltér a véletlentől, ami a vad-elütési gyakoriság térbeli eloszlását befolyásoló tényezők fellépésére enged következtetni. Kimutattam a vad-elütési gyakoriság és a vonalas létesítményt övező terület karakterisztikájának (erdőterületek közelsége, természetes vegetáció aránya, lakott területek közelsége), mint térbeli eloszlást alakító tényezőknek az őz és vaddisznó elütésekre kifejtett hatását. Az 1 kilométeren belüli természetes vegetáció magas aránya és az erdőterületek közelsége mindkét faj esetében növelték a vad-elütési gyakoriságot. A várthoz képest igazolhatóan kevesebb elütést találtam az olyan helyeken, amelyek közelében nem található település, (tehát ahol a legközelebbi lakott terület őz esetében legalább 4 km-re, vaddisznónál pedig legalább 2,5 km távolságban van). Igazoltam, hogy a vadsűrűség nem tehető elsősorban felelőssé a vad-elütési gyakoriság mértékéért, különösen őz és vaddisznó esetében. Ugyanezen két faj esetében bizonyítottam, hogy a vadátjáró közelsége csökkenteni tudja a vad-elütési gyakoriságot. Rávilágítottam a csatlakozóutak vad-elütési gyakoriságát fokozó szerepére is, mely különösképp őz és vaddisznó esetében tűnik fontosnak.

Munkám végén javaslatokat teszek a fő konfliktusfajok vad-elütési gyakoriságának csökkentésére, és ezzel autópályáink közlekedésbiztonságának növelésére.

7. Summary

Habitat fragmentation, that is widely acknowledged as one of the major threat to biodiversity, is usually caused by linear infrastructures. Thank to their remarkable width, protective fencing, and impact caused by the traffic, express roads can be considered as really strong barriers for habitat continuity. Development of expressroad-network over Hungary has been significantly speeded up during the past 15 years, and is expected to continue according to the plans. Due to the fact, that roadkills on these express roads are common in spite of protective fencing, traffic-safety aspects arise, too. Since this issue hasn't scientifically been processed in Hungary yet, I have chosen „Studying the conflict between Hungarian express road infrastructure, and middle- and large sized terrestrian fauna” to be my scope of study, spending special attention to species threatening traffic safety.

Roadkill data of ÁAK Ltd., wildlife-vehicle-collision (WVC) data of police, game management data, road data have been transferred into a common GIS framework, that let me process the issue, and study the spatial, temporal patters and the supposed factors behind. Doing so I used Microsoft Office Excel and Access 2007, Google Eartht, MapSource, ArcGIS 9.3, SPSS Statistics 17.0, PASW 18.0 (SPSS Inc.), GraphPad InStat 3.05, GraphPad Prism 6 Demo, and és R 2.12 software.

According to my results, the number of roadkills on Hungarian express roads is growing year after year, whereas roadkill rate, relative to road length, shows slightly declining trend. More than 80% of country-wide wildlife roadkills are by red fox or brown hare, but roe deer, European badger, and wild boar may be considered to be important conflict species, too. 82% of all wildlife roadkill occur on the three, big, old highways (M1, M3, M7), M7 is the „safetiest” among them. Wildlife-roadkill risk is the highest on the M15 (almost 300 carcass/100km a year), and lowest on M0 (slightly more than 60 carcasses /100km a year).

Wildlife-roadkill frequency shows a two-peaked (April/spring, and September-October/autumn) distribution during the year, which consists of the combination of the different, species-specific patterns. I found significantly higher roadkill frequency compare to other months of the year in spring for roe deer, badger, and brown hare. This difference is the most spectacular in case of roe deer, where the peak in April-May is so outstanding, that it would be worth to base management measures on it. The peak seasons coincide with the time of territory fights of roe deer, with the early times of taking care of the offspring for European badger, and with the start fo mating season for brown hare. In case of red fox I found a peak in autumn, that is overlapping with the dispersal of new generation. Not only one, autumn peak being synchronised with mating season, was identified for wild boar, but an early-summer, local peak,

too. This may be explained by the increased activity driven by the enlarged feeding needs of soundres, that have just shortly been re-established after farrowing. An interesting information for travellers is that far more wildlife-roadkills are detected on Sundays than on any other days. The biggest difference is between Fridays and Sundays which I think to be explained by human factors. Three-fourths of WVCs happen during night-hours, while impact of dawn/dusk has not been identified.

Stapial distribution of wildlife-roadkills along highway network has not follow random distribution, that lets me conclude the presence of influencing factors. I have detected the impact of the surrounding area's characteristics (e.g. closeness of forested areas, rate of natural vegetation, distance to settlements) on roe deer and wild boar roadkills. High rate of natural vegetation withing 1 km, and close forested patches increased roadkill frequency for both species. Compare to the expectations, significantly lower roadkill values were find on places, which were far from settlements (e.g. closest settlement is not closer than 4km for roe deer, and 2,5 km for wild boar). I also conducted, that wildlife population densities can not have remarkable impact on wildlife-roadkill frequencies especially when it comes to roe deer and wild boar. I additionally proved, that, for the same species, wildlife crossings may be effective in reducing roadkill frequescies. I have enlightened the stimulating role of exit roads on roadkill frequencies, which seems to have a special importance in case of roe deer and wild boar.

Finally I take suggestions in order to reduce roadkill frequencies of the main conflict species and so to increase traffic safety on Hungarian highways.

8. Mellékletek

8.1. M1. Irodalomjegyzék

- ANDREWS A. (1990): Fragmentation of Habitat by Roads and Utility Corridors: A Review. *Australian Zoologist*, 26 (3) 130-141 p.
- ANGOLD P. G. (1997): The Impact of a Road Upon Adjacent Heathland Vegetation: Effects on Plant Species Composition. *Journal of Applied Ecology*, 34 (2) 409-417 p.
- ARNOLD J., HUMER A., HELTAI M., MURARIU D., SPASSOV N., HACKLÄNDER K. (2012): Current status and distribution of golden jackals *Canis aureus* in Europe. *Mammal Review*, 42 (1) 1-11 p.
- ASCENSÃO F., MIRA A. (2007): Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecological Research*, 22 (1) 57-66 p.
- BAKER P. J., HARRIS S., ROBERTSON C. P. J., SAUNDERS G., WHITE P. C. L. (2004): Is it possible to monitor mammal population changes from counts of road traffic casualties? An analysis using Bristol's red foxes *Vulpes vulpes* as an example. *Mammal Review*, 34 (1-2) 115-130 p.
- BARTHELMESS E., BROOKS M. (2010): The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. *Biodiversity and Conservation*, 19 (6) 1611-1629 p.
- BEYER H. L. 2004. *Hawth's Analysis Tools for ArcGIS*. (hozzáférés: <http://www.spatial ecology.com/htools>)
- BIHARI Z. (2006): Hányattatott höresögsors. *Élet és Tudomány*, 61 (23) 713-715 p.
- BISSONETTE J. A., ADAIR W. (2008): Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation*, 141 (2) 482-488 p.
- BOND A. R., JONES D. N. (2008): Temporal trends in use of fauna-friendly underpasses and overpasses. *Wildlife Research*, 35 (2) 103-112 p.
- BRUINDERINK G. W. T. A. G., HAZEBROEK E. (1996): Ungulate Traffic Collisions in Europe. *Conservation Biology*, 10 (4) 1059-1067 p.
- BUCHANAN B. W. (1993): Effects of enhanced lighting on the behaviour of nocturnal frogs. *Animal Behaviour*, 45 (5) 893-899 p.
- BUJA K. 2009. *Diversity Calculator (ArcGIS 9.2/9.3)*. (hozzáférés: <http://arcscrip ts.esri.com/details.asp?dbid=15258>)
- BUNA B. (1982): A közlekedési zaj csökkentése, Budapest, Műszaki Könyvkiadó. 208. p.
- BYERS C. R., STEINHORST R. K., KRAUSMAN P. R. (1984): Clarification of a Technique for Analysis of Utilization-Availability Data. *The Journal of Wildlife Management*, 48 (3) 1050-1053 p.
- CARVALHO F., MIRA A. (2011): Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: a case study in Mediterranean farmland. *European Journal of Wildlife Research*, 57 (1) 157-174 p.
- CBD S. 1992. *The Convention on Biological Diversity*. (hozzáférés: <http://www.cbd.int/convention/>)
- CLARKE G. P., WHITE P. C. L., HARRIS S. (1998): Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation*, 86 (2) 117-124 p.
- CLEVENGER A. P., CHRUSZCZ B., GUNSON K. E. (2003): Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109 (1) 15-26 p.
- CLEVENGER A. P., FORD A. T., SAWAYA M. A. (2009): Banff wildlife crossings project: Integrating science and education in restoring population connectivity across transportation corridors. Final report to Parks Canada Agency. Radium Hot Springs, British Columbia, Canada: Parks Canada Agency. 165 p.

