

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

Ballók Zsuzsanna

Sopron

2011

0

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

Szervezett doktori képzés

A vonalas létesítmények szerepe a gímszarvas terület - használatában

Doktorandusz neve: **Ballók Zsuzsanna**

Doktori Iskola megnevezése: **Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok**

Doktori Iskola

Doktori program megnevezése: **Vadgazdálkodás**

Tudományos vezető: **Dr. Náhlik András**

Képzési forma: **Esti**

Sopron, 2011

A vonalas létesítmények szerepe a gímszarvas terület - használatában

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében,
a Nyugat-Magyarországi Egyetem **Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok**
Doktori Iskolája
Vadgazdálkodás programjához tartozóan

Írta:
Ballók Zsuzsanna

Témavezető: Dr. Náhlik András

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

.....
(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton % -ot ért el,
Sopron

.....
a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen /nem)

Első bíráló (Dr.) igen /nem

(aláírás)

Második bíráló (Dr.) igen /nem

(aláírás)

(Esetleg harmadik bíráló (Dr.) igen /nem

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján% - ot ért el
Sopron

.....
a Bírálóbizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....
Az EDT elnök

Tartalomjegyzék

Kivonat	6
Abstract	8
1. Bevezetés	9
1.1. Probléma felvetés, a dolgozat célja	9
1.2. Vizsgált kérdések.....	10
1.3. Hipotézisek	11
1.4. Predikciók	12
2. Irodalmi feldolgozás	14
2.2. Fragmentáció, vonalas létesítmények	14
2.2.1. Utak	14
2.2.2. Vonalas létesítmények.....	20
2.2.3. Élőhely – fragmentáció	20
2.2.4. Vadátjárók.....	22
2.2.5. Erdészeti, mezőgazdasági kerítések	25
2.3. A gímszarvas terület-használata	29
2.4. A szarvasok helyválttatása	32
3. Anyag és módszer.....	37
3.1. Vizsgálati terület.....	37
3.2. Az adat-felvételezés módszerei	40
3.2.1. Hulladék csoport-számlálás	40
3.2.2. Nyomszámlálás.....	45
3.4. Az adatok jellemzése.....	47
3.3. Statisztikai módszerek, az adatok feldolgozása.....	48
5. Eredmények	50
5.1. Erdészeti kerítések környezete	50

5. 2. Vadátjárók „kihasználtságának” vizsgálata	58
6. Eredmények értékelése, következtetések, javaslatok	65
7. Összefoglalás	69
8. Irodalom jegyzék	71
9. Mellékletek	81
9.1. A dolgozat tézisei	81
9.2. Publikációs lista	82



(Fotó: Porkoláb Zoltán)

Kivonat

Vonalas létesítmények közvetlen környezetét vizsgáltam, hogy megtudjam, milyen távolságra közelítik meg azokat a gímszarvasok, valamint hogy hogyan változik a szarvasok kimutatható jelenléte egy sáv mentén, melyen megépül egy kerítésekkel kísért autópálya.

A vonalas létesítmények gímek előfordulására gyakorolt hatását nem a gímszarvassal kapcsolatosan gyakrabban szokásos több km-s távolságokon jelentkező különbségeket keresve közelítettem meg, hanem pár métertől pár száz méterig terjedő távolságot, valamint a vonalas létesítményen áthaladó átjárókat alapul véve. Mindehhez két féle módszert használtam. A kerítések vizsgálatánál hulladék számlálásos módszert, az átjáróknál nyomszámlálásos módszert.

Vizsgálataim során kiderült, a különféle célú erdészeti kerítések, még 40-80 méteres távolságig közvetlenül befolyásolják a szarvasok előfordulását. Közvetlen közelükben gyakorlatilag 0-ra csökken az előfordulás, de 40-80 méterre egyedszám sűrűség emelkedés tapasztalható, majd nagyobb távolságban ismét csökken ez a sűrűség.

Ezt az eredményt figyelembe véve elképzelhető, hogy a szarvasok nehezen merészkednek olyan helyre, ahol két jelentős fizikai akadály között mindössze csak 15 - 17 m van, a kialakított vadátjárók paramétereinek következtében. Ilyen probléma adódik a kerítéssel kísért autópályák egyes szakaszainál is.

Adat-felvételezést végeztem az M7-s, épülő autópálya egy adott szakaszának nyomvonalán, majd folytattam a felvételezést a megépült autópálya vadátjáróin, az úttestet kísérő kerítés felállítását után is. Az autópálya-építkezést követően a kezdetekben tapasztalható „szarvas-forgalomnak” csupán a töredéke maradt meg, és oszlott el a megépített vadátjárókon. A szarvasok nem használták az újonnan épült átjárókat, amíg akár nagyobb távolság megtételének árán is, de meg tudták kerülni az épülő útszakaszt. Az épülő, ill. megépült autópálya nem csak a szarvasok területhasználatának intenzitását változtatja meg az egyes szakaszokon, hanem ezen intenzitás eloszlási arányait is. Az építkezések megkezdése előtt a kettéosztott, vizsgált szakaszon egyenletesnek bizonyult a szarvasok előfordulása. Az átjárók megépítése után már jelentősen nagyobb forgalom bonyolódott az első, először elkészülő szakaszon, melyen a legszélesebb, több funkciós átjáró is volt. Ez az átjáró bizonyult végig a legforgalmasabbnak a négy közül.

Abstract

I studied the surroundings of linear constructions to examine how close deer approach them, and to see how the frequency of their appearance changes after a fenced off highway is completed. My experiments showed that different forestry fences directly influence the appearance of deer within up to 40-80 meters from the fence. Their counted pellet groups basically drops to 0 right next to the fence, their detected frequency peaks at 40-80 meters away, decreasing back to a lower level further away.

In light of these results it is very likely that deer won't venture to a place that has only 15-17 meters between two obstacles, as is the case with the artificial passage ways. This problem is present at different parts along a fenced off highway.

In my study, first step was the collection of data from the track marked for construction. I continued collecting data on wildlife crossings after the construction works of the highway and the completion of fences.

After the construction of a highway, only a fraction of the original deer-traffic remains and spreads over the built passage ways. Under-construction and finished highways change not only the frequency of deer appearances, but their distribution as well. Right after the construction was finished, it was evident which passage ways were used more likely, and that the animals didn't use them as long as there was a possibility to get around the part under construction, even if it meant walking a much larger distance.

The problem of either narrow passage ways may be solved somewhat if these "holes" are widened into a cone using deflector fences, or if these passages are not necessarily built only for the wildlife. Passages built with multiple purposes (though these are much more disturbed) can be more economical and have much larger parameters (can be wider for example) than those built solely for animals.

1. Bevezetés

1.1. Probléma felvetés, a dolgozat célja

Pár száz évvel ezelőtt gyakorlatilag ismeretlen volt a mindennapi életben a kerítések alkalmazása. A későbbiekben megjelenő kis mennyiségű elkerítés az anyagi javak többi ember elől való elzárását szolgálta. (pl.: A városokban lakók kerítései). A háziállatok még többnyire szabadon legeltek, pusztán pár, kisebb területet (pl. ház körüli kerteket, kisebb, értékesebb ültetvényeket) kerítették el előlük. Ahogy azonban nőtt az emberek száma, úgy nőtt természetesen a házi állatok száma, valamint a növénytermesztésbe vont területek mennyisége is. Ez növelte a konfliktusokat, és emiatt a különböző célú kerítések sűrűségét is. Főként az európai országokban kezdtek először szélesebb körben, jelentősen terjedni a nagyobb, több hektáros elkerített területek, melyek kirekesztették az ott nem kívánatos vadat. A gyorsforgalmi utak terjedése a világban még inkább elősegítette a kerítések terjedését, mivel az utakra tévedő házi és vadon élő állatok egyre több balesetet okoztak. Ezek a tájleptékű kerítések már több 100 km hosszan húzódnak, és a környezetet is táj szinten befolyásolják.

Napjainkra eljutottunk odáig, hogy az ilyen, különböző célú kerítések tömege alapjaiban változtatja meg az élőhely minőségét és mennyiségét. Új problémaként vetődik fel, hogy milyen hatása van több, egymás közelében felállított kerítésnek. Felvetődik a kérdés, hogy egy-egy elkerítés hogyan befolyásolja közvetlen környezetében a szarvas mozgását, és ezen keresztül mi az a távolság, melyen belül, ha újabb kerítés kezdődik, az már nem tekinthető külön álló objektumnak. Más szóval mekkora az a távolság két elkerített terület között, mely már nem teszi lehetővé szarvasok számára a két terület közti áthaladást, és így mintegy egyetlen területet alkotva, egységesen rekesztik ki azokat.

A fentiekhez hasonló probléma vetődik fel a kerítéssel kísért autópályák esetében is. Kisebb, nagyobb térbeli kiterjedésű vadátjárókkal vagy vad átjárására is alkalmas egyéb célú alul- vagy felüljárókkal próbálják továbbra is lehetővé tenni az állatok számára, hogy mozogjanak az egyes habitatok között. Ezeknek az átjáróknak a paraméterei, fizikai tulajdonságai, elhelyezkedése azonban koránt sem mindegy.

Kérdés, a vonalas létesítmények közvetlen környezetét vizsgálva, hogy milyen távolságban közelítik meg azt a gímszarvasok, valamint, hogy hogyan változik a szarvasok kimutatható jelenléte egy sáv mentén, melyen megépül egy kerítésekkel kísért autópálya.

1. 2. Vizsgált kérdések

Erdészeti és vadaskerti kerítések hatásának vizsgálata

1. Alkalmas-e a hullaték számlálási módszer a szarvas sűrűség változásainak térbeli becslésére olyan esetekben, mikor mindössze pár 10 méter van az egyes mintaterületek között?
2. Van-e eltérés a nagyobb területű disznós kert melletti és a kisebb területű, erdősítést védő kerítések melletti területek által alkotott két csoport között abban, hogy a kerítéstől mért távolsággal hogyan változik a szarvasok előfordulási gyakorisága?
3. A kerítések közvetlen környezetében észlelhető előfordulási gyakoriság mutat-e eltérést a különböző kiterjedésű elkerítések mellett? 4. Van-e kimutatható összefüggés a kerítéstől mért távolság és a szarvasok előfordulásának gyakorisága között?

Vadátjárók „kihasználtságának” vizsgálata

1. Van-e különbség az autópálya megépítése előtt a már kijelölt útvonal két adott szakaszán becsült vad-átjárás között?
2. Az egyes szakaszokon felvett adatokat összehasonlítva az adott szakaszon később megépített két átjáró összesített adatával, hogy változik a „vad forgalom” az építkezés előtt és után ezeken a részeken
3. A vadforgalom időbeli változási folyamatának leírása

1. 3. Hipotézisek

Erdészeti és vadaskerti kerítések hatásának vizsgálata

1. A hulladék számlálás módszere alkalmas gímszarvas esetében pár száz méteren, vagy ennél is kisebb távolságon jelentkező előfordulási különbségek kimutatására.
2. A disznós kert melletti nagyobb, és a kisebb, erdősítést védő kerítések melletti területek által alkotott két csoport között van különbség abban, hogy a kerítéstől mért távolsággal hogyan változik a szarvasok előfordulási gyakorisága.
3. A kerítések közvetlen környezetében észlelhető előfordulási gyakoriság mutat eltérést a disznós kert melletti nagyobb, és a kisebb, erdősítést védő kerítések melletti mintaterületek alkotta két csoport között.
4. Kimutatható összefüggés van a kerítéstől mért távolság és a szarvasok előfordulásának gyakorisága között.

Vadátjárók „kihasználtságának” vizsgálata

1. Az autópálya megépítése előtt, a már kijelölt útvonal két adott szakaszán becsült vadátjárás között különbség van.
2. Az építkezés előtti és az építkezés utáni (a már megépült vadátjárókon mért) „vadforgalom” mértéke eltérést mutat.
3. Időbeni tendenciák keresése a szarvas előfordulási gyakoriságában a vizsgált szakaszokon, az adott időtartamban.

1.4. Predikciók

Erdészeti és vadaskerti kerítések hatásának vizsgálata

- 1.A) A hulladék számlálás módszerével gímszarvas esetében pár száz méteren, vagy ennél is kisebb távolságon jelentkező előfordulási különbségek vizsgálatában mutathatók ki szignifikáns különbségek valamint térbeli változásokra utaló tendenciák.
- 1.B) Ezzel a módszerrel ilyen kis léptékben gímszarvas esetében nem mutathatók ki különbségek vagy tendenciák.
- 2.A) A nagyobb kiterjedésű disznós kert mellett a kerítéshez közelebb található a gímek előfordulási gyakoriságának relatív emelkedése, mint a kisebb, erdősítéseket védő kerítések esetében.
- 2.B) A nagyobb kiterjedésű disznós kert mellett a kerítéstől távolabb található a gímek előfordulási gyakoriságának relatív emelkedése, mint a kisebb, erdősítéseket védő kerítések esetében.
- 2.C) Nincs ilyen kimutatható különbség.
- 3.A) A nagyobb területű disznós kert melletti minta-területeken összességében több szarvas hulladék található, mint a másik típusú kerítések mellett.
- 3.B) A kisebb területű, erdősítéseket védő kerítések mellett található több hulladék csoport.
- 3.C) Nincs ilyen különbség.
- 4.A) Kimutatható összefüggés van a két eltérő nagyságú kerítéstől mért távolság és a szarvasok előfordulásának gyakorisága között.
- 4.B) Nincs ilyen összefüggés.

Vadátjárók „kihasználtságának” vizsgálata

- 1.A) Az autópálya megépítése előtt, a már kijelölt útvonal két szakasza közül az egyik vagy a másikon nagyobb mértékű vad-előfordulás tapasztalható.
- 1.B) Nincs ilyen különbség.

- 2.A) Az építkezés előtti állapothoz képest az építkezés utáni (a már megépült vadátjárókon mért) „vad forgalom” mértéke lecsökken.
- 2.B) Nem mutatható ki különbség.

- 3.A) Az építkezés előtti és az építkezés utáni időszakban is kimutatható időbeni tendencia a szarvasok előfordulási gyakoriságának változásában.
- 3.B) Csak az építkezés után mutatható ki ilyen időbeni tendencia.
- 3.C) Időbeni tendenciák nem mutathatók ki a vizsgálat ideje alatt.

2. Irodalmi feldolgozás

2. 2. Fragmentáció, vonalas létesítmények

2. 2. 1. Utak

Globálisan tekintve az emberi tevékenység bolygónk felszínének egyharmadát, felét érinti közvetlenül. Ennek a hatásnak jelentős részét az utak jelenlétének tulajdonítják. (Bissonette & Adair, 2008). Az egyre növekvő mennyiségű irodalom, mely az utaknak a természeti környezetre, élőhelyre gyakorolt hatásával foglalkozik, mutatja, hogy mennyire fontos ez a kérdés mind a biológusok, vadgazdálkodók, természetvédők, stb., mind a közlekedés szervezésében, tervezésében, szabályozásában résztvevők számára.

Nagyon sokféle hatásról beszélhetünk itt, melyeket több, különböző módon csoportosíthatunk. Lehetnek ezek biotikusak vagy abiotikusak, közvetlenek vagy közvetettek, stb. Legszembeötlőbbek az ökoszisztéma szerkezetében az egyre fejlődő úthálózat hatására bekövetkező változások. Így például az egyes habitatok feldarabolódása, egyéb szerkezetbeli (pl.: megnövekedett arányú szegély területek), funkcióbeli változások, vagy az élőhely teljes leromlása, megszűnése. Sok állatfaj szempontjából okoz az utakon és közvetlen környezetükben tapasztalható megnövekedett zaj, mozgás jelentős élőhely romlást (Paquet & Callaghan, 1996; Forman & Alexander, 1998). Mindezek mellett jelentős az egyedek utakon történő elhullása is, mely szélsőséges esetekben egyes helyi, elszigetelt populációkra nézve önmagában is végzetes eredménnyel járhat. (Pl. Tasmania területén – Magnus et al., 2004) Az egyre gyarapodó, növekvő úthálózattal, de még annál is nagyobb arányban nő az emberi zavarás, behatás a természeti környezetben.

Az 1990-es évek során Svédországban történt, a rendőrség által jegyzett közlekedési balesetek mintegy 60%-t tették ki a vadütközések (Olsson et al, 2008). A későbbi évek során kiépített védőkerítés hálózat nagyon hatékony az ilyen balesetek megelőzésében, ugyanakkor teljes barriert képez, elszeparálva az egyes élőhelyeket. Ezeken keresztül erősen korlátozza az egyes egyedek mozgását is, és meggátolja, hogy hozzáférjenek létszükségleteiket kielégítő forrásokhoz.

A települések számának és területének növekedése, az utak, főként az autópályák szegregációs hatása, a gépjármű forgalom drasztikus növekedése egyre szűkíti a vad életterét. A kerítésekkel kísért autópályák növekvő hossza (több mint. 1300 km hazánkban) a gímszarvas évszázados migrációját veszélyezteti. Egy ide vonatkozó becslés szerint a vadátjárók csupán 20%-a alkalmas a nagyvad átjárására (Nagy & Bíró 2007). Ez nagy veszélyt jelenthet a gím génkészletének megőrzésére.

Az utak ökológiai hatásainak összefoglalására több tanulmány is készült (van der Ree et al, 2011; Trombulak & Frissel, 2000)

Egy út által befolyásolt zóna az a sáv, mely az út szélétől kezdődik, és addig tart, amíg az útnak közvetlen ökológiai hatása kimutatható (Froman & Alexander, 1998 in van der Ree et al, 2011). Ilyen hatást mutatott ki számszerűen például Eigenbrod munkatársaival ((2009), in van der Ree et al, 2011)) Farkatlan kételtűek fajgazdagságát és egyedszámuk relatív sűrűségét nézték és öt jelen lévő fajból négyenél az út erős, negatív hatását mutatták ki, attól 250 – 1000 méterre (fajtól függően)

Az utakat szegélyező növényzet gyakorta nyújt élőhelyet bizonyos állatfajoknak. (Bissonette & Rosa, 2009 in van der Ree et al, 2011) Ezen fajok egyedei számára egyértelműen ható tényező a forgalom zaja. Például egyes madár és béka fajok esetében jelentősen befolyásolhatja ez a kommunikációt. (pl.:Parris et al, 2009 in van der Ree et al, 2011; Hoskin & Goosem, 2010 in van der Ree et al, 2011)

Egyes nagy forgalmú utakhoz hozzá tartoznak a rajtuk megépülő vad-, hulló- és egyéb átjárók is, melyek épp az előbbieket környezetre gyakorolt negatív hatásait igyekeznek csökkenteni, A vadátjárók hatásáról szóló irodalom feldolgozásával a dolgozat külön fejezetében foglalkozok. (2.2.4. Vadátjárók c. fejezet)

Az utak befolyásolják az állatok mozgását, utak melletti viselkedését is. Bouchard és munkatársai ((2009), in van der Ree et al, 2011)) egy azonos békafaj (*Rana pipiens*) egyedeit tavaszi vonulás idején engedte el különböző forgalmú utak mellett és azt találták, hogy a nagyobb forgalmú utakhoz került békák jóval lassabban értek céljukhoz és nagyobb mértékben is tértek el az oda vezető, egyenesnek számító útiránytól.

Az utak káros ökológiai hatásai Trombulak & Frissel, (2000) csoportosításában:

- Az útépités folyamatának mortalitást fokozó hatása
- A gázolások miatt az elhullás növekedése
- Az állatok viselkedésének megváltoztatása
- A fizikai környezet megváltoztatása
- A kémiai környezet megváltoztatása
- Az idegenhonos fajok terjedésének segítése
- Az emberi élőhely-pusztítás és –használat felerősítése

Az utak építésekor minden helyhez kötött és sok lassan mozgó élőlény elpusztul. Ennek a folyamatnak a nagyvadra inkább közvetett hatása van, ugyanez azonban már nem mondható el a gázolások okozta mortalitásról. A gázolásból eredő halálozást és a populációk fragmentálódását valamelyest csökkenteni lehet az állatok mozgását segítő műtárgyak (alagút, vad-felüljáró) építésével.

Az utak jelenléte sok állatfaj viselkedésére is hathat. Hatással lehet az adott faj mozgáskörzetének nagyságára, elhelyezkedésére, az állat mozgásának mintázatára, csökkentheti szaporodási sikerét, módosíthatja a menekülési reakcióját vagy akár a fiziológiai állapotát is (Tull & Krausman 2001; Alexander & Waters 2000; Bissonette & Adair, 2008). Könnyen belátható, hogy főként a kiterjedt mozgáskörzettel rendelkező fajok (amilyen a szarvas is, de példaként említhetők még a medvék, farkasok, stb.) kényszerülnek gyakorta az utakon keresztül haladni (Oehler & Litvaitis, 1995). Bissonette & Adair (2008) 102 különböző emlősfaj mozgáskörzetének vizsgálatával, elemzésével, a fajokat mozgáskörzet nagysága szerinti hat kategóriába sorolta. Emellett arról gyűjtöttek adatokat, hogy egy – egy adott útszakasz mely kilométer kövéhez milyen távolságban és milyen gyakorisággal fordulnak elő az adott faj egyedei. Mindezekből arra következtettek, hogy a mozgáskörzet nagyságának függvényében milyen hosszú az az útszakasz, melyen érdemes volna vadátjárót létrehozni az adott kategóriába tartozó fajok számára.

Az utak kialakította szegélyhatás következtében megváltoznak a mikroklimatikus viszonyok, ezeken felül pedig változik a talaj nedvességtartalma, a levegő portartalma, a felszíni vízfolyások nyomvonala, a terület vízfolyásának, üledék lerakódásának mintázata. A hidrológiai hatás is nagyon jelentős, akár nagy távolságban is kimutathatóak a következményei,

melyek hosszú időn keresztül megmaradnak. Alakíthatják a partvonalak lefutását, a vízfolyások nyomvonalát, vizes élőhelyeket szüntethetnek meg, vagy hozhatnak létre. Összességében, egy út jelenléte hatással van közvetlen környezetének fizikai állapotára (van der Ree et al, 2011). Az ökológiai hatást nagymértékben befolyásolja a fentiekén kívül a létesítmény átjárhatósága, a lebonyolított forgalom nagysága és sebessége, valamint a kerítések megléte. A megváltozott fény-, nedvesség-, és klímaviszonyok új fajok megjelenésének kedvezhetnek, az eredeti társulás rovására.

Az utak kémiai környezetre gyakorolt hatása elsősorban a használat és karbantartás következtében jelentkező szennyezések – nehézfém (főként ólom), só, felszín közeli ózon, káros szerves anyag (pl.: dioxin), ásványi tápanyag – miatt jelentős. Ezek a kémiai anyagok a mérgező anyagok elleni védekezés eredményeképpen megváltoztatják a növények kémiai összetételét és ezzel gyakran csökkentik az anyagcseréhez nélkülözhetetlen anyagok szintézisét. Mindez az általános egészségi állapot romlásához, gyakran közvetlenül, pusztuláshoz is vezethet.

Az idegenhonos fajok terjedését az utak három, gyakran egymástól nehezen elválasztható módon is segíthetik. Részben az élőhely megváltoztatásával, részben az őshonos fajok életfeltételeinek lerontásával vagy megszüntetésével, részben pedig a terjedés spontán vagy emberi közreműködéssel megvalósuló megkönnyítésével. „Szép” példa erre a hazai középhegységekben futó utak mellett spontán terjedő akác (Standovár & Primack, 2001).

Láthattuk, hogy az utak területi részesedésükhöz képest, igen jelentős ökológiai hatást fejtenek ki. Az is egyértelmű, hogy közvetlen káros hatásaik nem könnyen választhatók el attól, hogy az érintett területeket az ember könnyebben hasznosítja. Az USA területén (Alaszka és Hawaii nélkül) végzett összetett vizsgálat során Forman (2000) azt találta, hogy a közvetlen káros ökológiai hatás alatt álló terület az összterület 22%-át teszi ki.

Az Amerikai Egyesült Államok, északi részén felmérést végeztek, hogy a különböző élőhely típusokra milyen hatással van a különböző sűrűségben jelen lévő úthálózat (Saunders et al. 2002). A statisztikai számítások során kitértek annak vizsgálatára is, hogy milyen módon befolyásolja az eredményeket, ha változtatják annak a sávnak a szélességét, melyre feltételezik az útszakasz közvetlen hatását. Ennek eredményeképpen kimutatták, hogy a vizsgált területeken, a feltételezett közvetlen-hatássáv szélességétől (DEI – depth-of-edge influence) függően a vizsgált összterület 560%-áig változott a befolyásolt területrészt. Ennek a hatássávnak 20 méterről indulva 300 m-ig növelték a szélességét. A 330 m-es sáv szélesség már azt

eredményezte, hogy eltűnt a kimutatható különbség az út hatássávjának tulajdonított területeken és az egyéb területeken felvett foltméretek és komplexitás indexek között. Ez tehát arra enged következtetni, hogy 300 m-es távolságban már nincs, vagy nem kimutatható az út hatása. A mintaterületeken az utak sűrűsége 0,16 – 2.07 km/km² közötti érték volt. Az utak sűrűségével arányosan nőtt az élőhelyek feldaraboltsága, csökkent a foltok átlagos mérete. Ezek mellett nőtt az egyes élőhely-típusok foltjainak száma, így ezek denzitása is. Ez első olvasatra még pozitív változásnak is tűnhet, nem szabad azonban elfelejtenünk, hogy a foltok átjárhatósága, a foltok közti migráció viszont jelentősen csökken. Így ez valójában feldarabolódás, a mozaikosság növekedése helyett. A fenti munkájuk során Saunders és munkatársa vizsgálták azt is, hogy eltérő típusú ökoszisztémákra, mennyiben hat másként az utak jelenléte. Jelentős különbségeket mutattak ki a hatássávok szélességében az egyes növényzettípusok között. Ennek köszönhető, hogy az utak sűrűségével nem minden esetben találtak egyformán, egyenes arányban növekvő, az ökoszisztéma szerkezetén kimutatható hatást. Eredményeik alapján fontosnak ítélték meg, hogy egy-egy út, vagy úthálózat tervezésénél, a hatásvizsgálatokat különböző léptékekkel felvett adatok alapján is végezzék el valamint többféle élőhely típus esetében szintén. Csak így biztosítható, hogy az adott beruházás hatásairól átfogó képet, az úthálózat egészére érvényes módon kapjanak.

Az, hogy egy-egy adott vadátjáró megépülése után mennyire kihasználta, mennyire felel meg a célnak (ennek a „célnak” a pontos meghatározása talán a legnehezebb feladat, pedig alapja volna az elért hatás értékelésének), azt nehéz eldönteni. A rajta zajló „forgalom” megítélése mindenképpen viszonyítás kérdése. Figyelembe kellene venni az adott helyen, az út megépítése előtt az egyes fajok jellemző előfordulását, valamint az egyedek helyváltoztatási gyakoriságának változását napszakok, évszakok, stb. szerint. Valamint az emberek által okozott és sok más zavaró tényező befolyásoló hatását, azt hogy milyen sűrűn vannak átjárók egy autópálya adott szakaszán, hogy ezek mely fajok számára mennyire észlelhetők, stb.

Olyan útvonalakon, ahol nincs utakat kísérő kerítés, és nincsenek átjárók kiépítve, megfigyelhető, hogy mely szakaszokon kel át szívesen a vad. Ilyen frekvenciált helyek természetesen a táplálkozó helyek közelében vannak leginkább, de növeli a valószínűségét a szarvas áthaladásának az is, ha az út éppen egy völgyön halad keresztül. Alexander & Waters (2000) szerint a déli-nyugati lejtők, valamint az 5% lejtési szögnél kisebb lankák jelenléte fejt ki ilyen hatást. A környékben, nagy százalékban jelen lévő tavak és folyók viszont éppen

lecsökkentik ezt az esélyt. A völgyeken áthaladó útszakaszok mindenképpen kiemelt figyelmet érdemelnek vadátjárók építése szempontjából. A lehetőségek szerint a legcélravezetőbb az volna, ha a már meglévő nagy forgalmú utakat szintén ellátnák kerítéssel és vadátjárókkal, ezeket azonban úgy, hogy előzetesen felmérnék, melyek az út vad szempontjából frekventált helyek, és ezeken a szakaszokon alakítanának ki vadátjárókat (Dussault et al. 2007).

GPS-el ellátott nyakörvekkel felszerelt szarvasok (*Cervus elaphus nelsoni*) mozgásának vizsgálatával kimutatták, hogy kerítéssel és átjárókkal még nem ellátott út mentén 1 km-es sávban, a környező, egyébként szintén használt területekhez képest kétszer többször fordultak elő az egyes egyedek, mint az csupán a véletlen alapján indokolt lett volna. Ezen a vizsgálati területen a szarvasok által legelőként használt területek az út mellett 7-szeresen nagyobb arányban fordultak elő a környező, a GPS adatok szerint a szarvasok által szintén bejárt, használt részekhez képest. Ezek a legelők vonzhatták az állatokat az út zavaró hatása ellenére. Ezt a tényt mutatta az is, hogy a rétek úttól való távolságának növekedésével fordított arányban változott az állatok úton való átkelésének valószínűsége. Összességében az átkelés valószínűsége alacsonyabb volt, mintha véletlenszerűen történt volna. Érdekes eredmény még, hogy a nőstények 4,5-szer gyakrabban keresztezték az utat, mint a hímek (Dodd et al. 2007;).

Ezen és más vizsgálatok során is (Oehler & Litvaitis, 1995; Forman & Alexander, 1998) alkalmaztak úgynevezett „átjárási hányadost”. Ez a szám a hányadosa annak a számnak, ahányszor egy egyed áthaladt az úton és annak, ahányszor megközelítette azt. Dodd és munkatársai (2007) vizsgálatában, teljes felmérési időszakot figyelembe véve, mindent összevetve 0,67 +/- 0,08 áthaladást állapítottak meg megközelítésenként. Az út azon szakaszain, ahol már elkészült a kerítés és az átjárók, fele annyi egyed haladt át, mint ott, ahol még nem.

Természetesen léteznek eljárások a vadütközések számának csökkentésére az olyan utakon, útszakaszokon is, ahol nincsenek vadátjárók, és az utak nem védettek kerítéssel. Nagyon fontos például az ilyen utak mentén az útpadka vegetációs időben történő állandó nyírása, növényzetének alacsony szinten tartása. Ez nagyban elősegíti az autóvezetők számára a vad észlelhetőségét. Azokon a szakaszokon, ahol kimutathatóan nagyobb számban haladnak át állatok az úton, esetleg fokozott számú ilyen típusú baleset történik, jól látható, vadveszélyre figyelmeztető jelzéseket, táblákat kell elhelyezni. A kiemelten veszélyes szakaszok előtt pedig célszerű állandó sebességmérők és kijelzők elhelyezése is. Ezek segítenek abban, hogy a

járművek vezetői kellően alacsonyan tartva a sebességüket szükség esetén még időben fékezhetnek, elkerülve az útestre lépő vad elgázolását (Rossel et al., 2008).

2. 2. 2. Vonalas létesítmények

Ökológiai és vizuális értelemben egyaránt határoló vonalat (gátat) képeznek (Pl.: közút, vasút, vízi út, erdészeti kerítések, stb.). A vonalas létesítmények jelentős hatással vannak a különböző vadfajok sűrűségére, a közösségek diverzitására (Bissonette, 2002), mivel „gát-hatást” („barrier-effect”) eredményeznek, ami a vonalas-létesítmények által okozott legsúlyosabb probléma, az élőhely-fragmentáció kiváltó oka (Reed et al., 1996; Spellerberg, 1998; Forman & Alexander, 1998). Az élőhelyek elvesztésének mértéke függ a szóban forgó létesítmény típusától és annak helyigényétől.

Ilyen létesítmény lehet például egy kibetonozott medrű, bő vizű csatorna is. Egy ilyen csatorna nagyon erős barrier lehet a gerinces növényevők és ragadozók számára egyaránt. Peris & Morales (2004) eredményei alapján egy év alatt a csatornán áthaladni próbáló vaddisznók 6,5%-a bele fulladt a csatorna vízébe. Ugyan ez az arány a rókák esetében már csak 2,1% volt. A vízbe a vaddisznóknál is több őz fulladt bele, a többségük Áprilisban vagy Októberben. Mindezek mellett, a vizsgált, 24,1 km hosszú szakaszán a csatornának 14 beton és 9 fahíd volt található, melyeket főként emberi közlekedés céljából építettek. A szerzők éppen ezen hidak típusát ítélték a vad számára riasztónak, nagyrészt ennek tulajdonították, hogy a csatorna ilyen erős barriert volt képes kialakítani a vad számára.

A Kanadán átvezető „Trans Canada Highway (TCH)” hatását a Banff National Park-ban Clevenger 1997-es cikkében elemzi. A park területén regisztrált vadelhullások mintegy felét tulajdonítja ennek az autópályának (Shury, 1996 in Clevenger, 1997), valamint az érintett élőhelyek határozott feldarabolódását (Clevenger, 1997).

2. 2. 3. Élőhely – fragmentáció

A vonalas létesítmények egyik legfontosabb hatásaként jelentkezik az élőhely-fragmentáció. Ennek során egy nagy, összefüggő élőhely mérete csökken, és több darabra osztódik (Wilcove et al. 1986). Az ilyen esetekben a területvesztés általában kicsi, ezért a fragmentáció hatása nem annyira szembeötlő, mint amilyen volna a teljes élőhely degradációja,

esetleg megsemmisülése esetén. A vonalas létesítmények kialakítása közben okozott elhullások, valamint a nyomvonal területének kiesése, elvesztése, közvetlen hatásoknak tekinthetők. Az elhullások főként azoknál a fajoknál lehetnek jelentősek, okozhatnak komolyabb problémákat, melyek helyi populációi egyébként is már alacsony egyedszámmal rendelkeznek, vagy szaporodási ciklusuk lassú, esetleg csak kései életszakaszban kezdődik meg (Weaver et al., 1996). A közvetett hatások azonban már más fajoknál is sokkal nagyobb volumenűek (Bellis et al., 2007): Gátolhatják a szabad terjedést, a megfelelő táplálékforrás elérését, a párválasztást és a kisebb populáció méret miatt genetikai leromláshoz is vezethetnek, vagyis megnöveli az adott populáció eltűnésének veszélyét (Reed et al., 1996, Bascompte & Solé, 1996). A keletkezett fragmentumok két lényeges tulajdonságban is különböznek az eredeti élőhelytől (Standovár & Primack, 2001):

- sokkal nagyobb a terület – kerület arány
- az élőhely közepe sokkal közelebb van a szélekhez

A fragmentáció során feldarabolódnak a folytonos elterjedésű populációk, kisebb méretű, esetenként teljesen izolált helyi (szub-) populációkká alakulva (Forman & Alexander, 1998)

Az elszigetelt fragmentumok fajszáma idővel csökkenhet, mert a természetes szukcesszió hatására megváltozó feltételek több faj lokális kihalását okozhatják. Az új viszonyok között versenyképes új fajok betelepülését viszont gátolja az elszigeteltség. A fragmentáció felgyorsíthatja a populációk hanyatlását is, amennyiben az izolált kis szubpopulációk jobban ki vannak téve a genetikai leromlás veszélyének. Előfordulhat, hogy az eredeti nagy élőhely képes lenne az egészséges populáció fenntartására, de a fragmentáció hatására izolálódott élőhelyeken a szubpopulációk egyike sem életképes. A fragmentumokban megnő a bolygatott, zavart helyeken is életképes fajok részesedése, főként akkor, ha a fragmentáció jellege olyan, hogy ezek a fajok képesek átkelni a más fajokat viszont elszigetelő akadályokon (Alverson et al. 1994).