- CLEVINGER A. P., WALTHO N. (2000): Factors Influencing the Effectiveness of Wildlife Underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14 (1) 47-56 p.
- CLEVINGER A. P., WIERZCHOWSKI J., CHRUSZCZ B., GUNSON K. (2002): GIS-Generated, Expert-Based Models for Identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation Passages. *Conservation Biology*, 16 (2) 503-514 p.
- COELHO I., KINDEL A., COELHO A. (2008): Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 54 (4) 689-699 p.
- COLINO-RABANAL V., LIZANA M., PERIS S. (2011): Factors influencing wolf *Canis lupus* roadkills in Northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 57 (3) 399-409 p.
- CORLATTI L., HACKLÄNDER K., FREY-ROOS F. (2009): Ability of Wildlife Overpasses to Provide Connectivity and Prevent Genetic Isolation. *Conservation Biology*, 23 (3) 548-556 p.
- CSATHÓ A. I., CSATHÓ A. J. (2009): Elütött állatok Battonyán, Battonya Szeged, Csemete Természet- és Környezetvédelmi Egyesület. 63. p.
- CSERKÉSZ T., OTTLECH B., CSERKÉSZ-NAGY Á., FARKAS J. (2013): Interchange as the main factor determining wildlife-vehicle collision hotspots on the fenced highways: spatial analysis and applications. *European Journal of Wildlife Research*, 59 (4) 587-597 p.
- D'ANGELO G. J., D'ANGELO J. G., GALLAGHER G. R., OSBORN D. A., MILLER K. V., WARREN R. J. (2006): Evaluation of Wildlife Warning Reflectors for Altering White-Tailed Deer Behavior Along Roadways. *Wildlife Society Bulletin*, 34 (4) 1175-1183 p.
- DAVIES J. M., ROPER T. J., SHEPHERDSON D. J. (1987): Seasonal distribution of road kills in the European badger (*Meles meles*). *Journal of Zoology*, 211 (3) 525-529 p.
- DUNN O. J. (1964): Multiple Comparisons Using Rank Sums. *Technometrics*, 6 (3) 241-252 p.
- EDGAR J., APPLEBY R., JONES D. (2007): Efficacy of an ultrasonic device as a deterrent to dingoes (*Canis lupus dingo*): a preliminary investigation. *Journal of Ethology*, 25 (2) 209-213 p.
- ÉRDINÉ SZEKERES R. (2002): Magyarország és a Páneurópai Ökológiai Hálózat. NEMZETI ÖKOLOGIAI HÁLÓZAT, Környezetvédelmi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal. 14. p.
- FAHRIG L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34 (1) 487-515 p.
- FAHRIG L., RYTWINSKI T. (2009): Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14 (1) 21 p.
- FERRERAS P., ALDAMA J. J., BELTRÁN J. F., DELIBES M. (1992): Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardina* Temminck, 1824. *Biological Conservation*, 61 (3) 197-202 p.
- FINDLAY C. S., BOURDAGES J. (2000): Response Time of Wetland Biodiversity to Road Construction on Adjacent Lands. *Conservation Biology*, 14 (1) 86-94 p.
- FORD A. T., FAHRIG L. (2007): Diet and body size of North American mammal road mortalities. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12 (7) 498-505 p.
- FORMAN R. T. T. (1995): Land mosaics: the ecology of landscapes and regions, Cambridge, Cambridge University Press. 656. p.
- FORMAN R. T. T. (2000): Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States. *Conservation Biology*, 14 (1) 31-35 p.
- FORMAN R. T. T., LAUREN A. E. (1998): Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29 (1) 207-231 p.
- FORMAN R. T. T., SPERLING D., BISSONETTE J. A., CLEVINGER A. P., CUTSHALL C. D., DALE V. H., FAHRIG L., FRANCE R. L., GOLDMAN C. R., HEANUE K., JONES

- J., SWANSON F., TURRENTINE T., WINTER T. C. (2003): Road ecology: science and solutions, Washington, D.C., Island Press. 481. p.
- FRANTZ A. C., BERTOUILLE S., ELOY M. C., LICOPPE A., CHAUMONT F., FLAMAND M. C. (2012): Comparative landscape genetic analyses show a Belgian motorway to be a gene flow barrier for red deer (*Cervus elaphus*), but not wild boars (*Sus scrofa*). *Molecular Ecology*, 21 (14) 3445-3457 p.
- FUCHS D., HÄNEL K., LIPSKI A., REICH M., FINCK P., RIECKEN U. (2010): Länderübergreifender Biotopverbund in Deutschland - Grundlagen und Fachkonzept, Münster, BfN-Schr.-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag. 191. p.
- GEORGII B., KELLER V., PFISTER H. P., RECK H., PETERS-OSTENBERG E., HENNEBERG M., HERRMANN M., MUELLER-STIESS H., BACH L. 2011. Use of wildlife passages by invertebrate and vertebrate species Available from: <http://www.oeko-log.com/gruenbruecke11.pdf>.
- GRILO C., ASCENSÃO F., SANTOS-REIS M., BISSONETTE J. (2011): Do well-connected landscapes promote road-related mortality? *European Journal of Wildlife Research*, 57 (4) 707-716 p.
- GRILO C., BISSONETTE J., SANTOS-REIS M. (2008): Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation*, 17 (7) 1685-1699 p.
- GRILO C., BISSONETTE J. A., SANTOS-REIS M. (2009): Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation*, 142 (2) 301-313 p.
- GRYZ J., KRAUZE D. (2008): Mortality of vertebrates on a road crossing the Biebrza Valley (NE Poland). *European Journal of Wildlife Research*, 54 (4) 709-714 p.
- GUNSON K. E., IRELAND D., SCHUELER F. (2012): A tool to prioritize high-risk road mortality locations for wetland-forest herpetofauna in southern Ontario, Canada. *North-Western Journal of Zoology*, 8 (2) 409-413 p.
- GUNSON K. E., MOUNTRAKIS G., QUACKENBUSH L. J. (2011): Spatial wildlife-vehicle collision models: A review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management*, 92 (4) 1074-1082 p.
- HAIKONEN H., SUMMALA H. (2001): Deer-vehicle crashes: Extensive peak at 1 hour after sunset. *American Journal of Preventive Medicine*, 21 (3) 209-213 p.
- HAINES-YOUNG R., CHOPPING M. (1996): Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in physical geography*, 20 (4) 418-445 p.
- HALES S., KOVATS S., LLOYD S., CAMPBELL-LENDRUM D. (2014): Quantitative risk assessment of the effects of climate change on selected causes of death, 2030s and 2050s, Avenue Appia 20 - CH-1211 Geneva 27 - Switzerland, Public Health & Environment Department (PHE) Health Security & Environment Cluster (HSE) World Health Organization (WHO). 128. p.
- HÄNEL K., RECK H. (2011): Bundesweite Prioritäten zur Wiedervernetzung von Ökosystemen: die Überwindung straßenbedingter Barrieren - Ergebnisse des F+E-Vorhabens 3507 82 090 des Bundesamtes für Naturschutz, Münster, BfN-Schr.-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag. 353. p.
- HEDLUND J. H., CURTIS P. D., CURTIS G., WILLIAMS A. F. (2004): Methods to Reduce Traffic Crashes Involving Deer: What Works and What Does Not. *Traffic Injury Prevention*, 5 (2) 122 - 131 p.
- HELL P., PLAVÝ R., SLAMEČKA J., GAŠPARÍK J. (2005): Losses of mammals (Mammalia) and birds (Aves) on roads in the Slovak part of the Danube Basin. *European Journal of Wildlife Research*, 51 (1) 35-40 p.