A fragmentáció sok állatfaj táplálékszerzési esélyeit is rontja, mert a gyakran nagy területen elszórva fellelhető megfelelő táplálék megszerzésének feltétele a szabad mozgás. Még ha egy adott táplálékforrás évente csak egy-két hétig szükséges is a populáció fennmaradásához, akkor is gondot jelenthet ennek kiesése az eredeti élettér feldarabolódása miatt. A nagytestű növényevők helyváltoztatását gátló kerítések felállítása az adott terület túlzott lelegetéséhez, degradációjához vezethet (Alverson et al. 1994).

A szegélyhatás az élőhely-fragmentáció nagy jelentőséggel bíró következménye. A feldarabolódott élőhelyek szegélyzónájában az élőhely belsejétől eltérő viszonyok uralkodnak. Megváltozik a mikroklíma (fény, hőmérséklet, páratartalom, szélereősség), jelentős hatást gyakorol az adott terület fajösszetételére, a fajok életképességére. Így például, vizsgálattal igazolták, hogy az erdős részek szegélyeiben kialakuló dús növényzet elősegíti a nagyvad felszaporodást, ami idővel az erdő belseje felé is kiterjedő, akár több kilométeres sávban is érzékelhető túlzott legeléshez, és sok érzékeny növényfaj eltűnéséhez vezethet (Alverson et al. 1994).

2. 2. 4. Vadátjárók

Nyilvánvaló, hogy az utak által okozott káros hatásokat nem lehet teljesen kiküszöbölni, ezért a természetvédelem prioritásai között kell szerepelnie az utakkal még kevésbé feltárt, összefüggő területek „úttalan állapotban” való megőrzése (Standovár & Primack, 2001). Az utak léte által okozott káros ökológiai hatások mértéke indokolja, hogy a kutatók egyre nagyobb erővel dolgozzanak olyan tervezési szempontokon, valamint eljárásokon, amelyekkel legalább csökkenthetők ezek a negatív biológiai következmények (Cuperus et al., 1999).

A következőkben pár nagyon fontos lépés, melyek szükségesek a negatív hatás lehetséges csökkentéséhez:

- Közlekedési szokások megismerése, igények felmérése
- A különböző közlekedési módok összehangolása
- Adatgyűjtés - Monitoring rendszer
- „Műszaki megoldás keresése”
- Jogszabályok
- Javaslat kidolgozása
- Együttműködés (Hunyadi-Fenyő, 2004)

Az átjárókkal foglalkozó irodalom viszonylag kis százaléka foglalkozik a fentiekben felsorolt, leírt zavaró, befolyásoló tényezők behatárolásával, vizsgálatával. Ezek közül való, Clevenger & Walto (2005) kutatása. Az általuk végzett vizsgálatban 13 különböző, eltérő állatfajok által használt alul és felüljárót hasonlítottak össze. A három legjelentősebb zavaró

tényezőt kalkulálták bele a vizsgálatba: emberi aktivitás, az átjárók gyakorisága az adott autópálya szakaszon és az egyes fajok szemszögéből mennyire elérhető, észrevehető egy-egy átjáró, vagyis az általuk használt habitat mennyire húzódik közel az átjáróhoz. Rendeltek egy faj specifikus indexszámot külön- külön az egyes átjárókhoz, mely az adott faj adott felüljárón való előfordulási gyakoriságát jelezte. A tényleges, megfigyelt előfordulási gyakoriságból levonták az elméletben várt gyakoriságot. Az így kapott számot indexként használva, korrigálták a később felvett adatokat. Eredményképpen azt tudták kimutatni, hogy az emberi zavarás nélkül az átjárók forgalmát az átjárók strukturális paraméterei befolyásolják legjobban. A rövid, széles, aluljáróknál jobban kedvelték a nem annyira széles, de magas vadátjárókat az előforduló nagytestű ragadozók nagy része, valamint a szarvasfélék (*Cervus elaphus*, *Odocoileus* sp.) is, ebben a kanadai vizsgálatban. A Fekete medve (*Ursus americanus*) valamint a puma (*Puma concolor*) viszont inkább a jóval szűkebb építményeket használta előszeretettel.

Az átjárók körüli növény fedettség ugyan másodlagos volt hatásában az átjárók méreteihez képest, de még így is jelentős szerep jutott neki. A takarás eléréséig meglévő távolság nagysága olyan fajokat befolyásolt negatívan, mint a puma és a grizli medve (*Ursus arctos*), viszont pozitív korrelációt mutattak ki a szarvas fajok esetében. Ez utóbbi sok más, más területeken kimutatott eredményekkel ellentétben áll. Így például: Ng et al, 2004; Glista et al, 2009) – egyes átjárók hatásosságát vizsgálva arra az eredményre jutottak, hogy a helyben jellemző vegetáció jelenléte az átjáró – lehetőleg mindkét – oldalán nagyon nagymértékben javítja a kihasználtságot.

Különösen szarvas félék, de más fajok esetében is döntő fontosságúak az átjárók paraméterei (mélység, szélesség, magasság, stb.). Több fajt tekintetbe véve szoros, pozitív korrelációt mutattak ki az átjáró paramétereinek és az azt használó faj testméretének nagysága között. Mindezek mellett nagyon fontosnak találták még, hogy a védőkerítés a vadátjáróhoz való csatlakozása tölcészerű legyen, ne derékszögben törve forduljon az átjáró irányába. Az ilyen kialakított „tölcéserek” segíthetnek megelőzni az állatok autópályán történő áthaladását, mintegy betereplik őket az átjáróba.

Az utak alatt kialakított átjárók természetesen más fajok esetében is fontosak. Kis testű ragadozók és rágcsálók esetében kisebb átmérőjű vízátereszek kihasználtságot tesztelték (Chruszcz & Gunson, 2001). Itt is nagy eltéréseket találtak abban, hogy mely faj mely típusú, milyen paraméterekkel rendelkező átereszt részesít előnyben. Természetesen a forgalom mértéke és az út szélessége, valamint az átereszek bejáratának növények általi fedettsége ezen fajoknál is

jelentős befolyásoló tényezőként jelentkezett. Az adott útszakasz forgalmának növekedésével egyértelműen növekedett a nyestek, mókusok és nyulak előfordulása az átjárókban. A menyét előnyben részesítette a magasabb, nagyobb átmérőjű átereszeket, fedett bejárattal. A nyestek éppen ellenkezőleg, a nyitottabb bejáratoakat használták többször. A nyulak esetében legfontosabb az volt, hogy az átjárón tisztán keresztül is lehessen látni. A menyét pontosan ennek ellenkezőjét kedvelte. Azonban mindkét utóbbi faj a be- és kijáratainál sűrűn növő növényzettel ellátott átereszeket használta, ha módja volt rá.

Spanyol felmérések során (Mata et al, 2005, 2008) több típusú (az egyik vizsgálatban összesen 43, a másikban 82 darab) vadátjáró kihasználtságát hasonlították össze. Voltak direkt emlősök számára kialakított alul és felüljárók, valamint egyéb okból létrehozott, de az állatok számára is alkalmas alul és felüljárók is. Eredményeik szerint minden átjárón volt „forgalom”, a különbségek ennek intenzitásában mutatkoztak. Az aluljárókat jóval ritkábban használták összességében, mint a felüljárókat. Az ugyanolyan típusú átjárók közül határozottan a szélesebbeket részesítették előnyben, illetve szoros pozitív korrelációt találtak az előnyben részesített átjáró méretei, és az azt leggyakrabban használó állatfaj testméretei között. Mindezek mellett az eredmények azt is mutatták, hogy egyes fajok (pl.: őz, szarvasok, vaddisznó) bizonyos típusú átjárókhoz ragaszkodnak, a többit nem hajlandóak igénybe venni.

A fentiek alapján a legcélravezetőbb, ha egymás mellett eltérő típusú, más- más paraméterekkel rendelkező átjárók vannak. Ezen alul és felüljáróknak nem feltétlenül szükséges direkt, speciálisan vadfajok számára tervezettnek lenniük. Elég, ha más fő funkciójuk (vonat, mezőgazdasági gépek, autók, gyalogos emberek, stb. érdekében), mellett erre a célra is alkalmasak. Az ilyen több, eltérő típusú, mindenféle funkciójú alul és felüljárók tervezése és létrehozása sokkal előnyösebb a fauna számára, mintha kevesebb, de nagyobb volumenű alul- és felüljárót helyeznének el ugyan azon a szakaszon (Taylor et al., 2003; Ng et al., 2004).

A jávorszarvasra (*Alces alces*) és őzre (*Capreolus capreolus*) is jellemző, hogy főként (84% -76% -ban) az éjszakai órákban közlekedik az átjárókon. Ahogy a kora reggeli autóforgalom növekedett, úgy csökkent a nap folyamán a felüljárón áthaladó állatok létszáma (Ollson et al, 2008). Ez a szerzők szerint egyértelműen azt mutatta, hogy az autópálya forgalmának mértéke jelentősen befolyásolja a felüljárók kihasználtságát. (arra ugyan nem tértek ki a cikkben, hogy egyéb, nem zavart helyeken a nap ugyan ezen szakaszában hogy változik ezen fajok napi aktivitása). A vizsgálatból kiderül, hogy a felmért szakaszon, éves szinten 5-7

jávorszarvas egyed használja rendszeresen az átjárókat, mely számot elegendőnek ítélték meg az autópálya kerítésének elszigetelő hatása következtében kialakult szubpopuláció és az eredeti populáció közti génáramláshoz.

Florida államban egy erősen forgalmas út mentén építettek ki védőkerítés- és átjáró rendszert (Dodd et al., 2004). Egy szakaszán, ahol az építkezést megelőző évben 2411 db elütött gerincest számoltak össze, a beruházás elkészülte után szintén egy év alatt mindössze 158 gázolás történt. Ez mutatja, milyen hatékony az utak mellett kiépített védőkerítés, ugyanakkor utal arra is, milyen hatékonyan képes egy ilyen kerítés elzárni, elszigetelni egyes területeket a többitől, vagy földarabolni azokat, kiépített átjárók hiányában. Az építkezés után történt 158 gázolás 64%-a is egy szervízút becsatlakozásához kötődött, mely út oldalról, a védő kerítésen keresztül, zárható kapu nélkül csatlakozott be. Hasonló eredményekre jutottak nyomszámlálós és GPS telemetriás módszerek segítségével, mikor szarvasok előfordulását nézték egyes utak területén kerítés telepítése előtt és után (Leblond et al., 2007). 80%-kal kevesebb szarvast számoltak ezekkel a módszerekkel a kerítésen belül, mint a kerítés telepítése előtt ugyan azon a szakaszon, ugyan annyi idő alatt. A kerítésen belül talált szarvasoknak is csak a 30%-a került oda működő kerítésen keresztül, a többi itt is szervíz utak vagy lerombolt kerítésszakaszok mentén került a területre.

Ford et al. (2009) összehasonlította vadátjárók kihasználtságának vizsgálata során alkalmazott mozgásérzékelős kamera és a nyomszámlálás módszerének fajok szerint eltérő hatékonyságát és költség igényét. Eredményeik alapján egy évnél hosszabb időtartamú felmérésnél már költséghatékonyabb a kamera használata. Az is kiderült összehasonlításukból, hogy szarvasoknál mindenképpen nagyobb valószínűséggel történt meg az áthaladás detektálása kamerával, mint a nyomszámlálós módszerrel.

2. 2. 5. Erdészeti, mezőgazdasági kerítések

Ahogy évtizedről évtizedre nő az emberek száma, úgy nő természetesen a házi állatok száma is és a növénytermesztésbe vont területek száma is. Ez növeli a konfliktusokat, és emiatt a kerítések számát is. Egyre több helyen válik szükségessé a házi állatok kerítések közé szorítása, azokon a helyeken, ahol legeltető állattartást folyik. A 20. század közepétől már a szabad állattartásáról híres nyugati amerikai államokban is kötelezték a gazdákat állataik bekerítésére. Az autóutak terjedése a világban szükségessé tette ezeket az intézkedéseket, mivel

az utakra tévedő házi állatok egyre több balesetet okoztak. A sűrűn lakott, főleg európai országokban, ebben az időben kezdett terjedni az olyan típusú kerítések alkalmazása, melyek már nem berekesztettek állatokat egy adott területre, hanem akár nagyobb, több hektáros területekről kirekesztették az ott nem kívánatos vadat.

Az ipar rohamos fejlődésével egyre elterjedtebbé váltak a fakerítések helyett a különböző technikákkal elkészített fém, és az elektromos kerítések. A fémhuzalok leggyakrabban különböző szakító szilárdságú galvanizált acél drótokból állnak, melyeket lehetőség szerint megfeszítenek annyira, amennyire anyaguk azt engedi. Ilyen módon állnak ellen a lehető legjobban az esetleges átszakítási kísérleteknek. Gyakori megoldás még, hogy szöges drót szálakat használnak vagy több sorban, sokszor függőleges szálakkal is megerősítve, egymáshoz kötve a vízszinteseket. Az ilyen típusú kerítéseket legtöbbször a fentebb említett többi típus valamelyikével kombináltan alkalmazzák. A kerítéseket tartó oszlopok általában fa oszlopok, de ritkábban készülhetnek fémből is. Fa oszlopokon műanyag szigetelőkkel az elektromos kerítés szálait is megfelelően el lehet helyezni.

Szarvasok esetében a 2 m körüli kerítés magasság (1,8- 2,2 m), amit az általánosan elfogadott és gyakorlatban használt kerítések magassága alapján már nem, vagy csak nagyon ritkán ugranak át. Ez természetesen függ attól is, hogy bekeríteni, vagy kirekeszteni szeretnénk őket. A bekerítésnél a maximum magasságot kell alkalmazni, még így is többször megpróbálkoznak az átugrással, főleg a megriadt állatok. Ha azonban valamely területet elkeríteni szeretnénk a szarvasok elől, és az adott terület számukra könnyen elkerülhető, akkor természetesen a valamivel alacsonyabb kerítés is hatékony lehet.

Kerítések alkalmazása lakott területeken kívül, amennyiben azok nem utakat kísérnek, vadkár elkerülése vagy annak jelentős csökkentése érdekében történhet.

Európában átlagosan az egyes országok területének 30% a borított erdővel. Ez a szám Magyarországon 21%. Az európai átlagot természetesen megemelik az olyan országok, mint például Finnország (területének 70-80%-a erdő), (Iremonger et al., 1997) vagy a mediterrán és balkáni országok, melyek esetében olyan bokros területeket is erdőként tartanak nyilván, melyet például Magyarországon nem. Az erdők arányának kívánatos szintjének megállapítását az Európai Unió az eltérő éghajlati viszonyok miatt nemzeti hatáskörbe utalta. Erdőterületeink 84%-a veszett el a trianoni békeszerződés eredményeképpen. A magyar erdőgazdaság azóta állandóan fennálló stratégiai kérdése az erdőterületek növelése országunkban. A kitűzött cél

hazánkban a 26-27%. Több szakértő szerint ennél még magasabb arány is várható a jövőben, ha a rosszabb minőségű, gazdaságtalanul művelhető termőföldek tulajdonosai is erdőművelésbe kezdenek. Jelenleg a szántóföldi művelés után ez a második legnagyobb mezőgazdasági művelési ág. A telepítések elősegítik a mezőgazdasági szerkezetváltást is, mert az erdővel olyan területek is gazdaságosan hasznosíthatók, ahol más művelési ágakkal nem igazán kifizetődő a termelés. Például ár- és belvíz sújtotta területeken, ahol az ártéri nyár- és égererdők éves 20-25 köbméteres növedéke az egy év alatt termelődött famennyiség ötszöröse más erdőkének (Bodonczi et al., 2006). Mivel erdeink kivétel nélkül kezeltek, bennük fenntartható gazdálkodás folyik faanyagnyerés céljából, a nagyvadfajok az erdőfelújításokban érzékeny kárt okozhatnak. A vadkárok túlnyomó többségét – létszámarányuknál fogva – a gímszarvas és az őz okozzák, fokozatos felújító vágásokban és makkvetéses felújításokban a vaddisznó is károsíthat.

Hazánkban leginkább az úgynevezett vágásos erdőgazdálkodás terjedt el. Ennek során a vágásérett állományokat egy-egy erdőrészlet területéről egyszerre vagy fokozatosan több lépésben, de viszonylag rövid idő (néhány év alatt) távolítják el. Ennek során rövid idő alatt kerül le a faanyag (természetesen minden egyébvel egyetemben, ami az ott élő állatok számára szintén táplálékot és búvóhelyet jelentett) egy nagyobb területről fokozatos felújító vágás vagy tarvágás következtében. Ezért a területet fel kell újítani. Az erdőfelújítás történhet természetes vagy mesterséges úton, de mindkét esetben az erdőben élő vadfajok komoly károsítása léphet föl. Az elvetett vagy a fákról lehulló makk, az elültetett csemeték vagy a magról kelő újulat egyaránt táplálékul szolgál a vadnak. Mindemellett viszont a tarvágások nyomán táplálékhiány keletkezik. Így könnyen koncentrálódhat a területen élő vad egy része a felújításokon, nagy károkat okozva abban. Annak érdekében, hogy az erdő minél egészségesebb faegyedeket teremtve minél gyorsabban felújuljon, kerítéssel kell védeni e felújítandó területet a vad károsítása ellen.

Két vadkár kategóriát tartunk nyilván, az erdei és a mezőgazdasági vadkárt. Az elmúlt években egyre nagyobb terhet jelentett a vadgazdálkodásra a vadkár költségeinek növekedése. Csak a mezőgazdasági vadkár az elmúlt években éves szinten, országosan 1,5 milliárd forint körül mozgott. (Csányi et al, 2008)

A rágáskár ellen sokféle védekezési mód ismert: a vezérhajtás mechanikai (műanyag-háló) vagy kémiai (különböző vadriasztó szerek) védelme, a csemete mechanikai védelme műanyag borítással vagy fa, esetleg dróthálós kerettel. Nagyobb állománysűrűség esetén azonban általában csak a területi védelem segít. Ennek is van kémiai formája, vagy lehet védekezni kerítésekkel. Ez

utóbbinál az elektromos hatású mobil villanypásztor, valamint az erdei kár elhárításában a vadvédelmi kerítés általánosan elterjedt lett. Hazánkban ma már a vadvédelmi kerítés hossza a 7000 km-t is meghaladja (Nagy & Bíró 2007), és egyes becslések szerint éves szinten mintegy 1000 km növekedéssel kell számolnunk. A nagyvad által okozott erdei kár nem közvetlenül a gazdálkodás ellehetetlenítése, hanem erdészeti és természetvédelmi megítélése, valamint hatósági szabályozás révén befolyásolja a nagyvad állományainak nagyságát. Idetartozik az erdőfelújítások és telepítések akadályozása, a természetes felújítások megnehezítése vagy megakadályozása, és a tájrombolónak minősített erdősítésvédő kerítések elszaporodása. Az erdősítés felügyelőnek történő „átadásának” ugyanis fafajonként meghatározott ideje van, és a már átadott erdősítés is „visszaléptethető” a később jelentkező fokozott vadkárosítás miatt, a felügyelő által történt újbóli szemle során. Ez az oka annak, hogy az erdőkezelő még olyankor is az elkerítéses védekezést alkalmazza, amikor pedig elegendő volna az egyedi védelem kialakítása is.

A kerítések hatása közvetlen környezetükre több tényezőtől tevődik össze. Egyrészt maga a kerítés, mint fizikai akadály jelentkezik, másrészt annak ellenőrzése, esetleg javítása során a kerítéssel párhuzamosan egy többé-kevésbé tisztított autó vagy esetleg gyalogos nyomvonal alakul ki. Harmadrészt attól függően, hogy mi a szerepe az adott kerítésnek, az azon belüli terület jelentkezhethet vonzerőként is a vad számára (fiatal, szedres újulatok, disznós kertben etetőhelyek, stb.)

Egy Sopron környékén végzett vizsgálatban azt találták, hogy a területen lévő bekerített erdősítések nagymértékben befolyásolják a hulladék csoportok elhelyezkedését. Ilyen objektumok több száz méteres körzetében egyáltalán nem, vagy sokkal kevesebb hulladékot találtak még a jó búvóhelyet nyújtó állományokban is (Náhlík, 2004).

Ugyanezen vizsgálatok során találták azt is, hogy a bekerített területek növelésével nem nőtt a kívül esőkön jelentkező rágaskár. Így nem igazolódott az a feltevés, hogy ha a szarvas kiszorul bizonyos területekről, a megmaradtakon a kár fokozott lesz. Ez tehát ellentmond annak a feltevésnek is, hogy várhatóan a kerítésektől bizonyos távolságban esetleg megnövekedett számú hulladék csoport található, mert az elkerített területek felé igyekvő szarvasokat mintegy „eltereli” a kerítés (Náhlík, 2004).

Az erdei élőhelyek kezelésének sarkalatos pontja az erdősítésvédő kerítések megítélése. Az erdészeti és természetvédelmi hatóság egyöntetű törekvése, hogy az erdősítésvédő kerítések számát drasztikusan csökkenteni kell.

Az elmúlt időben a mezőgazdaság szerkezete átalakult, új vadászati és természetvédelmi törvény jelent meg. Ezek a következő jelentős változásokat hozták magukkal:

- A vadgazdálkodási körzeti tervek a korábbinál jóval alacsonyabb vadlétszám tartását írják elő.

- A védett természeti területek arányának növekedésével az erdőgazdasági területeken távlatilag a "tájidegen" vadfajok (muflon) állományának visszaszorítása vált szükségessé,

- A tulajdonszerkezet megváltozott, a piaci versenyhelyzet következtében a vadkár egyre érzékenyebben érinti a termőfölddel gazdálkodókat,

- A természetközei erdőgazdálkodás módszereinek alkalmazása csak alacsony szinten tartott vadállomány mellett lehetséges.

A fentiekből következik, hogy a vadgazdálkodó a szabadterületi vadállományt egyre alacsonyabb szinten kényszerül tartani, miközben a fajlagos költségei a törvényes vadvédelmi és vadgazdálkodási kötelezettségek miatt folyamatosan nőnek.

A kerítések közvetett hatása:

- a sok kerítés rontja a vad élőhelyi feltételeit
- gátolja a természetes migrációt
- csökkenti az erdők közjóléti értékét
- a felvehető táplálék összetétele megváltozik
- egyes vélemények szerint az ötéves revízió tülesett vékony rudasokban is megugrott a kártétel, hiszen ezekben kénytelen a vad táplálék után járni (Klátyik, 2003)

2. 3. A gímszarvas terület-használata

A gímszarvas élőhely használatának szempontjából meghatározó tényezők a területen álló erdőállomány kora, fafaja, illetve a cserjeszint fejlettsége, azaz összefoglalóan a terület bűvőhely- és táplálékkínálata. Kedveli az erdőterületek belsejét. Leggyakrabban a nagyobb

kiterjedésű, elegyes, idősebb illetve vegyes korú erdőállományokban fordul elő. Előszeretettel tartózkodik a gazdag cserje- és gyepszintű, tehát a táplálék mellett búvóhelyet, pihenőhelyet is nyújtó erdős területeken. (Csányi, 1998; Faragó, Náhlik, 1997)

Kivételesen tartózkodhat nagy kiterjedésű nyílt területeken is, ahol nagy állomány sűrűség esetén csapatokba verődik. Azonban ezekben az időszakokban is, beállóként gyakran használja a vékonyrudas, rudas korú állományokat és a nagy fedettségű, cserjeszintben gazdag szálásokat. Az ilyen szálásokat az aktívabban töltött időszakokban is előnyben részesíti, sőt makkot felszedni, ha nincs különösebb hótakaró, a cserjeszinttel nem rendelkező részeken is gyakran jár. Csekély hótakaró esetén előszeretettel használja az erdőterületek között lévő legelőket, vadföldeket, mezőgazdasági területeket, és erdősítéseket is. Vastagabb hótakaró esetén inkább mindezek szeder borította szegélyeit használja (Csányi, 1998; Faragó, Náhlik, 1997; Szentesi & Török, 1997).

Vegetációs időszakban gyakrabban keresik fel táplálkozás céljából a mezőgazdasági, nyíltabb területeket. Ilyenkor, ha jó a takarás, (vagy az erdő területén jelentős a turizmus, erdészeti tevékenység miatti zavarás) tartósan is távol maradhat az erdőtől, kisebb erdőfoltokban, nádasokban, nagy kiterjedésű, magas növésű mezőgazdasági kultúrákban tölti a nappalt. Kedvelik a nagytáblás művelés eredményeként létrejövő, nagyobb kiterjedésű kukoricásokat, napraforgót, de más monokultúrákat is szívesen látogatnak (Náhlik et al 2007). Az élőhelyükön fennálló jelentős emberi zavarásnak más hatását is leírták már a szarvasok mozgásával kapcsolatban. Kamler és munkatársai (2007) ember által nem bolygatott területekkel kapcsolatban leírták, hogy az egyébként általánosnak vett alkonyati és hajnali felerősödő szarvas-mozgás nem tapasztalható. A szerző feltételezése szerint ugyanis ezeken a területeken a vad mozgását a táplálék, a csapadék, a hőmérséklet, stb. szabályozza.

Hatása van a vad előfordulására a szegélyeknek is. Főként az őznél, de a gímszarvas esetében is látható, hogy az erdőn belüli szegélyterületeket jobban használja, mint az egynemű állományokat (Reimoser, 1994). A gím esetében az erdősítések területének növekedésével azok használata csökken. Ez a vadragás csökkenésében nem feltétlenül mutatkozik meg, mivel azt más tényezők hatása, mint a cserjeszint borítottsága, vagy egyes növényfajok, mint például a siskanádtippán térhódítása erőteljesebben befolyásolja (Náhlik et al 2006). További befolyásoló tényezők az időjárási tényezők: hőmérséklet, csapadék, hóborítottság a tél folyamán. Ezen tényezők eredményezhetik azt, hogy egy erdős élőhely újulatának állapota nem mutatott lineáris

összefüggést a területen táplálkozó gímszarvas populáció méretével. Ezeknek az időjárási tényezőknek ugyanis nem csak magára a növényzetre volt közvetlen hatásuk, hanem a szarvas egyedek fizikális állapotára is (Náhlík, A., 2002). Így például a nyári nagyobb szárazság erősen visszavetette az egyes egyedek testsúlyát. Ilyen jól kimutatható hatása volt még a leválasztás utáni első nyár és tél időjárásának is a szarvas azt követő évi átlagos testsúlyára (Debeljak et al., 2001).

Az évszakok változásának jelentős hatása van a szarvasok területnagyságának alakulására. Magyarországon végzett vizsgálat során két különböző területen (a Soproni- -hegységben, valamint a Zalai-dombságban) gyűjtöttek adatokat erre vonatkozóan, és bár eltérő típusúak voltak az összehasonlított területek, (a zalai rész kevésbé zavart, de változatosabb volt) az otthonterületek változása az évszakokkal, hasonló volt. A nyári terület minden esetben kisebb volt, mint az őszi-téli. A Zalai-dombságban a két otthonterület gyakran átfedett, Sopron mellett azonban nem (Náhlík et al., 2009).

További részleteket tártak fel a szarvasok mozgását elemző olyan vizsgálatok, melyek szerint a szarvasok otthonterületén belül több olyan kisebb terület is található, melyet kiemelkedően sokszor látogatnak a környező részekhez képest. Ezek alapján tehát ezen egyedek otthonterületének magja gyakorlatilag több részre oszlik szét (Klein and Hamman 1999; Náhlík et al. 2009). Az utóbbi vizsgálat eredményei alapján azt a feltételezést is megfogalmazták, hogy az ilyen megosztott magterület egyik oka lehet a nappali és éjszakai mozgáskörzetek elhelyezkedésének különbsége.

A gímszarvas élőhely használatának tárgyalásakor elkerülhetetlenül előtérbe kerül az erdészeti, mezőgazdasági vadkár kérdése. Táplálkozásuk során leharaphatják az újulat hajtásait, esetleg megsemmisíthetik a teljes csemetétet, kéreghántással ronthatják a fa minőségét, valamint gyakorta okoznak károkat a mezőgazdasági területeken taposással, rágással. Ez a sok ellentétet szülő kérdés nagy hajtó ereje több táplálék preferencia és mozgáskörzet vizsgálatnak is. Ilyen táplálék preferencia vizsgálatokat végeztek többek között a Gödöllői dombvidék, valamint Gemenc területén is. Itt a júliusi, augusztusi bő táplálék kínálatú hónapokban azt találták, hogy az akác állományok nagyságától függetlenül a szarvasok messze többet ettek ebből a fajból, mint a többiből. Ez után még bodzából fogyasztottak kiemelkedő arányban. Ez a típusú táplálkozás már inkább az őzre lehetne jellemző, melyet „koncentráltan válogató”-nak nevezünk. Az „átmeneti fogyasztó” gímre általában a jóval több egyszikű fogyasztása a jellemző, bendő térfogata is

tágasabb az őzénél, a több magas cellulóz tartalmú táplálék hosszabb idejű tárolásához. Mivel azonban a „füevőkhöz” képest viszont nem képes olyan nagy mennyiségű táplálék bendőben tárolására, hogy csak fűfélékkel táplálkozhasson, ezért ha van választási lehetősége, akkor igyekszik nagyobb tápértékű táplálékot felvenni. Ezért növekszik meg az elfogyasztott táplálékban az akác mennyisége ezekben a „gazdagabb”, nyári hónapokban (Mátrai, 1995).

Az szarvas szempontjából a téli hónapok a kritikusak, ekkor szűkösek a források, főként a táplálékot illetően. Az erdő szempontjából a vadeltartó képesség is ilyenkor kerül előtérbe.

Táplálékként ilyenkor a szarvas számára csak a vékonyabb ágak, kéreg, minimális lágyszárú növényzet szolgál. A vékony hajtások beltartalmi értékének és energia tartalmának vizsgálata kimutatta, hogy a különböző növényfajok ebben is nagy eltérést mutatnak, de összességében jól helyettesítik a vegetációs időszak lágyszárúit. Az akác hajtásai például aminosav tartalmukban jól közelítik a pillangósokat, kedvező nyersfehérje forrást nyújtva ezzel a vad számára. Nyerszsír legmagasabb százalékban a nemes nyár (*Populus euramericana*) hajtásaiban található. Energia felvétel szempontjából legkedvezőbbek a kőris fajai (Kóhalmy et al, 1988).

A téli hónapokban előforduló jelentősebb hótakaró már mozgásában is gátolja a szarvasokat, de a mindössze 5 cm-es hótakarónak is jelentős hatását mutatták ki. Már ilyen mennyiségű hó esetén is, sokkal inkább az etetés céljára kihordott répaszeleteket fogyasztották, fű legelése, vagy az újulatok rágása helyett. Ilyenkor kap nagy hangsúlyt az etető helyek környékén észlelhető vadrágás. Az etetőhelyekre érkező, a környékben sokat mozgó egyedek nagy legelési, rágási terhelést jelentenek az adott területnek (Náhlík et al, 2005).

2. 4. A szarvasok helyváltoztatása

A különböző állatfajok egyedei életük során eltérő nagyságú területeket járnak be. A különböző típusú mozgások közül a fajra, vagy annak adott populációira jellemző vándorlás (migration) során a populáció nagy része vagy egésze elmozdul. Ez mindig ismétlődő, oda – vissza irányú elmozdulás, mely adott időhöz, vagy bizonyos környezeti feltételekhez kötődik. Másik típus a kóborlás (excursion, roaming, random walking), melyet általában populációs vagy élőhelyi változások okoznak (túlnépesedés, táplálékhiány, zavarás, stb.). Ez egyedek kisebb

csoportjának rendszertelen, változó irányú és távolságú mozgásában nyilvánul meg. (Szemethy et al, 1996)

Egy másik megközelítés szerint, mely a gímszarvas élőhely használatának elemzéséhez jobb megközelítésnek tűnik, a habitatok közötti mozgást migrációnak, a habitaton belüli foltok közötti és folton belül a táplálék egységek közötti mozgást diszperziónak nevezik (Szentesi, Török 1997).

Az egyes egyedek térbeli eloszlása a fentiekben leírtaknak közvetlen következménye. A térbeli eloszlásnak rengeteg átmeneti állapota, de három fő csoportja van:

- Véletlen
- Egyenletes
- Csomós vagy szigetszerű (a csomós eloszlásnál nagyobb „átjárás” van az egyes csomók között, míg a szigetszerű eloszlásnál határozottabban elkülönülnek az egyedek egyes csoportjai.)

A természetben egyenletes eloszlás szinte soha nem fordul elő. Leggyakoribb a csomós. Az, hogy milyen eloszlást tapasztalunk, attól függ, hogy milyen léptékben végezzük a vizsgálatot, mit tekintünk vizsgálati területnek. Így egy kisebb területen közel egyenletesnek talált eloszlás tágabb perspektívából nézve, nagyobb területet figyelembe véve, már mutathat csomós, sőt akár szigetszerű eloszlást is, az élőhely mozaikossága miatt.

Az egyedek mozgásának több típusát különböztetjük meg:

- Diurnális mozgás; naponta ismétlődő

Oka, hogy az élőlényeknek napszaktól függően is eltérőek lehetnek az igényeik. Ezt kielégítendő alakul ki egy napi, rendszeres mozgás, például a nappali búvóhely és az éjszakai táplálkozó helyek között. Ez adott élőhelyen belüli mozgás típus.

- Szezonális mozgás; habitatok közötti

Ez általában az illető habitat kedvezőtlené válásával és egy másik, távolabbi kedvezőbbé válásával függ össze. Ez a fajta mozgás nagyon gyakori. Tél közeledtével vagy száraz nyár miatti legelő leromlás például előidézi ilyen fajta habitat váltást.

- Nagy távolságú migráció

Tulajdonképpen nagyban hasonlít a szezonális mozgásra, de ez a kontinens méretű útvonalakat eredményezi. Ez az európai gímszarvasnál nem fordul elő.

Egyes mozgások adódhatnak egy bizonyos fokú aggregáltságból az egyedek között. (pl.: migráció) Ehhez viszont az kell, hogy az egyes egyedek élelciklusa össze legyen hangolva. Az aggregáltság valamint a különböző mozgások kialakulásában fontos szerepet játszik az élőhelyek heterogenitása, mely nem csak a táplálék, hanem minden más forrás, pl.: búvóhelyek előfordulásában is megmutatkozik. A kialakuló csoportokkal pedig már együtt jár a szociális magatartás, a csoport adta előnyök (pl.: ragadozókkal szemben), hátrányok (pl.: intraspecifikus versengés felerősödése). A diszperzió az, ami az aggregáció ellen hat, csökkenti a helyi denzitást (Szentesi, Török 1997).