- HELTAI M., MARKOV G. (2012): Red Fox (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758) as Biological Indicator for Environmental Pollution in Hungary. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89 (4) 910-914 p.
- HELTAI M., SZEMETHY L. (2009): Tilos az átjárás. *Magyar Vadászlap*, 18 (2) 87-89 p.
- HIRSCH T. (2010): Global Biodiversity Outlook 3, Secretariat of the Convention on Biological Diversity. p.
- HITCHINGS S. P., BEEBEE T. J. C. (1998): Loss of genetic diversity and fitness in Common Toad (*Bufo bufo*) populations isolated by inimical habitat. *Journal of Evolutionary Biology*, 11 (3) 269-283 p.
- HLAVÁČ V. (2005): Increasing Permeability of the Czech Road Network for Large Mammals. *GAEA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 14 (2) 175-177 p.
- HLAVÁČ V., ANDEL P. (2002): On the Permeability of Roads for Wildlife: A Handbook, Agency for Nature Conservation and Landscape Protection of the Czech Republic. p.
- HORVÁTH G. F., HORVÁTH B., SALI N., HERCZEG R. (2012): Community-level response to different human disturbances and land use of small mammals in two marshland habitat patches in Hungary. *Archives of Biological Sciences*, 64 (2) p.
- HUCK M., JĘDRZEJEWSKI W., BOROWIK T., MIŁOSZ-CIELMA M., SCHMIDT K., JĘDRZEJEWSKA B., NOWAK S., MYŚLAJEK R. (2010): Habitat suitability, corridors and dispersal barriers for large carnivores in Poland. *Acta Theriologica*, 55 (2) 177-192 p.
- HUIJSER M. P., BERGERS P. J. M. (2000): The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation*, 95 (1) 111-116 p.
- HURLEY M. V., RAPAPORT E. K., JOHNSON C. J. (2009): Utility of Expert-Based Knowledge for Predicting Wildlife-Vehicle Collisions. *The Journal of Wildlife Management*, 73 (2) 278-286 p.
- IUELL B., BEKKER G. J., CUPERUS R., DUFEK J., FRY G., HICKS C., HLAVÁČ V., KELLER V. B., ROSELL C., SANGWINE T., TØRSLØV N., WANDALL B. L. M. (2003): Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions., World Road Association - PIARC. 172. p.
- IVLEV V. S. (1961): Experimental ecology of the feeding of fishes, New Haven, Yale University Press. p.
- JAARSMA C. F., VAN LANGEVELDE F., BOTMA H. (2006): Flattened fauna and mitigation: Traffic victims related to road, traffic, vehicle, and species characteristics. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 11 (4) 264-276 p.
- JAEGER J. A. G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15 (2) 115-130 p.
- JAEGER J. A. G., BOWMAN J., BRENNAN J., FAHRIG L., BERT D., BOUCHARD J., CHARBONNEAU N., FRANK K., GRUBER B., VON TOSCHANOWITZ K. T. (2005): Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185 (2-4) 329-348 p.
- JAEGER J. A. G., FAHRIG L. (2004): Effects of Road Fencing on Population Persistence. *Conservation Biology*, 18 (6) 1651-1657 p.
- JĘDRZEJEWSKI W., NOWAK S., KUREK R., MYŚLAJEK R. W., STACHURA K., ZAWADZKA B., PCHAŁEK M. (2009): Animals and roads : methods of mitigating the negative impacts of roads on wildlife, Białowieża, Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences. 94. p.
- JĘDRZEJEWSKI W., NOWAK S., STACHURA K., SKIERCZYŃSKI M., MYŚLAJEK R. W., NIEDZIAŁKOWSKI K., JĘDRZEJEWSKA B., WÓJCIK J. M., ZALEWSKA H., PILOT M. (2005): Projekt korytarzy ekologicznych łączących Europejską sieć Natura 2000 w Polsce. (Proposal for ecological corridors linking Natura 2000). Phare Project PL0105.02 Implementation of the European Ecological Network in Poland, Białowieża, Badania Ssaków PAN - Mammal Research Institute of the Polish Academy of Sciences. 86. p.

- JONGMAN R., BOUWMA I., GRIFFIOEN A., JONES-WALTERS L., VAN DOORN A. (2011): The Pan European Ecological Network: PEEN. *Landscape Ecology*, 26 (3) 311-326 p.
- KENNETH DODD JR C., BARICHIVICH W. J., SMITH L. L. (2004): Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. *Biological Conservation*, 118 (5) 619-631 p.
- KLEIST A. M., LANCIA R. A., DOERR P. D. (2007): Using Video Surveillance to Estimate Wildlife Use of a Highway Underpass. *The Journal of Wildlife Management*, 71 (8) 2792-2800 p.
- KNAPP M., SASKA P., KNAPPOVÁ J., VONIČKA P., MORAVEC P., KŮRKA A., ANĐEL P. (2013): The habitat-specific effects of highway proximity on ground-dwelling arthropods: Implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 164 (0) 22-29 p.
- KRUSKAL W. H., WALLIS W. A. (1952): Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47 (260) 583-621 p.
- KUTAL M. (2013): Large carnivores and migration corridors in the Western Carpathians: Malá Fatra – Kysucké Beskydy – Moravskoslezské Beskydy – Javorníky, Olomouc, Friends of the Earth Czech Republic – Olomouc branch. 26. p.
- LIRO A., GŁOWACKA I., JAKUBOWSKI W., KAFTAN J., MATUSZKIEWICZ A. J., SZACKI J. (1995): Koncepcja krajowej sieci ekologicznej ECONET - POLSKA, Warszawa, Fundacja IUCN Poland. 205. p.
- LOH J., GREEN R. E., RICKETTS T., LAMOREUX J., JENKINS M., KAPOS V., RANDERS J. (2005): The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*, 360 (1454) 289-95 p.
- MAGNUS Z. (2006): Wildlife Roadkill Mitigation Information Kit. A guide for local government and land managers, Hobart Tasmania, Sustainable Living Tasmania. 36. p.
- MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG (2007a): ÚT 2-1.304:2007 sz. Útügyi Műszaki Előírás. *Ökológiai átjárók - Ecological Passages*. Budapest: Gazdasági és Közlekedési Minisztérium Hálózati Infrastruktúra Főosztály. 20 p.
- MAGYAR.ÚTÜGYI.TÁRSASÁG (2007b): ÚT 2-1.305:2007 sz. Útügyi Műszaki Előírás. *Védőkerítések kialakítása közutak mellett - Fences Along Roads*. Budapest: Gazdasági és Közlekedési Minisztérium Hálózati Infrastruktúra Főosztály. 13 p.
- MALO J. E., SUÁREZ F., DÍEZ A. (2004): Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology*, 41 (4) 701-710 p.
- MANN H. B., WHITNEY D. R. (1947): On a Test of Whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. *The Annals of Mathematical Statistics*, 18 (1) 50-60 p.
- MARKOLT F., HELTAI M., SZEMETHY L., LEHOCZKI R. (2010a): Az M3-as autópálya vadelütési adatainak vadgazdálkodási szempontú elemzése. *Agrár- és Vidékfejlesztési Szemle*, 5 (1 supplement) 410-416 p.
- MARKOLT F., HELTAI M., SZEMETHY L., LEHOCZKI R. (2010b): A hazai gyorsforgalmi utak vadelütési adatainak értékelése. *Vadbiológia*, 14 119-128 p.
- MARKOLT F., HERVAI A., HAVAS G., SZEMETHY L., HELTAI M. (2012a): 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.
- MARKOLT F., HERVAI A., HAVAS G., SZEMETHY L., HELTAI M. (2012b): 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., KISS G., HELTAI M. (2009a): Hogyan jutnak át a vadak egy átjáró nélküli autópályán? *Agrár- és Vidékfejlesztési Szemle*, 2009 (1) CD kiadvány p.

- MARKOLT F., KISS G., HELTAI M. (2009b): Úttalan utakon. Autópályák vadátjárók nélkül. *Vadon*, (5) 32-35 p.
- MARKOLT F., SZEMETHY L., LEHOCZKI R., HELTAI M. (2010c): 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.
- MATA C., HERVÁS I., HERRANZ J., MALO J. E., SUÁREZ F. (2009): Seasonal changes in wildlife use of motorway crossing structures and their implication for monitoring programmes. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 14 (7) 447-452 p.
- MARKOLT F., SZEMETHY L., LEHOCZKI R., HELTAI M. (2012c): Spatial and temporal evaluation of wildlife-vehicle collisions along the M3 Highway in Hungary. *North-Western Journal of Zoology*, 8 (2) 414-425 p.
- MATA C., HERVÁS I., HERRANZ J., SUÁREZ F., MALO J. E. (2008): Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management*, 88 (3) 407-415 p.
- MCCARTHY M. A. (1996): Extinction dynamics of the helmeted honeyeater: effects of demography, stochasticity, inbreeding and spatial structure. *Ecological Modelling*, 85 (2-3) 151-163 p.
- MCCOLLISTER M. F., VAN MANEN F. T. (2010): Effectiveness of Wildlife Underpasses and Fencing to Reduce Wildlife-Vehicle Collisions. *Journal of Wildlife Management*, 74 (8) 1722-1731 p.
- MILLS L. S., ALLENDORF F. W. (1996): The One-Migrant-per-Generation Rule in Conservation and Management. *Conservation Biology*, 10 (6) 1509-1518 p.
- MOSER B., JAEGER J., TAPPEINER U., TASSER E., EISELT B. (2007): Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology*, 22 (3) 447-459 p.
- NEGREA B. M., PRICOP E. (2009): Calla palustris L. a rare plant in a unique habitat "C Bol t u Swamp Reserve, Dorna Arini (Suceava County, Romania) - preliminary study regarding the anthropogenic impact. *Advances in Environmental Sciences - International Journal of the Bioflux Society* 1(2) 89-97 p.
- NELSON S. H., EVANS A. D., BRADBURY R. B. (2006): The efficacy of an ultrasonic cat deterrent. *Applied Animal Behaviour Science*, 96 (1-2) 83-91 p.
- NÉMETH N. (2005): Az autópálya-hálózat térszerkezet alakító hatásai - Magyarország esete. 139-179 p. In: FAZEKAS K. (Szerk.) *A hely és a fej: Munkapiac és regionalitás Magyarországon*. Budapest: MTA Közgazdaságtud. Int, 179 p.
- NOWAK S., JĘDRZEJEWSKI W., SCHMIDT K., THEUERKAUF J., MYŚLAJEK R., JĘDRZEJEWSKA B. (2007): Howling activity of free-ranging wolves (*Canis lupus*) in the Białowieża Primeval Forest and the Western Beskidy Mountains (Poland). *Journal of Ethology*, 25 (3) 231-237 p.
- O'NEILL R. V., KRUMMEL J. R., GARDNER R. H., SUGIHARA G., JACKSON B., DEANGELIS D. L., MILNE B. T., TURNER M. G., ZYGMUNT B., CHRISTENSEN S. W., DALE V. H., GRAHAM R. L. (1988): Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1 (3) 153-162 p.
- OKABE A., OKUNUKI K.-I., SHIODE S. (2006): SANET: A Toolbox for Spatial Analysis on a Network. *Geographical Analysis*, 38 (1) 57-66 p.
- ORLOWSKI G. (2008): Roadside hedgerows and trees as factors increasing road mortality of birds: Implications for management of roadside vegetation in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 86 (2) 153-161 p.

- PÁSZTOR L., FARKAS J., VERESNÉ S. H. (2008): Konfliktustérkép és kapcsolódó tanulmány a védett és fokozottan védett gerinces állatok közötti elütéséről. KIOP –3.1.2-2008-09-0002/1sz. Budapest: MTA TAKI, ELTE, BEKE, Unitef Kft. 71 p.
- PEARSON K. (1900): On the criterion that a given system of deviations from the probable in the case of a correlated system of variables is such that it can be reasonably supposed to have arisen from random sampling. *Philosophical Magazine Series 5*, 50 (302) 157-175 p.
- PERIS S., MORALES J. (2004): Use of passages across a canal by wild mammals and related mortality. *European Journal of Wildlife Research*, 50 (2) 67-72 p.
- POJAR T. M., PROSENCE R. A., REED D. F., WOODARD T. N. (1975): Effectiveness of a Lighted, Animated Deer Crossing Sign. *The Journal of Wildlife Management*, 39 (1) 87-91 p.
- POKORNY B. (2006): Roe deer-vehicle collisions in Slovenia: situation, mitigation strategy and countermeasures. *Veterinarski Arhiv*, 76 (7) 177-187 p.
- PUTMAN R. J. (1997): Deer and Road Traffic Accidents: Options for Management. *Journal of Environmental Management*, 51 (1) 43-57 p.
- RAHMAN M. M., RAHMAN M. M., ISLAM K. S. (2010): The Causes of Deterioration of Sundarban Mangrove Forest Ecosystem of Bangladesh: Conservation and Sustainable Management Issues. *AAFL Bioflux*, 3 (2) 77-90 p.
- RAMP D., CALDWELL J., EDWARDS K. A., WARTON D., CROFT D. B. (2005): Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, 126 (4) 474-490 p.
- REA R., CHILD K., SPATA D., MACDONALD D. (2010): Road and Rail Side Vegetation Management Implications of Habitat Use by Moose Relative to Brush Cutting Season. *Environmental Management*, 46 (1) 101-109 p.
- REIJNEN R., FOPPEN R. (2006): Impact of road traffic on breeding bird populations. p. In: DAVENPORT J., DAVENPORT J. (Szerk.) *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*. Springer Netherlands, 255-274 p.
- RICO A., KINDLMANN P., F. S. (2007): Barrier effects of roads on movements of small mammals. *Folia Zoologica*, 56 (1) 1-12 p.
- RIITERS K. H., O'NEILL R. V., HUNSAKER C. T., WICKHAM J. D., YANKEE D. H., TIMMINS S. P., JONES K. B., JACKSON B. L. (1995): A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, 10 (1) 23-39 p.
- RODRÍGUEZ A., DELIBES M. (2004): Patterns and causes of non-natural mortality in the Iberian lynx during a 40-year period of range contraction. *Biological Conservation*, 118 (2) 151-161 p.
- ROMPORTL D., ANDREAS M., ANDĚL P., BLÁHOVÁ A., BUFKA L., GORČICOVÁ I., HLAVÁČ V., MINÁRIKOVÁ T., STRNAD M. (2013): Designing Migration Corridors for Large Mammals in the Czech Republic. *Journal of Landscape Ecology*, 6 (1) 47 p.
- RONDININI C., DONCASTER C. P. (2002): Roads as barriers to movement for hedgehogs. *Functional Ecology*, 16 (4) 504-509 p.
- ROWDEN P., STEINHARDT D., SHEEHAN M. (2008): Road crashes involving animals in Australia. *Accident Analysis & Prevention*, 40 (6) 1865-1871 p.
- SAWCHIK J., DUFRÊNE M., LEBRUN P., SHTICKZELLE N., BAGUETTE M. (2002): Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly: modelling the effect of habitat fragmentation. *Acta Oecologica*, 23 (5) 287-296 p.
- SEILER A. (2005): Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 42 (2) 371-382 p.
- SEKGOROROANE G. B., DILWORTH T. G. (1995): Relative abundance, richness, and diversity of small mammals at induced forest edges. *Canadian Journal of Zoology*, 73 (8) 1432-1437 p.