Az egyes állatfajok térigényének tárgyalásakor leggyakrabban otthonterületről, mozgáskörzetről beszélünk. Ez annak a területnek a nagysága, melyet az adott faj egyede élete során használ. Az őz például helyben maradó, szedentáris faj. Általában a gím otthonterülete nagyobb, de amennyiben kedvezőek az életfeltételek, e faj egyedei is viszonylag kis otthonterületet használnak. (Náhlík et al, 2003)

Az otthon területen bőséges táplálékkínálat mellett mindkét faj úgymond szelektíven táplálkozik, vagyis kiválogatja a számára legmegfelelőbb táplálékot. Amennyiben azonban a táplálékkínálat valamilyen oknál fogva lecsökken, (pl.: téli időszak, állománysűrűség jelentős növekedése) mindkét faj rákényszerül a gyengébb minőségű táplálék fogyasztására, és táplálkozását tekintve generalistává válik. (Náhlík et al, 2003)

Különbség van azonban abban, hogy az egy-egy nőstény egyed reprodukciós sikere mennyiben függ a használt élőhelyen található táplálék minőségétől. Mivel a gím nem territoriális faj, ezért nőstényei is szabadabban választanak táplálkozó helyet maguknak, mint például az őzek. Ebből elméletileg az is következik, hogy nem függ össze a tehenek által használt habitat táplálék kínálatának minősége és az LRS (Lifetime Reproductive Success). Ezt a feltevést igazolta Conradt munkatársaival egy 1999-es vizsgálatban.

Az egyes növényevő fajok összehasonlításakor azt találták, hogy összefüggés van az állatok testtömege és mozgáskörzet mérete között is (Damuth, 1981; Mysterud, et al., 2001). Ezen vizsgálatok alapján a gímszarvas elméleti mozgáskörzete, a világ több pontján tapasztaltakat összevetve 500-tól több ezer ha körüli lehet, általában. Több európai országban is végeztek terepi vizsgálatokat a gím mozgáskörzetének felmérésére, ezek eredményei szerint a mozgáskörzet pár száztól a több ezer ha-ig változik. A skóciai Rhum-szigeten 6000 ha volt a legnagyobb mért mozgáskörzet (Clutton et al 1982). Szintén skóciai vizsgálatokban, melyeket az

előzőnél jóval változatosabb, mozaikosabb területeken végeztek 300-500 ha-os mozgáskörzetet állapítottak meg (Catt & Staines, 1987).

Különbség lehet azonban a hím és a nőtény mozgáskörzeteinek nagysága között. Az ivari kétalakúság jellemző a gímre, és a nagyobb testű hímeknek nagyobb lehet a mozgáskörzete is a nőtényekénél (Mysterud, 2000; Mysterud et al., 2001; Náhlik et al. 2009). Mindemellett a tehenek és a bikák mozgáskörzetei gyakorlatilag érintik egymást, esetleg enyhén át is fednek. A bikák számára az egyik legfontosabb forrás a tehenek léte, ezért sem távolodnak el. A nyár azonban olyan évszak, mely alatt a leginkább elkülöníthető a két nem mozgáskörzete. Ebben az időszakban a tehenek a nyíltabb területeket, a bikák, különösen az agancsnövesztési időszakban viszont az erdős területeket preferálják.

Magyarország alföldi területein felvett adatok alapján arra következtettek, hogy a tehenek általában az idősebb, erősebben elegyes, kevésbé záródott, tehát feltehetően gazdagabb cserjeszinttel rendelkező erdőállományokat részesítik előnyben. Ezek a területek sokkal mozaikosabbak, nagyobb fajgazdagságúak, változatosabbak, mint a bikák otthonterületei. Ez az eltérés a két nem között meglátszik a vizsgált mozgáskörzeteken is. A teheneké szignifikánsan kisebb, (600- 1200 ha) mint a bikáké (5-12 ezer ha). A teheneknek jóval kevesebb mozgásra, keresésre van szükségük a diverzebb habitatokban, mint a bikáknak. A bikák valószínűleg az erős intraspecifikus versengés elkerülése érdekében húzódnak a rosszabb minőségű területekre és választják inkább a nagyobb területek bejárásának taktikáját (Ritter et al., 1999). Skócia felföldi területein élő szarvasoknál is határozott különbséget találtak a tehenek és a bikák élőhely használatában. A bikák többet táplálkoztak olyan helyeken, ahol a gyengébb minőségű, de nagyobb mennyiségű táplálék állt rendelkezésre – a hosszabb fűvű gyepeken. A tehenek a nedvesebb, több kétszikű fajjal vegyes legelőket részesítik előnyben, mely nagyobb fajgazdagságot, tehát többféle tápanyagot, de esetleg kisebb mennyiségben kínál (Clutton – Brock c Albon, 1989).

Vannak olyan vizsgálatok is, melyek nem találtak ennyire markáns eltérést a két nem élőhely-használatában. Egy dél angliai erdő (New Forest) gímszarvas állományának felmérése során azt találták, hogy a hímek és a nőtények egész évben ugyan azon körzetben tartózkodnak (Putman 1992). Ezen a területen azonban a gím állománya a vizsgálat ideje alatt növekvőben volt, azt megelőzően pedig számuk nem volt jelentős. Ez a tény valószínűleg befolyásolhatja az élőhely használatot is, hiszen alacsonyabb az intraspecifikus versengés hatása. Valamint az

egyedszám növekedésében szerepet játszó tényezők szintén befolyásolhatják közvetlenül is az élőhely használatot.

A mozgáskörzet nagyságát számos egyéb tényező is befolyásolja. Ilyen lehet magának az élőhelynek a minősége, zavartsága, az állat kora, stb. Valószínűleg ez utóbbi, az állat rangsorban elfoglalt helyén keresztül hat a mozgáskörzetre. Gödöllő melletti rádiótelemetriás vizsgálattal azt találták, hogy a fiatalok nagyobb területet bejárnak, mint az idősebb állatok (Szemethy et al, 1996). Ennek oka valószínűleg, hogy a fiatalok szociális beilleszkedésük lassú folyamata során több csoportban is megpróbálnak megmaradni, járnak egyiktől a másikig.

Az élőhely minőségének befolyásoló hatását mutatja, hogy ugyanezen vizsgálat szerint az erdővel nagyobb mértékben fedett területeken kisebb volt a szarvasok mozgáskörzete, valamint a zavarás hatását is észlelni lehetett, mely nagyobb mozgáskörzeteket eredményez.

A mozgáskörzetek kialakulásában gím esetében a rendszeres helyváltoztatások közül a napi és az évszakos elmozdulások a jellemzőek. Az évszakos mozgáskörzet váltással vagy kiterjesztéssel kapcsolatban megfigyelhető, hogy az állatok valószínűleg nyáron gyakrabban tartózkodnak mezőgazdasági, míg télen inkább az erdővel fedett területeken. Ezt vizsgálva a bevont egyedek kis részénél (28-ból 8 egyed) megállapították, hogy azok valóban, az egész nyár folyamán, a mezőgazdasági területeken tartózkodnak. Onnan sem éjjelre, sem nappalra az erdőbe vissza nem mennek, tehát ilyen irányú napi mozgás nincs. A többi állat egész évben az erdő területén maradt (Katona et al, 2002).

A mai állapot szerint a vad mozgását jelentősen és egyre jobban befolyásolják az erdőben, valamint a mezőgazdasági területeken egyre nagyobb területeket érintő kerítések telepítései. Ezek egyrészt mozgásában gátolják vagy befolyásolják a szarvasokat is, valamint kizárják korábban élőhelyükhöz tartozó területről, mely következtében természetesen változik napi és szezonális mozgásuk (Karhu & Anderson 2006). Bekerített erdősítések kerítéseinek több száz méteres körzetében sem találtak a környezethez viszonyítva számottevő mennyiségű gímszarvas hullatékot, függetlenül az adott élőhely minőségétől (Náhlík, 2004).

3. Anyag és módszer

3. 1. Vizsgálati terület

Erdészeti és vadaskerti kerítések környezete:

Vizsgálatom helyszínéül Vas megye északi részén, a 8-as főút Csörötnek – Csákánydoroszló szakaszától északra, valamint az osztrák határtól délre lévő, többnyire erdős területet választottam. A terület erősen mozaikos. Tölgy, bükk, fenyő, gyertyán elegyes erdők váltakoznak mezőgazdasági területekkel és erdőfelújításokkal. Így meglehetősen sok, erdészeti és mezőgazdasági célú kerítés (10-15 ha) is található itt valamint egy nagyobb zárt vadaskert (kb. 350 ha.)

A mintaterületeket több lehetséges terület közül véletlenszerűen választottam. A lehetséges területek közül már eleve kihagytam pl.: a már kopár, vagy hamarosan levágásra kerülő területeket, valamint azokat, melyek nem voltak növényzetüket és domborzatukat tekintve megfelelő mértékben, az adat-felvételéhez elegendően nagy területen homogének. Ez akkora területet jelentett, hogy a szükséges 100 m x 150 m-300m nagyságú kvadrátok illetve a második adat-felvételénél 240 m x 150-300 m nagyságú kvadrátok elférjenek úgy, hogy a sávok végeitől valamint az utolsó sávtól még lehetőség szerint 50-60 m maradjon ugyan abból a típusú erdőfoltból.

A vadaskert és az erdészeti felújítások kerítései mellett elhelyezkedő mintaterületek minden esetben erdővel borítottak voltak, melyek kora a főbb fafajokat figyelembe véve 35 és 100 év között mozgott. Az egyik legjellemzőbb fafaj a területeken az erdei fenyő, mely legtöbbször lucfenyővel és ritkábban vörös fenyővel elegyben túlevelű erdőt alkot ezen a területen. A lombos erdők legfőbb alkotói a kocsánytalan és a kocsányos tölgyek, melyek szintén egyes erdőrészekben az erdei fenyő elegy fafajaként is jelentkeznek, illetve fordítva, egyes mintaterületeknél a tölgyes tartalmaz jelentős százalékban luc- vagy erdei fenyőt. Mindkét típushoz tartozó erdő leggyakoribb elegyfajai a gyertyán, mézgás éger, bükk, valamint a cser tölgy. Természetesen az ilyen típusú és faj-, korösszetételű erdőkre jellemző cserje és gyepszint növényzete is jelen volt.

A kerítések megközelítésének vizsgálatakor a kerítéseket, csak mint fizikai akadályokat vettem figyelembe, melyek a szarvasokat elterelik, vagy mozgásukban korlátozzák. Nem feltételeztem, hogy a kerítésen belüli terület vonzza valamilyen okból az egyes egyedeket és nem tettem különbséget a kerítéseken belüli élőhelyek minősége között. Mindezen okokból részletesebb leírást a kerítéseken belüli területekről nem készítettem.

A vizsgált vadátjárók:

A dolgozat ezen részében a vizsgálati területem a Balatontól délre, Somogy megye északnyugati sarkában volt, az épülő M7 autópálya azon szakaszán, mely a 68-as főút kereszteződésétől észak-keletre lévő vad-felüljáróval kezdődik és a Balatonújlak irányából érkező csatorna, valamint egy vasút M7 autópálya alatt való áthaladására is szolgáló aluljáróig tart.

A terület a Somogyi Hunor Vadásztársasághoz tartozik, melynek tájegységi határai nyugatról a Kis-Balaton, délről és keletről Gyóta és Balatonnagyberek.

Az épülő M7 autópálya nyomvonala kelet-nyugati irányban vágja át a IV/II. sz. vadgazdálkodási körzet területét, jelentős hatást gyakorolva a nagyvad, elsősorban a gímszarvas területi eloszlására.

Az oktatási-kutatási céllal különleges rendeltetésű kéthelyi Somogyi Hunor Vt. a 2005. évtől kezdődően kapcsolódott be – mint területileg illetékes vadgazdálkodási egység – a Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Karának irányítása mellett a vadgazdálkodással illetve a vad védelmével összefüggő tudományos kutatási programba.

A vizsgált időszakban a társaság hivatásos vadászai aktívan közreműködtek a tudományos kutatásban, főként az adat-felvételezést segítették.

Az alábbi fényképen a vizsgálati terület nyugati része látható, a 68-as főút csomópontjával, valamint a vad-felüljáróval (1. ábra).



1. ábra A vizsgált vad – felüljáró. (forrás: Google earth)

Adatokat összesen négy vadátjáróról gyűjtöttem. Ebből egy felüljáró és három aluljáró. A felüljáró (Az autópálya mérnökség adatbázisa szerinti neve a hídnak: S67, és az autópálya 169 + 770 szegmensében helyezkedik el) 62 méter hosszú és 27 m széles. Az autópályán kelet felé (Budapest irányában) haladva a következő aluljáró az S66-os, a 168 + 755-os szegmensben. Ez 25 m hosszú és 16,3 m széles. Ugyan ebben az irányban haladva a következő aluljáró az előbbihez nagyon hasonló méretekkel rendelkezik: Ez az S64-os a 166 + 996 szegmensben. A hossza 25 m, a szélessége 15 m. A vizsgálati szakaszunk keleti végén található a vizsgáltak közül a legszélesebb aluljáró. Ez nem pusztán a vad áthaladását teszi lehetővé, hanem itt halad keresztül egy vasút, valamint a Nyugati-övcSATORNA állandóan vízzel teli csatornája is. Ennek a többszörös funkciónak köszönhető, hogy ez az aluljáró ilyen széles. (25 m hosszú és 132 m széles, a 166 + 430 – s szegmensben helyezkedik el.)

A következő fotón (2. ábra) az egyik aluljáró látható, a példa kedvéért (Becsehelyi vad-aluljáró):



2. ábra Becsehelyi vad-aluljáró (Fotó: Somogyi Hunor Vadásztársaság)

3. 2. Az adat-felvételezés módszerei

3. 2. 1. Hulladék csoport-számlálás

Az 1.2. *Várható eredmények* c. fejezetben felvetett kérdések megválaszolásához nem volt szükség abszolút létszámbecslésre. Sokkal fontosabb volt, hogy ne csak egy adott terület jellemző vadeloszlását vizsgáljam, inkább több terület egymáshoz képest meglévő jellemzői legyenek ebből a szempontból kimutathatóak (Smith, 1990). Főleg ezen szempontok alapján választottam a hulladék becslés módszerét, mely alkalmas egyrészt arra, hogy változatos terepi viszonyok mellett is megközelítőleg megbecsüljem vele a vad adott területre jellemző használati intenzitását, valamint a vad jellemző mozgását, (Härkönen & Heikilä, 1999; Neff, 1968) Ezen módszer mellett szól természetesen az is, hogy viszonylag kis költség ráfordítást igényel.

- Hulladék csoport-számlálás

A mintavételezés módjánál két lehetséges módszer merült fel. A kvadrátok felmérése, és a sávós becslés. Härkönen és Heikilä 1999-es cikke alapján a két módszer élőhely használat becslés esetén nem hoz lényegesen eltérő eredményeket, így a számomra célravezetőbbet

választhattam, a sávos becslést. Kvadrátok kijelölése esetén külön változóként jelentkezett volna, hogy az adott, mintaterületként kijelölt, kerítés melletti erdőtömbben mennyire esik annak szélére, esetleg közepére. Így viszont egy-egy erdőtömbben kijelölt párhuzamos sávok esetén egyforma mértékben esik minden egyes mintaterületbe széli rész is, így ez különbséget nem okoz.

Egy-egy sáv 2m széles (Borkowski, 2004). Minden sáv közép vonala fix távolságban fut a kerítéssel párhuzamosan. Sávoként felírtam, hogy melyik fajhoz tartozó hulladék csoportból hányat találtam benne.

Az első sáv közvetlenül a kerítés mellett fut, majd az első adat-felvételezésnél 20 méterenként, a másodiknál 60 méterenként követi egymást még 5 db sáv az első és 4 db sáv a második adat-felvételezésnél. Így a legkülső sáv az első elrendezésnél pontosan 100m-re kerül a kerítés vonalától, míg a másodiknál 240 m-re.

A következő képen (3. ábra) látható a disznóskert, valójában egybefüggő kerítésének egy részlete, valamint a mellette elhelyezkedő, az első adat-felvételezés során kijelölt mintaterületek közül néhány, hogy jobban elképzelhetővé váljon a mintaterületek elrendezése.



3. ábra Disznós kert, a körülötte elhelyezkedő néhány mintaterülettel
(forrás: Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság)

Az alábbi képen pedig, az úgynevezett „független” elkerítésekől álló csoportból kiválasztott erdősítés-védő elkerítés, és az azok mellett elhelyezkedő egy-egy mintaterület. Ezek az elkerítések nagyobb területen szóródtak szét, ezért nem lett volna célszerű az összes elkerítést egyetlen képre feltenni. Így itt csupán két terület látható kiragadva, a példa kedvéért (4. ábra). A 10-es területen a sávok elhelyezkedését is szemléltetem, természetesen a többi terület mindegyikén ezzel megegyező a sávok elhelyezkedése.



4. ábra Két erdősítés-védő elkerítés és az azok mellett elhelyezkedő egy-egy mintaterület
(forrás: Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság)

Mint az a képeken is látszik, az egyes mintaterületek nem egyforma hosszúságúak így a sávok sem azok. A területek kiválasztásánál törekedtem arra, hogy homogén növényzetű, domborzatú részek kerüljenek egy-egy mintaterületbe. Mindezek mellett sem homogén azonban a hullatékok elhelyezkedése, véletlenszerűen is feldúsulhatnak, vagy éppen hiányozhatnak néhol (Mandujano & Gallina 1995). Ennek kiküszöbölésére olyan hosszú sávokat jelöltem ki, amik még egyöntetű környezetet nyújtó területen futottak, és a lehető leghosszabbak voltak. Ennek következtében csak az egyes mintaterületeken belül voltak egyforma hosszúak a sávok, területek között már lényeges eltérések adódtak. Ezért, hogy az adatok összevethetőek legyenek, átszámoltam az egyes sávokon felvett hulladék-számokat, db/100m –re, tehát egy sűrűség értékre. A későbbiekben már csak ezt az értéket használom (Forsey & Baggs, 2000).