- SKÓRKA P., LENDA M., MOROŃ D., KALARUS K., TRYJANOWSKI P. (2013): Factors affecting road mortality and the suitability of road verges for butterflies. *Biological Conservation*, 159 (0) 148-157 p.
- SMITH-PATTEN B., PATTEN M. (2008): Diversity, Seasonality, and Context of Mammalian Roadkills in the Southern Great Plains. *Environmental Management*, 41 (6) 844-852 p.
- SÖNDGERATH D., SCHRÖDER B. (2002): Population dynamics and habitat connectivity affecting the spatial spread of populations – a simulation study. *Landscape Ecology*, 17 (1) 57-70 p.
- SPEARMAN C. (1904): The Proof and Measurement of Association between Two Things. *The American Journal of Psychology*, 15 (1) 72-101 p.
- SPELLERBERG I. A. N. (1998): Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography*, 7 (5) 317-333 p.
- STOLARSKI M. (2007): UOZ-1 animal deterrent for railway lines with high-speed train traffic. p. In: JACKOWIAK B. (Szerk.) *Influence of Transport Infrastructure on Nature*. Warszawa - Poznań - Lublin: General Directorate of National Roads and Motorways, 173-179 p.
- SULLIVAN T. L., MESSMER T. A. (2003): Perceptions of Deer-Vehicle Collision Management by State Wildlife Agency and Department of Transportation Administrators. *Wildlife Society Bulletin*, 31 (1) 163-173 p.
- SZEMETHY L., HELTAI M. (2007): Az átjárók helyének kiválasztása. p. In: HELTAI M., SZŐCS E. (Szerk.) *Városi vadgazdálkodás. Jegyzet vadgazda mérnöki szakos hallgatók részére*. Gödöllő: Szent István Egyetem, Vadgazda Mérnöki Szak, 84-86 p.
- TAYLOR S., BUERGELT C., ROELKE-PARKER M., HOMER B., ROTSTEIN D. (2002): Causes of mortality of free-ranging Florida panthers. *J Wildl Dis*, 38 (1) 107-114 p.
- TROCMÉ M., CAHILL S., DE VRIES J. G., FARRALL H., FOLKESON L. G., FRY G., HICHKS C., PEYMEN J. (2002): COST 341 - Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure - The European Review, Luxembourg, European Communities, European Commission, Directorate General for Research. 253. p.
- TROMBULAK S. C., FRISSELL C. A. (2000): Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology*, 14 (1) 18-30 p.
- TURNER M. G. (1989): Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20 171-197 p.
- VAN DER REE R., JAEGER J. A., VAN DER GRIFT E. A., CLEVINGER A. P. (2011): Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and society*, 16 (1) 48-48 p.
- VAN LANGEVELDE F., VAN DOOREMALEN C., JAARSMA C. F. (2009): Traffic mortality and the role of minor roads. *Journal of Environmental Management*, 90 (1) 660-667 p.
- VERCAUTEREN K. C., GILSDORF J. M., HYGNSTROM S. E., FIORANELLI P. B., WILSON J. A., BARRAS S. (2006): Green and Blue Lasers are Ineffective for Dispersing Deer at Night. *Wildlife Society Bulletin*, 34 (2) 371-374 p.
- WARD A. I., PIETRAVALLE S., COWAN D. P., DELAHAY R. J. (2008): Deterrent or dinner bell? Alteration of badger activity and feeding at baited plots using ultrasonic and water jet devices. *Applied Animal Behaviour Science*, 115 (3-4) 221-232 p.
- WATKINS L. H. (1981): Environmental impact of roads and traffic, London, Applied Science Publishers Limited. p.
- WIEGAND T., REVILLA E., MOLONEY K. A. (2005): Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population Dynamics. *Conservation Biology*, 19 (1) 108-121 p.
- WOLTZ H. W., GIBBS J. P., DUCEY P. K. (2008): Road crossing structures for amphibians and reptiles: Informing design through behavioral analysis. *Biological Conservation*, 141 (11) 2745-2750 p.

WÜST W., KERN U., HERRMANN R. (1994): Street wash-off behaviour of heavy metals, polyaromatic hydrocarbons and nitrophenols. *Science of The Total Environment*, 146–147 (0) 457-463 p.

8.2. M2. Dunn's Post-hoc tesztek eredménytáblái

8.2.1. Jelentősebb magyar gyorsforgalmi utak összehasonlítása

Dunn's multiple comparisons test	Mean rank diff,	Significant?	Summary	Adjusted P Value
M0 vs. M1	-29,33	Yes	*	0,0116
M0 vs. M3	-37,95	Yes	***	0,0004
M0 vs. M7-M70	-17,42	No	ns	> 0,9999
M0 vs. M9	-34,25	No	ns	0,0996
M0 vs. M15	-57,42	Yes	****	< 0,0001
M0 vs. M30	-32,75	Yes	**	0,0074
M0 vs. M35	-38,15	Yes	*	0,0120
M1 vs. M3	-8,617	No	ns	> 0,9999
M1 vs. M7-M70	11,92	No	ns	> 0,9999
M1 vs. M9	-4,917	No	ns	> 0,9999
M1 vs. M15	-28,08	No	ns	0,1619
M1 vs. M30	-3,417	No	ns	> 0,9999
M1 vs. M35	-8,817	No	ns	> 0,9999
M3 vs. M7-M70	20,53	No	ns	0,5166
M3 vs. M9	3,700	No	ns	> 0,9999
M3 vs. M15	-19,47	No	ns	> 0,9999
M3 vs. M30	5,200	No	ns	> 0,9999
M3 vs. M35	-0,2000	No	ns	> 0,9999
M7-M70 vs. M9	-16,83	No	ns	> 0,9999
M7-M70 vs. M15	-40,00	Yes	**	0,0024
M7-M70 vs. M30	-15,33	No	ns	> 0,9999
M7-M70 vs. M35	-20,73	No	ns	> 0,9999
M9 vs. M15	-23,17	No	ns	> 0,9999
M9 vs. M30	1,500	No	ns	> 0,9999
M9 vs. M35	-3,900	No	ns	> 0,9999
M15 vs. M30	24,67	No	ns	0,6010
M15 vs. M35	19,27	No	ns	> 0,9999
M30 vs. M35	-5,400	No	ns	> 0,9999

8.2.2. Vadelütések

Dunn's multiple comparisons test	Mean rank diff,	Significant?	Summary	Adjusted P Value
januar vs. februar	-7,333	No	ns	> 0,9999
januar vs. marcius	-41,33	No	ns	> 0,9999
januar vs. aprilis	-64,71	Yes	**	0,0095
januar vs. majus	-51,08	No	ns	0,1781
januar vs. junius	-22,71	No	ns	> 0,9999
januar vs. julius	-22,92	No	ns	> 0,9999
januar vs. augusztus	-42,96	No	ns	0,7682
januar vs. szeptember	-67,33	Yes	**	0,0051
januar vs. oktober	-75,21	Yes	***	0,0007
januar vs. november	-52,58	No	ns	0,1329
januar vs. december	-10,83	No	ns	> 0,9999
februar vs. marcius	-34,00	No	ns	> 0,9999
februar vs. aprilis	-57,38	Yes	*	0,0497
februar vs. majus	-43,75	No	ns	0,6724
februar vs. junius	-15,38	No	ns	> 0,9999
februar vs. julius	-15,58	No	ns	> 0,9999
februar vs. augusztus	-35,63	No	ns	> 0,9999
februar vs. szeptember	-60,00	Yes	*	0,0281
februar vs. oktober	-67,88	Yes	**	0,0044
februar vs. november	-45,25	No	ns	0,5196
februar vs. december	-3,500	No	ns	> 0,9999

marcius vs. aprilis	-23,38	No	ns	> 0,9999
marcius vs. majus	-9,750	No	ns	> 0,9999
marcius vs. junius	18,63	No	ns	> 0,9999
marcius vs. julius	18,42	No	ns	> 0,9999
marcius vs. augusztus	-1,625	No	ns	> 0,9999
marcius vs. szeptember	-26,00	No	ns	> 0,9999
marcius vs. oktober	-33,88	No	ns	> 0,9999
marcius vs. november	-11,25	No	ns	> 0,9999
marcius vs. december	30,50	No	ns	> 0,9999
aprilis vs. majus	13,63	No	ns	> 0,9999
aprilis vs. junius	42,00	No	ns	0,9002
aprilis vs. julius	41,79	No	ns	0,9314
aprilis vs. augusztus	21,75	No	ns	> 0,9999
aprilis vs. szeptember	-2,625	No	ns	> 0,9999
aprilis vs. oktober	-10,50	No	ns	> 0,9999
aprilis vs. november	12,13	No	ns	> 0,9999
aprilis vs. december	53,88	No	ns	0,1027
majus vs. junius	28,38	No	ns	> 0,9999
majus vs. julius	28,17	No	ns	> 0,9999
majus vs. augusztus	8,125	No	ns	> 0,9999
majus vs. szeptember	-16,25	No	ns	> 0,9999
majus vs. oktober	-24,13	No	ns	> 0,9999
majus vs. november	-1,500	No	ns	> 0,9999
majus vs. december	40,25	No	ns	> 0,9999
junius vs. julius	-0,2083	No	ns	> 0,9999
junius vs. augusztus	-20,25	No	ns	> 0,9999
junius vs. szeptember	-44,63	No	ns	0,5790
junius vs. oktober	-52,50	No	ns	0,1351
junius vs. november	-29,88	No	ns	> 0,9999
junius vs. december	11,88	No	ns	> 0,9999
julius vs. augusztus	-20,04	No	ns	> 0,9999
julius vs. szeptember	-44,42	No	ns	0,6001
julius vs. oktober	-52,29	No	ns	0,1408
julius vs. november	-29,67	No	ns	> 0,9999
julius vs. december	12,08	No	ns	> 0,9999
augusztus vs. szeptember	-24,38	No	ns	> 0,9999
augusztus vs. oktober	-32,25	No	ns	> 0,9999
augusztus vs. november	-9,625	No	ns	> 0,9999
augusztus vs. december	32,13	No	ns	> 0,9999
szeptember vs. oktober	-7,875	No	ns	> 0,9999
szeptember vs. november	14,75	No	ns	> 0,9999
szeptember vs. december	56,50	No	ns	0,0598
oktober vs. november	22,63	No	ns	> 0,9999
oktober vs. december	64,38	Yes	*	0,0103
november vs. december	41,75	No	ns	0,9378