Az első adat-felvételzés során felmerülő újabb kérdések megválaszolásához szükség volt egy újabb, némileg módosított feltételekkel rögzített adathalmazra. A két csoport, a függetlenül álló, kisebb területeket körülölelő kerítések és az egybefüggő nagy területen lévő kerítések melletti hulladék csoportok relatív gyakorisága szignifikáns különbséget mutatott ($t = -2,45$; p

=0,016). Mivel újabb kérdés a két terület csoport közti különbségre nem vonatkozik, valamint a vizsgálat e két része teljesen elkülönül az előzőtől, külön adat felvételezéssel és feldolgozással, már csak az egyik, a disznós kert melletti mintaterületeket használtam. Az erdősítés védő elkerítések mellett másodjára már nem végeztem felvételezést. A disznóskert kerítéséhez kívülről csatlakozóan van azonban egy olyan kerítés, mely a Magyar- Osztrák határon átáramló vadmozgást hivatott meggátolni. Ez tehát gyakorlatilag a leágazása a disznóskert kerítésének. A két kerítés megegyező magasságú és típusú, így a vizsgálat szempontjából azzal egyenértékűnek tekintettem, és a második adat-felvételezés során, már ezen szakasz mentén is jelöltem ki mintaterületeket. Az alább látható légifelvételen (5. ábra) az összes, második adat-felvételezésben szereplő területet jelöltem.



5. ábra A második adat-felvételezés mintaterületei a disznós kert mellett
(forrás: Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság)

A sávok közötti távolságot 20 m-ről 60 m-re növeltem. Az első sáv ismét 0 m-en volt, a következő 60 m-re, majd 120, 180 és 240 m-re. A következő, 300 m-en elhelyezkedő sáv bevonása a vizsgálatba már nem volt lehetséges, hiszen ez a terület erősen mozaikos volta miatt nagyban lecsökkentette volna a szóba jöhető területek, és így a minta elemszámát. Ilyen távolságban ugyanis már az esetek többségében egy eltérő állapotú, összetételű erdő-részlet vagy mezőgazdasági terület vagy ezek közvetlen környezete volt megtalálható. Ebben az új adatfelvételezésben az előbb említett távolságokon kívül, valamint, hogy mely mintaterületeken jelöltem ki a sávokat, semmi mást nem változtattam. Vannak mindkét vizsgálatban szereplő területek, de vannak olyanok is, melyek csak az egyikbe kerültek be. Egyrészt kerestem újakat, mivel emelni igyekeztem a minta elemszámát, másrészt viszont volt olyan terület, melyen időközben tisztító vágást kezdtek, vagy villanypásztorot telepítettek a közvetlen környezetébe, így kiestek a lehetséges mintaterületek közül.

A sávos hulladék becslés módszerének alapfeltevései (Eberhardt & Van Etten 1956):

- A hulladék adott körülmények közti elbomlási ideje ismert.
- Minden hulladék csoport felismerhető, valamint egyetlen egy sem marad ki a számolásból, mely a mintaterületen belül van.
- A mintaterület nagysága, formája és elhelyezkedése reprezentatív a felmérés szempontjából.

Mivel jelen felmérésben az állatlétszám meghatározás nem célunk, így az egyedenkénti átlagos, egy napra számított defekációs ráta meghatározása nem követelmény.

3. 2. 2. Nyomszámlálás

Az egyes átjárókon a szarvas nyomszámokat adatgyűjtés céljából az alábbiakban leírt módon rögzítettem úgy, hogy azok az egyes átjárók összehasonlítására, valamint időbeli folyamatok leírására legyenek alkalmasak. Nem törekedtem vadlétszám vagy sűrűség becslésére, pusztán az átjárókon bonyolódó vadforgalom több szempontú összehasonlítása volt a cél. Így természetesen ehhez alkalmazkodott adat rögzítési módszerem, illetve a kapott adathalmaz is.

Az épülő pálya nyomvonalán kijelölt két szakaszon lehetőség volt az áthaladó vadnyomok teljes egészében történő összeszámolására. Ezért mintaterületek nem lettek kijelölve. Heti rendszerességgel a teljes nyomszám lett megállapítva a két szakaszra külön-külön. A rögzített nyomok talajról való eltörlésével biztosítottam, hogy a következő heti számolásba azok már ne kerülhessenek ismét be.

Az építkezések után meglévő vadátjárókon szintén heti rendszerességgel a teljes nyomszámot rögzítettem, így mintaterületek itt sem voltak. A kerítések megléte miatt feltételeztem, hogy ekkor már jelentős vadátjárás az úttesten csak az átjárókon volt lehetséges, tehát a szakasz többi részén nullának vettem a nyomok számát.

A nyomszámlálási módszer választásának oka volt az az adatrögzítés szempontjából szerencsés tény is, hogy az építkezések alatt a növényzet, és a talaj felső rétegének eltávolításával, valamint az út építése során a helyszínre hordott töltés kialakításával egy puha, morzsalékos talajt kaptunk, amin a nyomok beazonosítása nem okozott gondot. Az építkezés megkezdése előtt, de már a nyomvonal kijelölése után, a későbbi, vizsgált átjárók útszakaszának helyén heti egyszeri alkalommal rögzítettem, hány keresztbe haladó vadnyomot találtunk. E mellett feljegyeztem azt is, hogy milyen irányú volt az áthaladás, és ebből a két számból később átlagot számoltam. Ebben az esetben átlag használatát indokolja, hogy összesen két szám átlagáról van szó, melyek ugyan azon időszak oda- vissza haladó egyedek számát jelölik. E két szám között így nem voltak nagy eltérések, melyek jelentősen eltolták volna az egyik irányba az eredményül kapott átlag értékét.

A nyomvonalat két szakaszra osztottam úgy, hogy az egyes szakaszokon később két- két átjáró épült. A szakaszok adatait külön-külön rögzítettem és függetlennek tekintettem, mint ahogy a később felvett átjárók adatait is. Az építkezések előre haladtával már a felüljárón és az aluljárókon szintén a teljes egészében áthaladt csapákat számoltam össze, állatfajonként, feljegyezve ebben az esetben is, hogy az adott nyom mely irányba haladt át. A dolgozatban annak célkitűzései miatt azután csak a gímszarvasokra vonatkozó adatokat használtam fel.

3. 4. Az adatok jellemzése

Erdészeti és vadaskerti kerítések környezete

Random mintavétel: A mintavételezéshez használt sávok elrendezése blokk elrendezés. Egy-egy blokk 6, illetve a második adat-felvételezésnél 5 sávot tartalmazott, mely sávok elrendezése a blokkon belül szabályos volt. Így a blokk kvadrát-mintaterületet alkotott. Az egyes mintaterületeket az irányított véletlen módszerével választottam ki (Précsényi, 2000). Ez azt jelenti, hogy a mintaterületeket több lehetséges terület közül véletlenszerűen választottam, de a „sorsolásba” már eleve nem kerültek pl.: már kopár vagy hamarosan levágásra kerülő területek, sem pedig olyanok, melyek nem voltak növényzetüket és domborzatukat tekintve homogének akkora területen, hogy a szükséges 100m x 150m-300m valamint a második felmérés során kimért 240m x 150m-300m nagyságú kvadrátok elférjenek. Az egyes területeken belül, pedig a sávok egymással párhuzamosan, egyenlő távolságban, szabályosan feküdtek.

Mintavételek függetlensége: A mintavételi területek minden esetben egymástól távolabb, és nem egy vonalban helyezkedtek el, vagy volt közöttük vad számára is nehezen járható sűrűs vagy jelentős szintkülönbség, esetleg völgy. Így kerültem el azt, hogy jó eséllyel egy, az adott kerítés mentén végig haladó vad nyomát több mintaterületen is bele vegyem a felmérésbe.

Normalitás: Az első mintavételezés során nyert adatok normáeloszláshoz illeszkedésének vizsgálatára Kolmogorov–Szmirnov nem-paraméteres próbáját használtam, mert ez kis elemszámú mintáknál is alkalmazható. A teszt eredménye szerint a sávonkénti hulladék-csomó szám egy- egy csoporton belül nem illeszkedik a normális eloszlásra ($z=1,36$; $p=0,051$). Az adatok transzformálása után (mindegyikhez hozzáadtam 1-t, majd a 10-s alapú logaritmusukat vettem) azonban már jól illeszkedtek a normális eloszlás görbéjéhez. ($p\leq 0,001$)

A fentiek alapján a következőkben a transzformált adatok felhasználásával paraméteres teszteket használtam az elemzésekhez.

A második adat-felvételezésnél már az előzőektől eltérően azonban a megrajzolt hisztogram szerint, valamint Kolmogorov-Szmimov tesztje szerint is ($Z=0,515$; $p=0,953$) ezek az adatok transzformáció nélkül is normális eloszlást mutatnak, így az eredeti, a sávok hosszúsága alapján db/100m-re átszámított adatokkal már közvetlenül, korrigálás nélkül dolgoztam.

Mindkét adat felvételezésnél alkalmaztam regressziós hatványfüggvényt is.

Az autópálya hatásának vizsgálata

Az egyes átjárókon, valamint a két szakaszon felvett adatokat függetlennek tekintettem. Az épülő pálya nyomvonalán kijelölt két szakaszon, valamint később az átjárókon is, lehetőség volt az áthaladó vadnyomok teljes egészében történő összeszámolására. Ezért mintaterületek nem lettek kijelölve.

A kapott adathalmaz nem mutatott normális eloszlást. Ezt okozhatta a szembetűnően sok 0 érték, mely a kerítések felállítását követően volt egy ideig tapasztalható a megépült átjárókon. A másik adatgyűjtés során keletkezett adathalmaz jellemzésénél leírt transzformálás ebben az esetben nem eredményezett normális eloszlású adathalmazt, így az eredeti adataimmal dolgoztam, nem-paraméteres tesztekkel használva.

3. 3. Statisztikai módszerek, az adatok feldolgozása

Erdészeti és vadaskerti kerítések környezetének vizsgálata során elsőként azt néztük meg, hogy a disznóskert melletti és a kisebb, erdősítést védő kerítések melletti területek által alkotott két csoport között van-e eltérés abban, hogy a kerítéstől mért távolsággal hogyan változik a szarvasok előfordulási gyakorisága. Ehhez több faktoros variancia analízist használtam. Ennek a tesztnek is feltétele az adatok varianciájának egyenlősége, mely feltétel az „adatok jellemzése” fejezetben említett módon transzformált adatokra teljesül, Levene tesztje alapján. ($F=1,75$; $p=0,08$)

Az adatok normalitásának ellenőrzésére hisztogramot és Kolmogorov-Szmirnov tesztjét alkalmaztam.

Az egyes csoportokon belüli eltéréseket Tukey valamint Bonferroni többszörös terjedelem próbájával teszteltem. Két csoport összehasonlításánál t-próbát, több csoport esetében pedig (pl. a kerítések vonalától különböző távolságokra elhelyezkedő sávok esetében) variancia analízist végeztem. Levene-teszt alapján a varianciák egyenlősége teljesül, ezért az utóbbi esetben ANOVA-t használtam az összehasonlításhoz. A felvett adatok távolsággal való regresszióját regressziós hatványfüggvénnyel mutattam ki.

Az autópálya nyomvonalán, valamint a vadátjárókon gyűjtött adatok esetében, a kapott adathalmaz nem mutatott normális eloszlást. Ebben az esetben nem-paraméteres tesztek használtam.

A nyomvonal és az út 2-2 szakaszának összehasonlítására Mann–Whitney tesztet alkalmaztam.

Spearman rangkorrelációt alkalmazva kerestem kimutatható kapcsolatot egy adott időponttól eltelt napok száma és az ezen napok alatt rögzített adatok között.

Csoporton belüli különbség keresésére itt Kruskal – Wallis - féle nem-paraméteres tesztet használtam.

Az ábrák a teljes dolgozatot véve „boxplot”, „scatter”, valamint „line” típusúak. Ezekon kívül illesztett hatványfüggvény ábrái is szerepelnek.

Az adatok feldolgozása a dolgozat mindkét részéhez tartozó adathalmaz esetében SPSS for Windows (8.0) statisztikai programmal történt. A többfaktoros variancia analízist az 'R' nevű statisztikai programmal készítettem.

5. Eredmények

5. 1. Erdészeti kerítések környezete

Az első megvizsgált kérdés az, hogy a disznóskert melletti, és a kisebb, erdősítést védő kerítések melletti területek által alkotott két csoport között van-e eltérés abban, hogy a kerítéstől mért távolsággal hogyan változik a szarvasok előfordulási gyakorisága. Ez tehát két fő hatás, és azok interakciójának vizsgálatát jelenti. Ehhez több faktoros variancia analízist használtam. Ennek a statisztikai tesztnek feltétele az adatok varianciájának egyenlősége, mely feltétel az „adatok jellemzése” fejezetben említett módon transzformált adatokra teljesül, Levene tesztje alapján. ($F = 1,75$; $p = 0,08$)

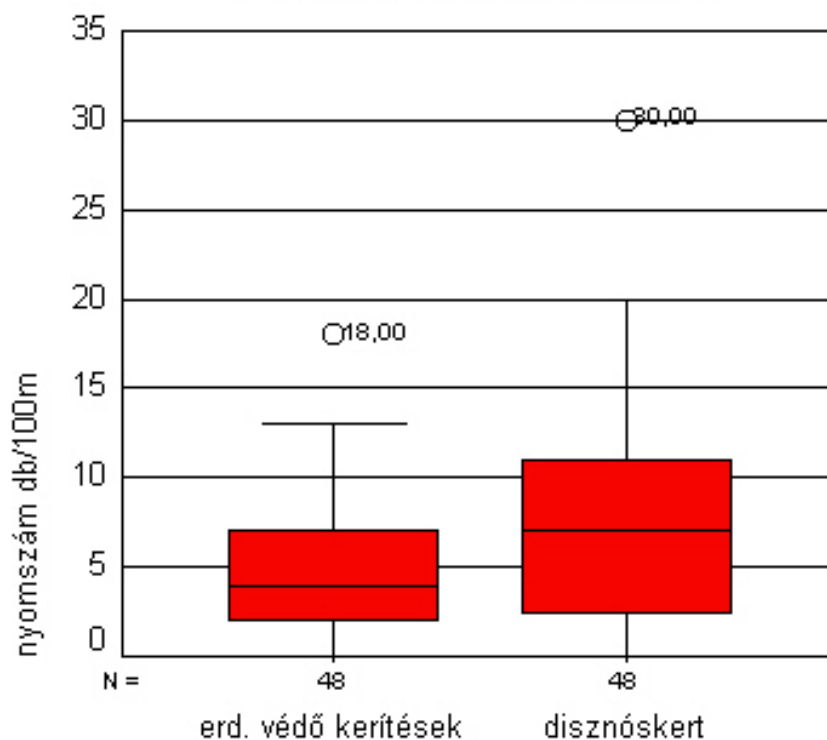
A kerítésektől mért távolságok hatását nem befolyásolja az, hogy éppen melyik csoport területéhez tartozik az adott sáv. A két hatás (csoportok * távolság) interakciójának tehát nincs jelentősége ($F = 0,46$; $p = 0,81$)

A két különböző típusú kerítés melletti területeken felvett összes hulladék számban, (tekintet nélkül a kerítéstől mért távolságra, tehát az egyes területeken belüli sávokat összeadva) szignifikáns különbség van. ($t = -2,45$; $p = 0,016$).

Ezt a különbséget „box plot” típusú ábrán ábrázolva láthatjuk alább (6. ábra). A szórás meglehetősen nagy, ennek ellenére a különbség szignifikáns. Mindössze két kilógó érték van (az adott távolságban lévő sávok értékeinek mediánjától 1,5- 3 box távolságra helyezkednek el), melyek szintén fel vannak tüntetve. Jól látszik, hogy a disznóskert összefüggő, nagy területet körbe ölelő kerítése mellett több hulladékot találtam, mint az egymástól függetlenül álló, kisebb erdészeti területek környezetében.

Az erdészeti kerítések és a disznóskert körül lévő

mintaterületek összehasonlítása

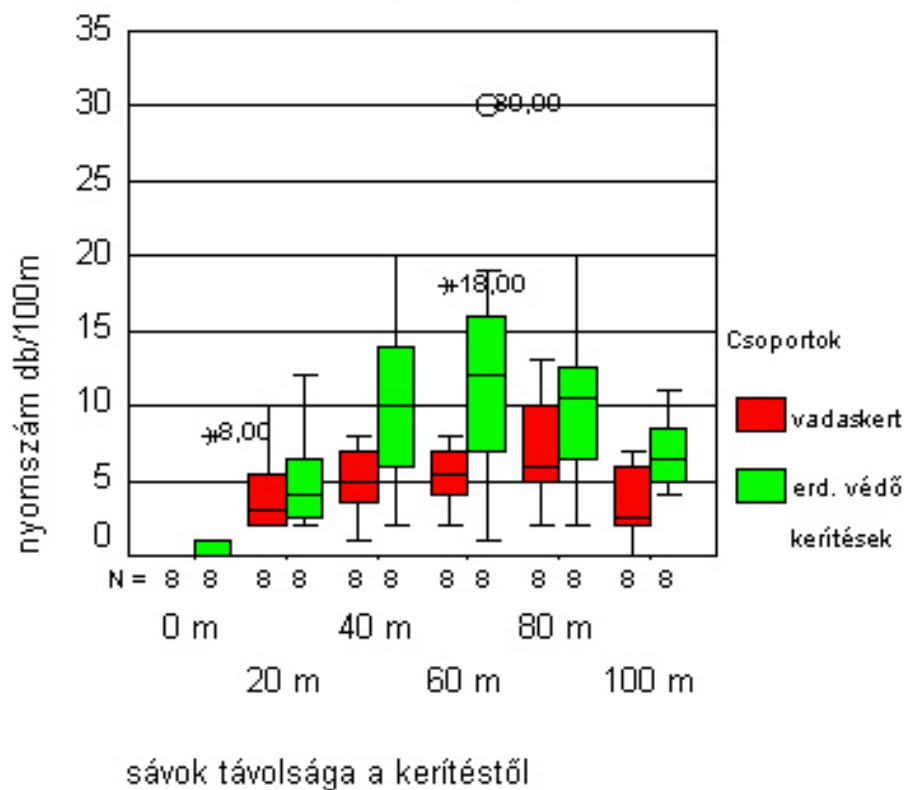


5. ábra

Bonferroni többszörös terjedelem próbájával vizsgálva kimutatható, hogy egyes területek is eltérnek a többitől egy-egy csoporton belül ($F = 3,48$; $p = 0,001$) (A két csoportot itt is az adja, hogy az egyes mintaterületek a disznós kert, vagy a több, kisebb területű erdészeti elkerítés mellett vannak.). A teljes kísérleti terület nagymérvű heterogenitása miatt azonban ezen különbségek okának további vizsgálatára jelen dolgozatban nincs lehetőségem.