8.2.3. Őz

Dunn's multiple comparisons test	Mean rank diff.	Significant?	Summary	Adjusted P Value
január vs. február	7.833	No	ns	> 0.9999
január vs. március	-12.25	No	ns	> 0.9999
január vs. április	-83.30	Yes	****	< 0.0001
január vs. május	-88.43	Yes	****	< 0.0001
január vs. június	-59.75	Yes	*	0.0282
január vs. július	-42.33	No	ns	0.7075
január vs. augusztus	-35.79	No	ns	> 0.9999
január vs. szeptember	-7.250	No	ns	> 0.9999
január vs. október	-18.33	No	ns	> 0.9999
január vs. november	-26.33	No	ns	> 0.9999
január vs. december	-8.792	No	ns	> 0.9999
február vs. március	-20.08	No	ns	> 0.9999
február vs. április	-91.13	Yes	****	< 0.0001
február vs. május	-96.27	Yes	****	< 0.0001
február vs. június	-67.58	Yes	**	0.0045
február vs. július	-50.17	No	ns	0.1647
február vs. augusztus	-43.63	No	ns	0.5643
február vs. szeptember	-15.08	No	ns	> 0.9999
február vs. október	-26.17	No	ns	> 0.9999
február vs. november	-34.17	No	ns	> 0.9999
február vs. december	-16.63	No	ns	> 0.9999
március vs. április	-71.05	Yes	**	0.0019
március vs. május	-76.18	Yes	***	0.0005
március vs. június	-47.50	No	ns	0.3371
március vs. július	-30.08	No	ns	> 0.9999
március vs. augusztus	-23.54	No	ns	> 0.9999
március vs. szeptember	5.000	No	ns	> 0.9999
március vs. október	-6.083	No	ns	> 0.9999
március vs. november	-14.08	No	ns	> 0.9999
március vs. december	3.458	No	ns	> 0.9999
április vs. május	-5.136	No	ns	> 0.9999
április vs. június	23.55	No	ns	> 0.9999
április vs. július	40.96	No	ns	> 0.9999
április vs. augusztus	47.50	No	ns	0.3369
április vs. szeptember	76.05	Yes	***	0.0005
április vs. október	64.96	Yes	**	0.0085
április vs. november	56.96	No	ns	0.0518
április vs. december	74.50	Yes	***	0.0007
május vs. június	28.68	No	ns	> 0.9999
május vs. július	46.10	No	ns	0.4341
május vs. augusztus	52.64	No	ns	0.1264
május vs. szeptember	81.18	Yes	***	0.0001
május vs. október	70.10	Yes	**	0.0024
május vs. november	62.10	Yes	*	0.0166
május vs. december	79.64	Yes	***	0.0002
június vs. július	17.42	No	ns	> 0.9999
június vs. augusztus	23.96	No	ns	> 0.9999
június vs. szeptember	52.50	No	ns	0.1299
június vs. október	41.42	No	ns	0.9652
június vs. november	33.42	No	ns	> 0.9999
június vs. december	50.96	No	ns	0.1758
július vs. augusztus	6.542	No	ns	> 0.9999
július vs. szeptember	35.08	No	ns	> 0.9999
július vs. október	24.00	No	ns	> 0.9999
július vs. november	16.00	No	ns	> 0.9999
július vs. december	33.54	No	ns	> 0.9999

augusztus vs. szeptember	28.54	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. október	17.46	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. november	9.458	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. december	27.00	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. október	-11.08	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. november	-19.08	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. december	-1.542	No	ns	> 0.9999
október vs. november	-8.000	No	ns	> 0.9999
október vs. december	9.542	No	ns	> 0.9999
november vs. december	17.54	No	ns	> 0.9999

8.2.4. Vaddisznó

Dunn's multiple comparisons test	Mean rank diff.	Significant?	Summary	Adjusted P Value
január vs. február	6.625	No	ns	> 0.9999
január vs. március	17.21	No	ns	> 0.9999
január vs. április	4.155	No	ns	> 0.9999
január vs. május	-33.89	No	ns	> 0.9999
január vs. június	-37.94	No	ns	> 0.9999
január vs. július	-39.88	No	ns	0.8081
január vs. augusztus	-23.04	No	ns	> 0.9999
január vs. szeptember	-36.29	No	ns	> 0.9999
január vs. október	-43.38	No	ns	0.4245
január vs. november	-46.83	No	ns	0.2151
január vs. december	1.917	No	ns	> 0.9999
február vs. március	10.58	No	ns	> 0.9999
február vs. április	-2.470	No	ns	> 0.9999
február vs. május	-40.52	No	ns	0.8447
február vs. június	-44.56	No	ns	0.4081
február vs. július	-46.50	No	ns	0.2301
február vs. augusztus	-29.67	No	ns	> 0.9999
február vs. szeptember	-42.92	No	ns	0.4630
február vs. október	-50.00	No	ns	0.1111
február vs. november	-53.46	No	ns	0.0517
február vs. december	-4.708	No	ns	> 0.9999
március vs. április	-13.05	No	ns	> 0.9999
március vs. május	-51.10	No	ns	0.1117
március vs. június	-55.14	Yes	*	0.0464
március vs. július	-57.08	Yes	*	0.0222
március vs. augusztus	-40.25	No	ns	0.7558
március vs. szeptember	-53.50	No	ns	0.0513
március vs. október	-60.58	Yes	**	0.0093
március vs. november	-64.04	Yes	**	0.0038
március vs. december	-15.29	No	ns	> 0.9999
április vs. május	-38.05	No	ns	> 0.9999
április vs. június	-42.09	No	ns	0.7492
április vs. július	-44.03	No	ns	0.4504
április vs. augusztus	-27.20	No	ns	> 0.9999
április vs. szeptember	-40.45	No	ns	0.8547
április vs. október	-47.53	No	ns	0.2308
április vs. november	-50.99	No	ns	0.1143
április vs. december	-2.239	No	ns	> 0.9999
május vs. június	-4.045	No	ns	> 0.9999
május vs. július	-5.985	No	ns	> 0.9999
május vs. augusztus	10.85	No	ns	> 0.9999
május vs. szeptember	-2.402	No	ns	> 0.9999
május vs. október	-9.485	No	ns	> 0.9999
május vs. november	-12.94	No	ns	> 0.9999
május vs. december	35.81	No	ns	> 0.9999

június vs. július	-1.939	No	ns	> 0.9999
június vs. augusztus	14.89	No	ns	> 0.9999
június vs. szeptember	1.644	No	ns	> 0.9999
június vs. október	-5.439	No	ns	> 0.9999
június vs. november	-8.898	No	ns	> 0.9999
június vs. december	39.85	No	ns	0.9466
július vs. augusztus	16.83	No	ns	> 0.9999
július vs. szeptember	3.583	No	ns	> 0.9999
július vs. október	-3.500	No	ns	> 0.9999
július vs. november	-6.958	No	ns	> 0.9999
július vs. december	41.79	No	ns	0.5711
augusztus vs. szeptember	-13.25	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. október	-20.33	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. november	-23.79	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. december	24.96	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. október	-7.083	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. november	-10.54	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. december	38.21	No	ns	> 0.9999
október vs. november	-3.458	No	ns	> 0.9999
október vs. december	45.29	No	ns	0.2928
november vs. december	48.75	No	ns	0.1448

8.2.5. Borz

Dunn's multiple comparisons test	Mean rank diff.	Significant?	Summary	Adjusted P Value
január vs. február	-34.06	No	ns	0.7494
január vs. március	-66.88	Yes	****	< 0.0001
január vs. április	-69.72	Yes	****	< 0.0001
január vs. május	-59.65	Yes	**	0.0012
január vs. június	-46.01	No	ns	0.0630
január vs. július	-39.75	No	ns	0.2068
január vs. augusztus	-39.31	No	ns	0.2297
január vs. szeptember	-24.63	No	ns	> 0.9999
január vs. október	-10.63	No	ns	> 0.9999
január vs. november	-8.438	No	ns	> 0.9999
január vs. december	0.0625	No	ns	> 0.9999
február vs. március	-32.81	No	ns	0.9728
február vs. április	-35.66	No	ns	0.6898
február vs. május	-25.59	No	ns	> 0.9999
február vs. június	-11.95	No	ns	> 0.9999
február vs. július	-5.688	No	ns	> 0.9999
február vs. augusztus	-5.250	No	ns	> 0.9999
február vs. szeptember	9.438	No	ns	> 0.9999
február vs. október	23.44	No	ns	> 0.9999
február vs. november	25.63	No	ns	> 0.9999
február vs. december	34.13	No	ns	0.7395
március vs. április	-2.848	No	ns	> 0.9999
március vs. május	7.223	No	ns	> 0.9999
március vs. június	20.87	No	ns	> 0.9999
március vs. július	27.13	No	ns	> 0.9999
március vs. augusztus	27.56	No	ns	> 0.9999
március vs. szeptember	42.25	No	ns	0.1115
március vs. október	56.25	Yes	**	0.0019
március vs. november	58.44	Yes	***	0.0009
március vs. december	66.94	Yes	****	< 0.0001
április vs. május	10.07	No	ns	> 0.9999
április vs. június	23.71	No	ns	> 0.9999
április vs. július	29.97	No	ns	> 0.9999
április vs. augusztus	30.41	No	ns	> 0.9999

április vs. szeptember	45.10	No	ns	0.0794
április vs. október	59.10	Yes	**	0.0015
április vs. november	61.29	Yes	***	0.0007
április vs. december	69.79	Yes	****	< 0.0001
május vs. június	13.64	No	ns	> 0.9999
május vs. július	19.90	No	ns	> 0.9999
május vs. augusztus	20.34	No	ns	> 0.9999
május vs. szeptember	35.03	No	ns	0.7856
május vs. október	49.03	Yes	*	0.0285
május vs. november	51.21	Yes	*	0.0156
május vs. december	59.71	Yes	**	0.0012
június vs. július	6.259	No	ns	> 0.9999
június vs. augusztus	6.696	No	ns	> 0.9999
június vs. szeptember	21.38	No	ns	> 0.9999
június vs. október	35.38	No	ns	0.7303
június vs. november	37.57	No	ns	0.4608
június vs. december	46.07	No	ns	0.0620
július vs. augusztus	0.4375	No	ns	> 0.9999
július vs. szeptember	15.13	No	ns	> 0.9999
július vs. október	29.13	No	ns	> 0.9999
július vs. november	31.31	No	ns	> 0.9999
július vs. december	39.81	No	ns	0.2037
augusztus vs. szeptember	14.69	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. október	28.69	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. november	30.88	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. december	39.38	No	ns	0.2263
szeptember vs. október	14.00	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. november	16.19	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. december	24.69	No	ns	> 0.9999
október vs. november	2.188	No	ns	> 0.9999
október vs. december	10.69	No	ns	> 0.9999
november vs. december	8.500	No	ns	> 0.9999

8.2.6. Róka

Dunn's multiple comparisons test	Mean rank diff.	Significant?	Summary	Adjusted P Value
január vs. február	5.917	No	ns	> 0.9999
január vs. március	48.42	No	ns	0.2430
január vs. április	47.82	No	ns	0.3318
január vs. május	40.41	No	ns	> 0.9999
január vs. június	41.55	No	ns	0.9766
január vs. július	8.917	No	ns	> 0.9999
január vs. augusztus	-19.04	No	ns	> 0.9999
január vs. szeptember	-38.25	No	ns	> 0.9999
január vs. október	-43.67	No	ns	0.5815
január vs. november	-27.13	No	ns	> 0.9999
január vs. december	-1.250	No	ns	> 0.9999
február vs. március	42.50	No	ns	0.7123
február vs. április	41.90	No	ns	0.9216
február vs. május	34.49	No	ns	> 0.9999
február vs. június	35.63	No	ns	> 0.9999
február vs. július	3.000	No	ns	> 0.9999
február vs. augusztus	-24.96	No	ns	> 0.9999
február vs. szeptember	-44.17	No	ns	0.5323
február vs. október	-49.58	No	ns	0.1939
február vs. november	-33.04	No	ns	> 0.9999
február vs. december	-7.167	No	ns	> 0.9999
március vs. április	-0.5985	No	ns	> 0.9999
március vs. május	-8.008	No	ns	> 0.9999
március vs. június	-6.871	No	ns	> 0.9999
március vs. július	-39.50	No	ns	> 0.9999
március vs. augusztus	-67.46	Yes	**	0.0034
március vs. szeptember	-86.67	Yes	****	< 0.0001
március vs. október	-92.08	Yes	****	< 0.0001
március vs. november	-75.54	Yes	***	0.0004
március vs. december	-49.67	No	ns	0.1907
április vs. május	-7.409	No	ns	> 0.9999
április vs. június	-6.273	No	ns	> 0.9999
április vs. július	-38.90	No	ns	> 0.9999
április vs. augusztus	-66.86	Yes	**	0.0058
április vs. szeptember	-86.07	Yes	****	< 0.0001
április vs. október	-91.48	Yes	****	< 0.0001
április vs. november	-74.94	Yes	***	0.0007
április vs. december	-49.07	No	ns	0.2636
május vs. június	1.136	No	ns	> 0.9999
május vs. július	-31.49	No	ns	> 0.9999
május vs. augusztus	-59.45	Yes	*	0.0321
május vs. szeptember	-78.66	Yes	***	0.0003
május vs. október	-84.08	Yes	****	< 0.0001
május vs. november	-67.53	Yes	**	0.0049
május vs. december	-41.66	No	ns	0.9587
június vs. július	-32.63	No	ns	> 0.9999
június vs. augusztus	-60.59	Yes	*	0.0250
június vs. szeptember	-79.80	Yes	***	0.0002
június vs. október	-85.21	Yes	****	< 0.0001
június vs. november	-68.67	Yes	**	0.0037
június vs. december	-42.80	No	ns	0.7954
július vs. augusztus	-27.96	No	ns	> 0.9999
július vs. szeptember	-47.17	No	ns	0.3079
július vs. október	-52.58	No	ns	0.1062
július vs. november	-36.04	No	ns	> 0.9999
július vs. december	-10.17	No	ns	> 0.9999

augusztus vs. szeptember	-19.21	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. október	-24.63	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. november	-8.083	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. december	17.79	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. október	-5.417	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. november	11.13	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. december	37.00	No	ns	> 0.9999
október vs. november	16.54	No	ns	> 0.9999
október vs. december	42.42	No	ns	0.7226
november vs. december	25.88	No	ns	> 0.9999