A különböző távolságokra lévő sávok közötti különbség a csoportok hatása nélkül már kimutatható. A mindkét csoportból vett, azonos távolságban lévő sávok adatait összegezve, majd variancia analízissel összehasonlítva kimutatható különbséget találunk ($F = 25,33$; $p \leq 0,001$). Alább látható szintén egy „box plot” típusú ábra, melyen az azonos távolságban lévő sávokat összesítve, egy-egy „box” mutatja. (7. ábra)

Az egyes sávokon felvett hullatékszámok,
az összes területre nézve

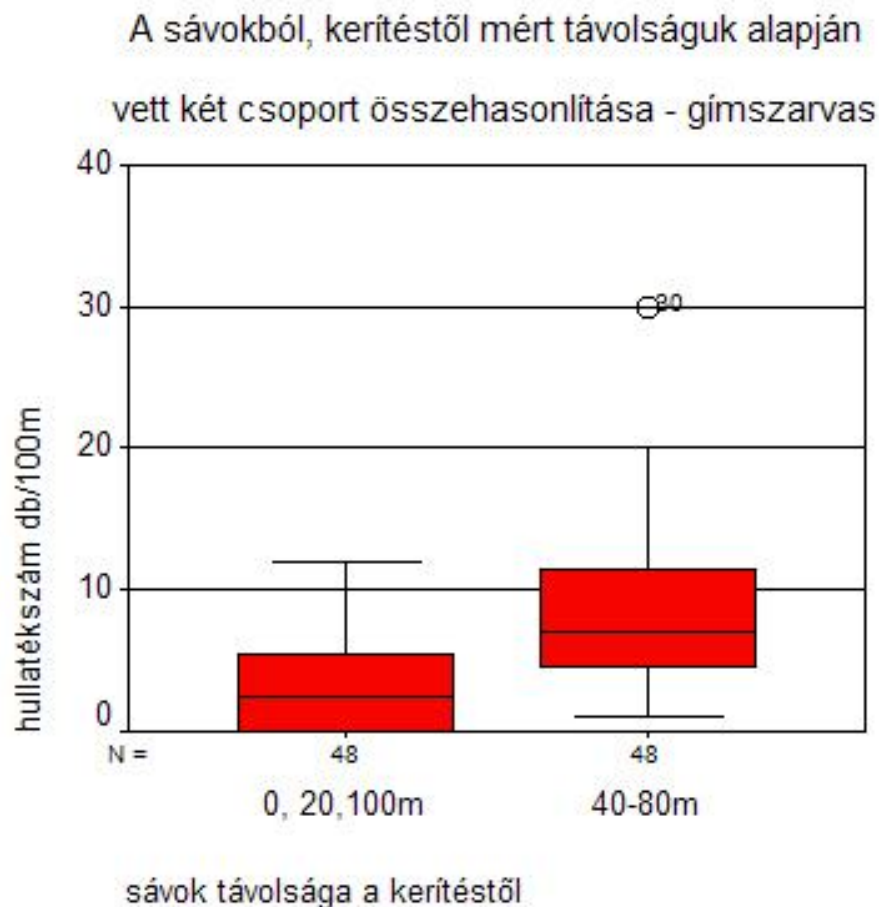


7. ábra

A kerítéstől 0 m-re lévő sávok Tukey és Bonferroni post hoc tesztjei alapján is (egyformán) különböznek az összes többitől. (A 2., 3., 4., 5., 6. sávval való összehasonlítást nézve: Átl. eltérés = 0,60; 0,77; 0,82; 0,83; 0,63; $p \leq 0,001$). A többi sáv egyesével elemezve nem különbözik a többitől. A fenti ábrán körrel jelöltek a kilógó értékek, a csillaggal jelöltek pedig extrém értékek (3 box távolságnál többre helyezkednek el a jelölt mediántól). Az egyes sávok hulladék számaiban elég nagy a szórás, valószínűleg ez az oka annak, hogy nem mutatható ki szignifikáns különbség a többi sáv között.

Ha azonban összeadom a szomszédos, 40 – 80 m-re lévő sávok hulladék számát, és ezt hasonlítom a maradék, szintén összevont 0, 20 és 100 m-re lévő adatokhoz, már különbséget

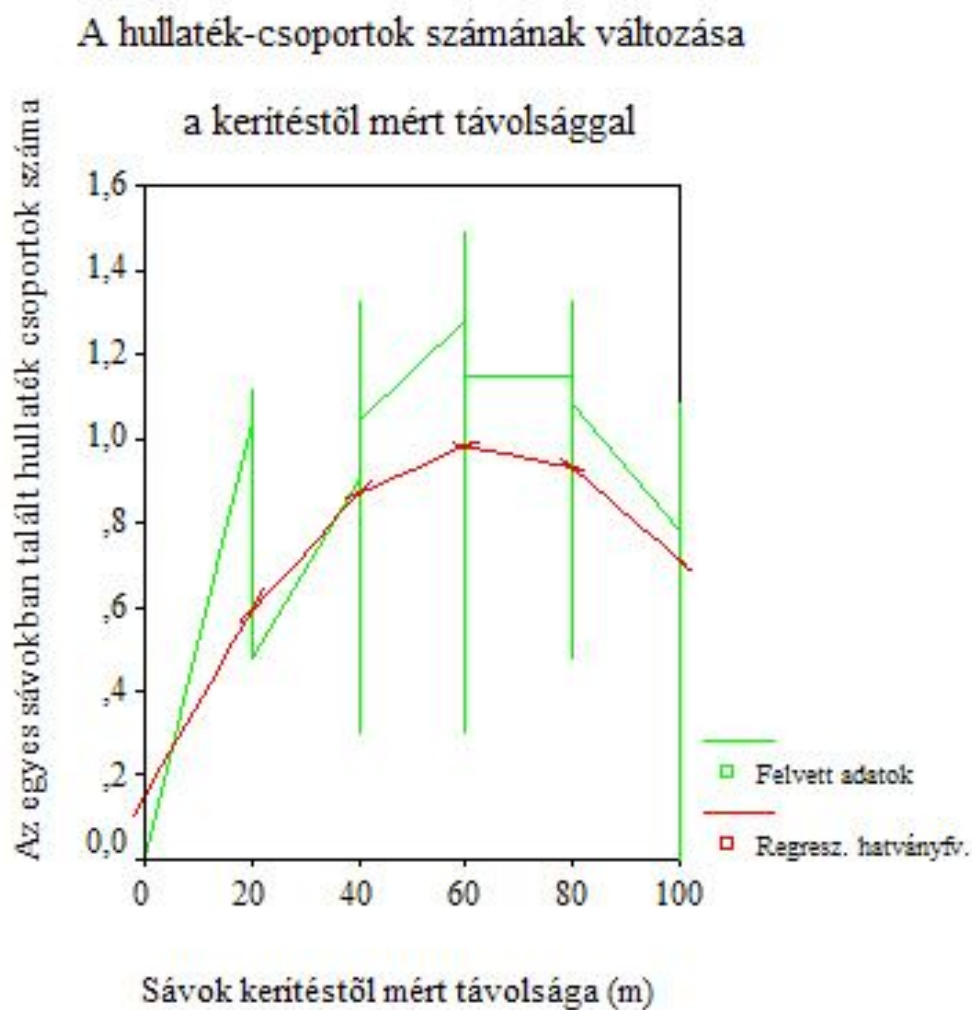
mutatnak. Az a kérdés, hogy a sávokból ilyen elosztásban kialakított két csoport között vajon statisztikailag is igazolható-e a különbség, az adatok elemzése közben merült fel, tehát nem előre tervezett vizsgálat volt. Tukey – próbát azonban az SPSS általam alkalmazott verziójában két csoport átlagának különbségének tesztelésére nem lehet alkalmazni, ezért itt is a kétmintás t-próbát használtam. Mivel Levene tesztje alapján a két csoport varianciája nem volt egyenlő, a teszt elvégzéséhez a szabadsági fokok igazítása volt szükséges ($df_1 = 94$; $df_2 = 85,65$; $t = -5,9$, $p \leq 0,001$). A sávokból létrehozott két csoport adatait az alábbi ábrán (8. ábra) szemléltetem. Az ábra a nem transzformált adatokkal készült.



8. ábra

A 40- 80 m-en lévő sávok szignifikánsan több hulladék csoportot tartalmaztak százméterenként, mint a 0, 20-100 m-re lévők. ($F = 7,88$; $p = 0,006$).

A vizsgálat, mintavételezés összesen 100 m-re terjedt ki a kerítésektől, és láthatóan van egy sűrűség növekedés 40- 80 méteren, majd egy csökkenés, ahogy távolodunk. Regressziós hatványfüggvény jól illeszthető ezekre az adatokra. ($F = 54,52$; $p \leq 0,001$) (9. ábra)



9. ábra

A hatványfüggvény erős szignifikáns illeszkedése igazolja, hogy a távolság növekedésével kb. a 60 méteren lévő sávig nő a hullatékok sűrűsége is, majd ezt követően tovább növelve a távolságot, már csökken.

Az elemzések után is kérdés marad azonban, hogy a 80 m -es távolság után tapasztalható csökkenés csak átmeneti, vagy nagyobb távolságban is megfigyelhető ilyen vagy hasonló tendencia. Megfordítva a kérdést, beszélhetünk-e a kerítés közelében (kb. 60 m-re a kerítés vonalától) a vadmozgás gyakoriságának növekedéséről a tágabb környezethez viszonyítva?

Ennek a kérdésnek a megválaszolásához újabb adat-felvételezésre volt szükség. Az előző vizsgálatból úgy látszott, hogy 40- 80 m távolságban a kerítéstől van egy bizonyos mértékű feldúsulása a hulladék csoportoknak. Azt azonban nem lehetett eldönteni, hogy ez vajon tényleg a hulladék csoportok sűrűségének növekedése és a távolabbi sávokban ismét kisebb ez a sűrűség, vagy csak a véletlennek köszönhető, hogy ilyen eltérést találtunk, és nagyobb távolságban lévő területeket is bevonva a vizsgálatba, már eltűnik a különbség.

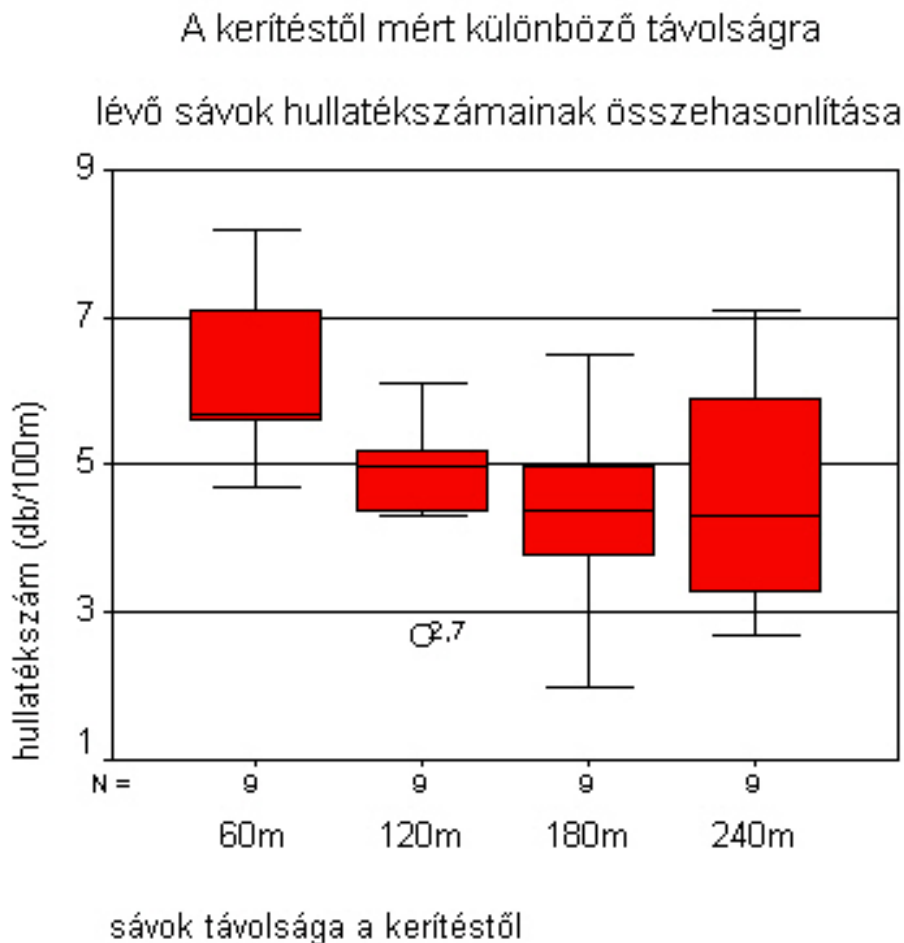
Mivel a sávok elhelyezkedése nem tette lehetővé, hogy ezt a kérdést megvizsgáljam, készítettem egy második adat felvételezést, melynek módját szintén a 2.2.4. Élőhely – fragmentáció c. fejezetben részletezem.

Az adatok újabb feldolgozása során, a 0 méteren lévő sávot kihagytam az elemzésből, mivel ezekben a sávokban továbbra sem, vagy csak egyetlen hulladék csoportot találtam. Így az itt felvett érték továbbra is konstansnak mondható, e sávok adatainak így új információ tartalma az előzőekhez képest nincs.

A random mintavételről és az adatok függetlenségéről korábban már leírtak itt is ugyanúgy érvényesek. Az előzőektől eltérően azonban a megrajzolt hisztogram szerint, valamint Kolmogorov-Szmirnov tesztje szerint is ($Z = 0,515$; $p = 0,953$), ezek az adatok transzformáció nélkül is normális eloszlást mutatnak, így az eredeti, a sávok hosszúsága alapján db/100m-re átszámított adatokkal már közvetlenül, korrigálás nélkül dolgoztam.

A Levene-teszt szerint a varianciák egyenlősége is teljesül, így itt ANOVA-t használhattam, ($F = 3,868$; $p = 0,02$). Van szignifikáns különbség az egyes sávok között. Ezt post hoc teszttel, a Bonferroni teszt segítségével tovább vizsgálva azt kaptam eredményképpen, hogy a 60 m-en lévő sáv szignifikánsan különbözik külön-külön a 180m és a 240m-n lévő sávoktól is (Átl. eltérés = 1,722; 1,756; $p = 0,034$, $p = 0,3$).

Az alábbiakban (10. ábra) egy box-plot típusú ábrán a második adat-félvételezés során egyes sávokban felvett hullaték számokat (db/100 m) hasonlítom össze.



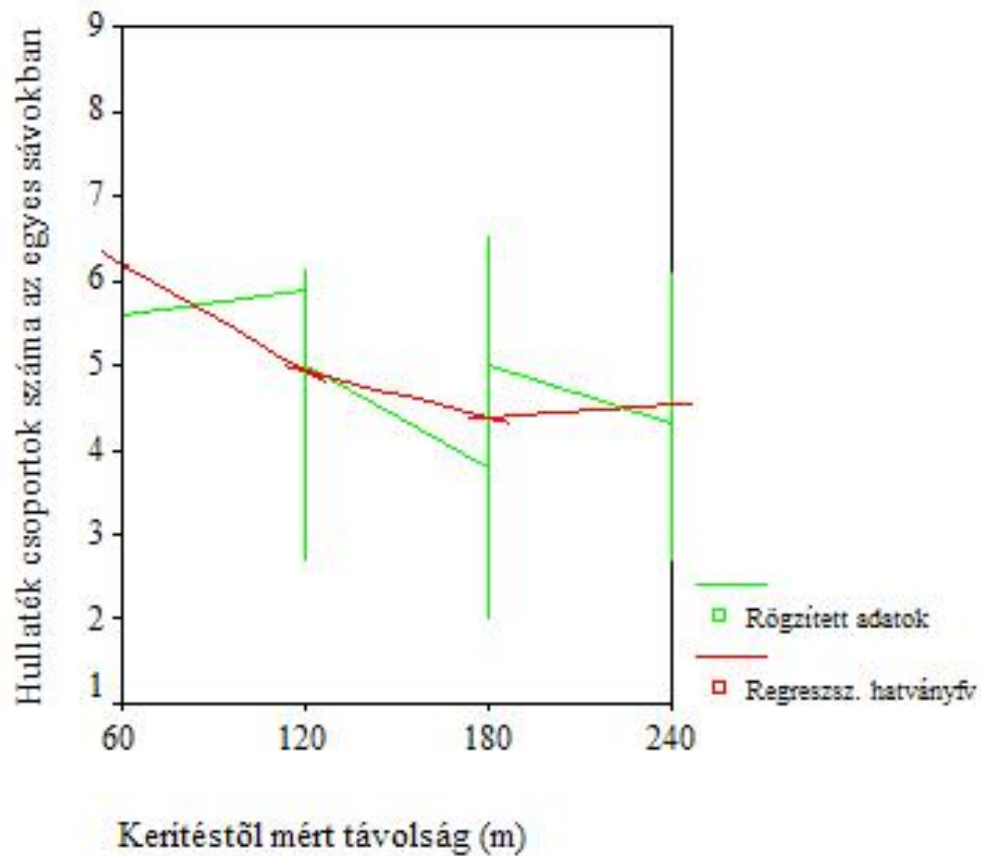
10. ábra

Az ábrán is láthatóan több hulladék-csoport esik a 60 m-n lévő sáv területére, mint a 180, vagy a 240 m-re lévőkére, bár az egyes csoportok szórása itt is jelentős. Kiugró érték itt csak egy van, a 120 m –re lévő sávnál.