8.2.7. Mezei nyúl

Dunn's multiple comparisons test	Mean rank diff.	Significant?	Summary	Adjusted P Value
január vs. február	-12.82	No	ns	> 0.9999
január vs. március	-51.95	No	ns	0.0735
január vs. április	-63.98	Yes	**	0.0059
január vs. május	-54.28	No	ns	0.0585
január vs. június	-32.58	No	ns	> 0.9999
január vs. július	-19.45	No	ns	> 0.9999
január vs. augusztus	-22.23	No	ns	> 0.9999
január vs. szeptember	-24.36	No	ns	> 0.9999
január vs. október	-26.86	No	ns	> 0.9999
január vs. november	-23.36	No	ns	> 0.9999
január vs. december	-18.18	No	ns	> 0.9999
február vs. március	-39.14	No	ns	0.9275
február vs. április	-51.16	No	ns	0.1141
február vs. május	-41.46	No	ns	0.7332
február vs. június	-19.76	No	ns	> 0.9999
február vs. július	-6.636	No	ns	> 0.9999
február vs. augusztus	-9.409	No	ns	> 0.9999
február vs. szeptember	-11.55	No	ns	> 0.9999
február vs. október	-14.05	No	ns	> 0.9999
február vs. november	-10.55	No	ns	> 0.9999
február vs. december	-5.364	No	ns	> 0.9999
március vs. április	-12.03	No	ns	> 0.9999
március vs. május	-2.327	No	ns	> 0.9999
március vs. június	19.37	No	ns	> 0.9999
március vs. július	32.50	No	ns	> 0.9999
március vs. augusztus	29.73	No	ns	> 0.9999
március vs. szeptember	27.59	No	ns	> 0.9999
március vs. október	25.09	No	ns	> 0.9999
március vs. november	28.59	No	ns	> 0.9999
március vs. december	33.77	No	ns	> 0.9999
április vs. május	9.700	No	ns	> 0.9999
április vs. június	31.40	No	ns	> 0.9999
április vs. július	44.53	No	ns	0.4220
április vs. augusztus	41.75	No	ns	0.6967
április vs. szeptember	39.62	No	ns	> 0.9999
április vs. október	37.12	No	ns	> 0.9999
április vs. november	40.62	No	ns	0.8491
április vs. december	45.80	No	ns	0.3323
május vs. június	21.70	No	ns	> 0.9999
május vs. július	34.83	No	ns	> 0.9999
május vs. augusztus	32.05	No	ns	> 0.9999
május vs. szeptember	29.92	No	ns	> 0.9999
május vs. október	27.42	No	ns	> 0.9999
május vs. november	30.92	No	ns	> 0.9999
május vs. december	36.10	No	ns	> 0.9999

június vs. július	13.13	No	ns	> 0.9999
június vs. augusztus	10.35	No	ns	> 0.9999
június vs. szeptember	8.218	No	ns	> 0.9999
június vs. október	5.718	No	ns	> 0.9999
június vs. november	9.218	No	ns	> 0.9999
június vs. december	14.40	No	ns	> 0.9999
július vs. augusztus	-2.773	No	ns	> 0.9999
július vs. szeptember	-4.909	No	ns	> 0.9999
július vs. október	-7.409	No	ns	> 0.9999
július vs. november	-3.909	No	ns	> 0.9999
július vs. december	1.273	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. szeptember	-2.136	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. október	-4.636	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. november	-1.136	No	ns	> 0.9999
augusztus vs. december	4.045	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. október	-2.500	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. november	1.000	No	ns	> 0.9999
szeptember vs. december	6.182	No	ns	> 0.9999
október vs. november	3.500	No	ns	> 0.9999
október vs. december	8.682	No	ns	> 0.9999
november vs. december	5.182	No	ns	> 0.9999

8.2.8. Vadelütés-gyakoriság a hét napjai szerint

Dunn's multiple comparisons test	Mean rank diff,	Significant?	Summary	Adjusted P Value
hétfő vs. kedd	1,714	No	ns	> 0,9999
hétfő vs. szerda	5,286	No	ns	> 0,9999
hétfő vs. csütörtök	2,500	No	ns	> 0,9999
hétfő vs. péntek	9,643	No	ns	> 0,9999
hétfő vs. szombat	6,000	No	ns	> 0,9999
hétfő vs. vasárnap	-19,64	No	ns	0,2121
kedd vs. szerda	3,571	No	ns	> 0,9999
kedd vs. csütörtök	0,7857	No	ns	> 0,9999
kedd vs. péntek	7,929	No	ns	> 0,9999
kedd vs. szombat	4,286	No	ns	> 0,9999
kedd vs. vasárnap	-21,36	No	ns	0,1083
szerda vs. csütörtök	-2,786	No	ns	> 0,9999
szerda vs. péntek	4,357	No	ns	> 0,9999
szerda vs. szombat	0,7143	No	ns	> 0,9999
szerda vs. vasárnap	-24,93	Yes	*	0,0230
csütörtök vs. péntek	7,143	No	ns	> 0,9999
csütörtök vs. szombat	3,500	No	ns	> 0,9999
csütörtök vs. vasárnap	-22,14	No	ns	0,0784
péntek vs. szombat	-3,643	No	ns	> 0,9999
péntek vs. vasárnap	-29,29	Yes	**	0,0026
szombat vs. vasárnap	-25,64	Yes	*	0,0165

8.2.9. A hét napjainak átlagos napi forgalma

Dunn's multiple comparisons test	Mean rank diff,	Significant?	Summary	Adjusted P Value
hétfő vs. kedd	23,45	No	ns	> 0,9999
hétfő vs. szerda	3,223	No	ns	> 0,9999
hétfő vs. csütörtök	-52,67	No	ns	0,2327
hétfő vs. péntek	-112,6	Yes	****	< 0,0001
hétfő vs. szombat	90,99	Yes	***	0,0002
hétfő vs. vasárnap	94,31	Yes	***	0,0001
kedd vs. szerda	-20,23	No	ns	> 0,9999
kedd vs. csütörtök	-76,13	Yes	**	0,0051
kedd vs. péntek	-136,0	Yes	****	< 0,0001
kedd vs. szombat	67,54	Yes	*	0,0224
kedd vs. vasárnap	70,86	Yes	*	0,0125
szerda vs. csütörtök	-55,90	No	ns	0,1421
szerda vs. péntek	-115,8	Yes	****	< 0,0001
szerda vs. szombat	87,77	Yes	***	0,0004
szerda vs. vasárnap	91,08	Yes	***	0,0002
csütörtök vs. péntek	-59,91	No	ns	0,0811
csütörtök vs. szombat	143,7	Yes	****	< 0,0001
csütörtök vs. vasárnap	147,0	Yes	****	< 0,0001
péntek vs. szombat	203,6	Yes	****	< 0,0001
péntek vs. vasárnap	206,9	Yes	****	< 0,0001
szombat vs. vasárnap	3,317	No	ns	> 0,9999

9. Köszönetnyilvánítás

Hálás köszönetemet szeretném kifejezni mindazoknak, akik az értekezés elkészültéhez hozzájárultak:

Szüleimnek, hogy lehetővé tették felsőfokú tanulmányaimat, és ahhoz minden segítséget megadtak.

Feleségemnek és egész családomnak azt a hihetetlen türelmet és sokféle támogatást, amivel a dolgozat elkészültét segítették.

Heltai Miklós témavezetőmnek, aki szakmai munkámat már a TDK-s időszak óta irányítja, aki hathatós közreműködésére kezdtem doktori tanulmányomba, és aki nélkül ez a disszertáció egészen biztosan nem állt volna össze.

Csáki Tamás egykori doktorandusz-társamnak rengeteg segítségét.

Szemethy László egykori társ-témavezetőmnek, valamint a VadVilág Megőrzési Intézet összes munkatársának, egykori kollégáimnak, akik sokrétű segítségükkel járultak hozzá a disszertáció elkészültéhez, valamint szakmai fejlődésemhez.

Az Állami Autópálya Kezelő Zrt.-től Suta Györgynek és Kiss Ernőnek együttműködésükért, és számos adat rendelkezésemre bocsátásáért; a Nemzeti Infrastruktúra Fejlesztő Zrt.-től Jóna Péternek és Török-Szabó Ágnesnek szakmai segítségükért és támogatásukért; a Közlekedésfejlesztési Koordinációs Központtól Forrainé Hernádi Veronikának és Zsidákovits Józsefnek adatok rendelkezésemre bocsátásáért, valamint Havas Gergelynek sokrétű segítségéért; és a Magyar Közút Nonprofit Zrt.-től Berkes Péternek adatok rendelkezésemre bocsátásáért, segítségéért.

Végül pedig a Magyar Tudományos Akadémia Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetének, hogy lehetőséget biztosított az Agrotopográfiai Adatbázis felhasználására.