A regressziós hatványfüggvény ebben az esetben is az adatok variációjának szignifikáns részét magyarázza ($F = 5,81$, $p = 0,007$). A hulladék csoport sűrűségének növekedése azonban jól láthatóan a kisebb távolságban lévő sávoknál vesz fel nagyobb értéket. (11. ábra)

Hulladék-csoportok számának változása a távolsággal

a második adatfelvételezés során



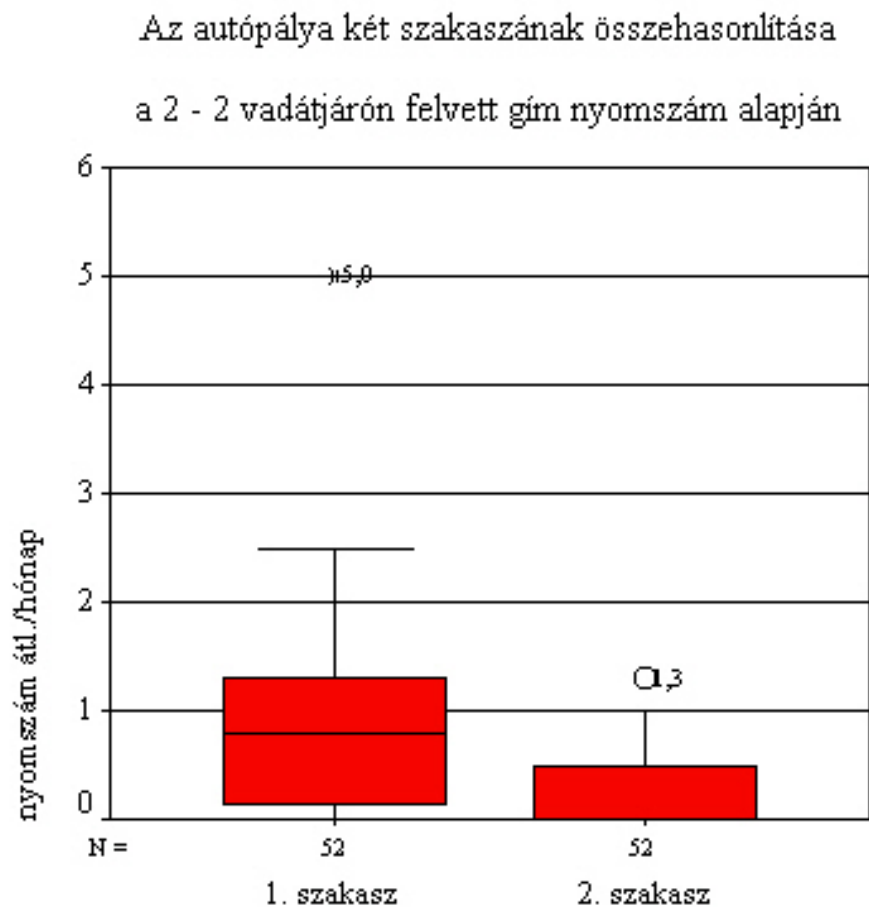
11. ábra

5. 2. Vadátjárók „kihasználtságának” vizsgálata

Az egyes átjárókon, valamint a két szakaszon felvett adatokat függetlennek tekintetem. A kapott adathalmaz nem mutatott normális eloszlást. Ezt okozhatta a szembetűnően sok 0 érték, mely a kerítések felállítását követően volt egy ideig tapasztalható a megépült átjárókon. A másik adatgyűjtés során keletkezett adathalmaz jellemzésénél leírt transzformálás ebben az esetben nem eredményezett normális eloszlású adathalmazt, így az eredeti adataimmal dolgoztam, nem-paraméteres tesztekkel használva.

Az épülő autópálya kijelölt nyomvonalának vizsgált két szakasza között, a felvett adatokon elvégzett Mann–Whitney teszt alapján, nyomsűrűség szempontjából az építkezések előtt még nem volt különbség. ($Z = -0,558$; $p = 0,577$)

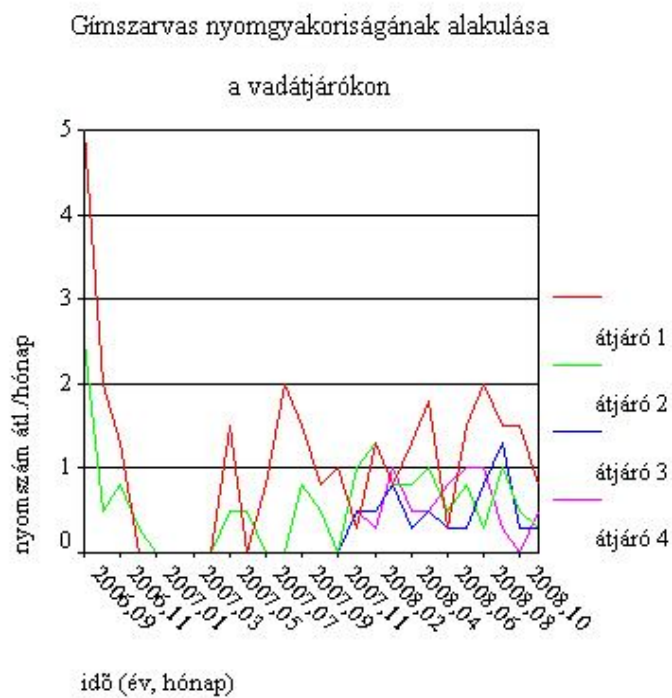
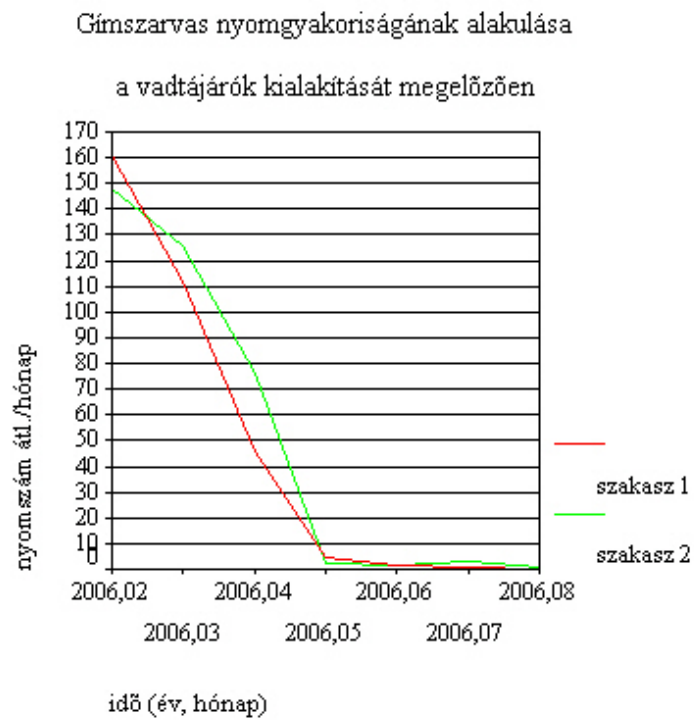
Amikor azonban a korábbi két szakaszt, már a rajtuk megépített 2 – 2 átjáró adatait összegezve hasonlítottuk össze ugyanazon teszttel, erősen szignifikáns eltérést találunk. ($Z = -4,514$; $p < 0,001$) Ez tehát határozottan eltér az építkezés előtti állapotról kapott eredménytől (12. ábra)



12. ábra

Összegezve tehát az építkezések megkezdése előtt az épülő autópálya helyén kijelölt két szakaszt összehasonlítva nem volt még különbség a szarvas nyomok számában, de ez megváltozott, amikor ugyanezen területen vadátjárókat alakítottak ki. Ekkor eltolódott a szarvasok vadátjárók használatára utaló jeleink mennyisége, és az autópálya épülő végétől távolabb eső szakasz átjáróinak forgalma megemelkedett a másik szakaszéihoz viszonyítva.

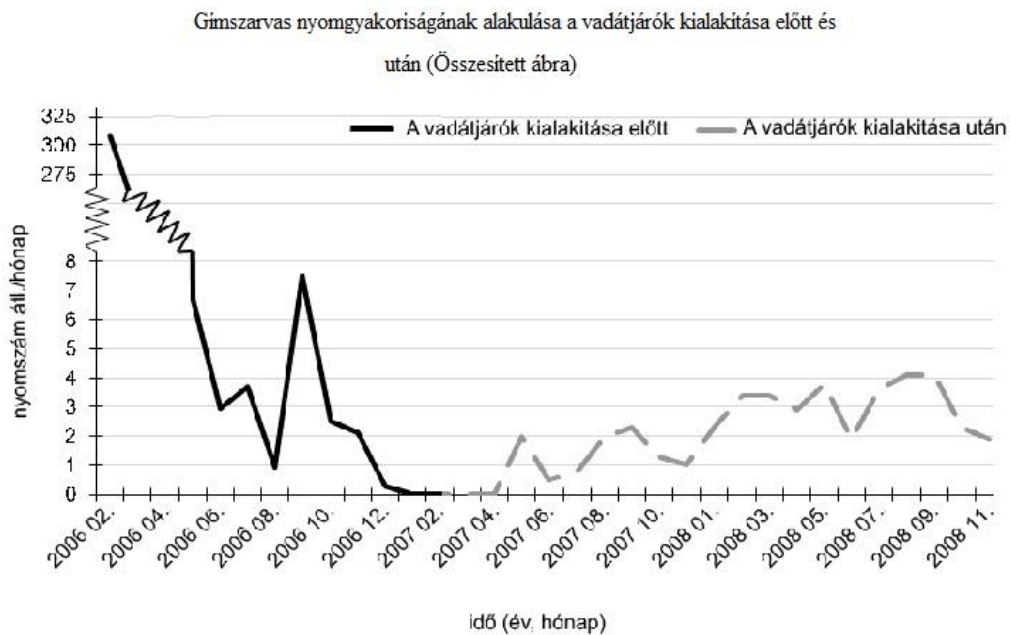
Havi átlagokat véve az építkezések megkezdése előtt a két szakaszon együttvéve 300 db-nál több volt a rögzített szarvas nyomszám. Az építkezések után már ugyanezen szakaszok összes vadátjáróján is maximálisan 10, de gyakorta 0 volt ez az érték (13. ábra)



13. ábra

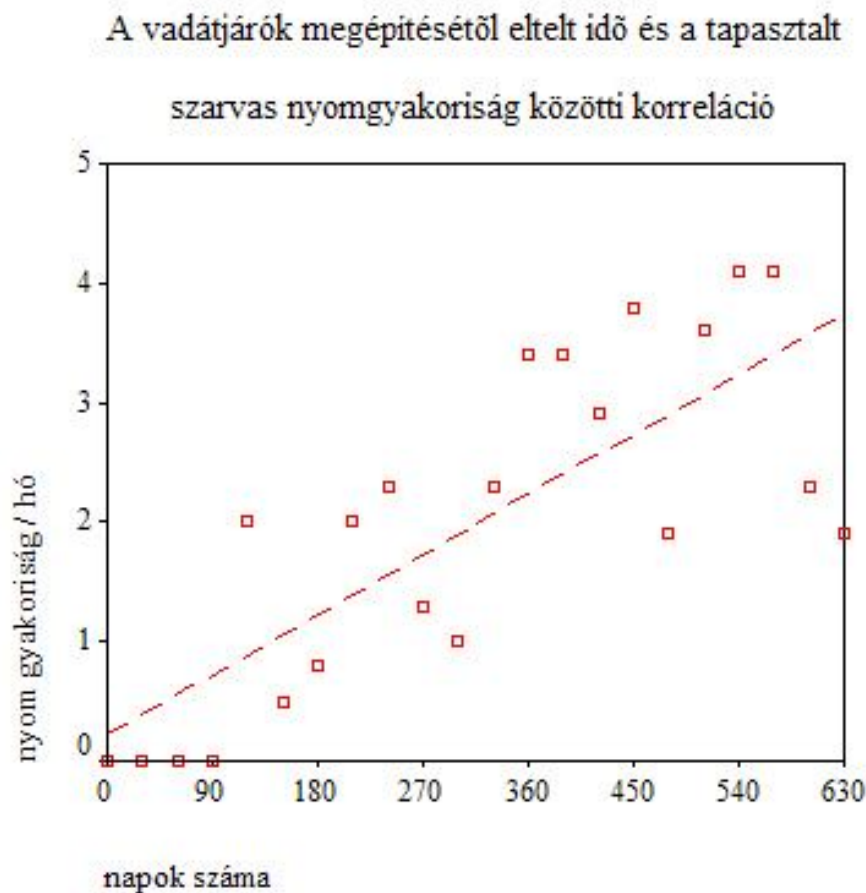
Más szóval, a kezdetekben tapasztalható „szarvas forgalomnak” csupán a töredéke (annak 5,9%-a) maradt meg és oszlott el a megépített vadátjárókon. Ez a változás természetesen statisztikailag is jól kimutatható (Mann-Whitney U test $Z = -1,755$; $p = 0,039$)

A 2006. december elejétől, 2007 januárjának végéig tartó időszakban gyakorlatilag nulla volt az autópálya területén teljes egészében keresztülhaladó szarvas nyomok száma. Ez az időszak, mikor a meglévő vadátjárók kivételével, az úttest többi részét lezárták, egy azzal párhuzamosan futó kerítéssel. A 13. ábra második részén látszik, hogy ezen időszak után újból kimutatható lett a szarvasok jelenléte, a már teljes egészében elkészült vadátjárókon. A következő, összesített ábrán (14. ábra) az egyes szakaszok és a vadátjárók nincsenek elkülönítve, összevont adattal szerepelnek. A felvett adatok közti nagy különbséget (a felvételezési időszak elején és végén) itt az ábra egy részének „kivágásával” tettük szemléletessé. Így egyetlen ábra felöleli a teljes adatfelvételezési időszakot. Az így látható 'Y' tengely 0-325-ig tartó terjedelme jól jellemzi a felvett adatok széles skálán való elhelyezkedését. Ezen kívül itt is megfigyelhető a nyomok számának lassú emelkedése, a vadátjárók megépülése után, valamint az ebben az időszakban még mindig elenyésző számuk, az építkezések előtti állapothoz viszonyítva.



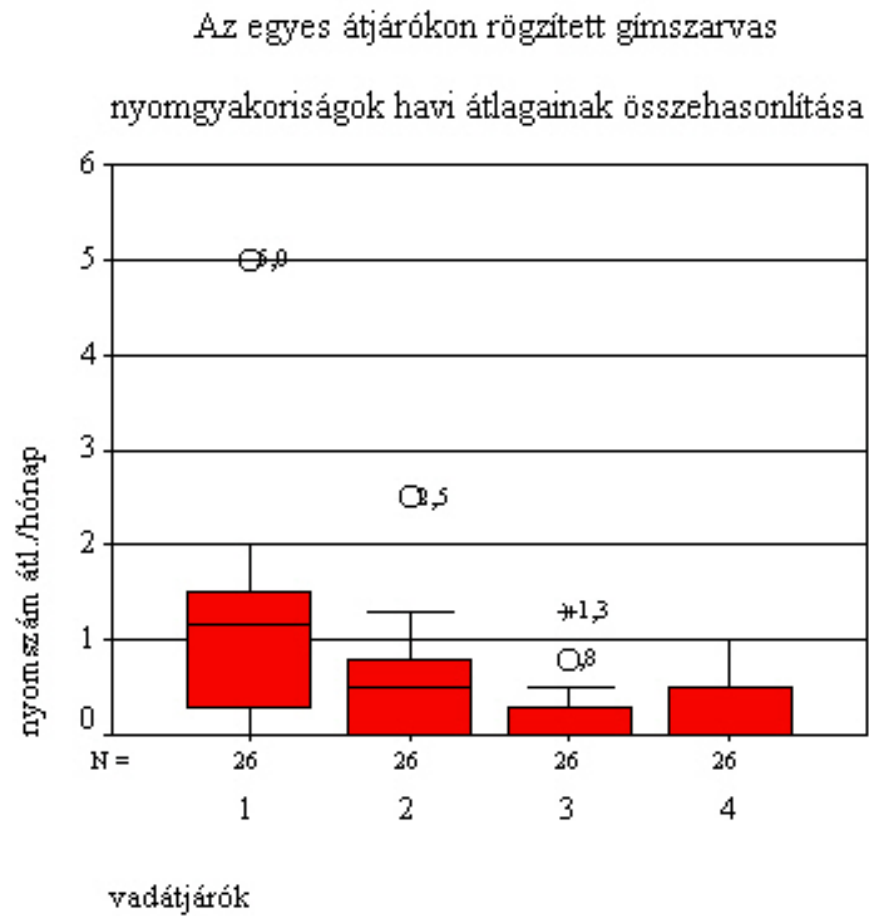
14. ábra

Spearman rangkorrelációt alkalmazva kerestem kimutatható kapcsolatot a teljesen szarvas jelenléttől mentes időszak után eltelt napok száma és a felvett nyomszám között. A 15. ábrán (scatter típusú) látható trendvonal és a statisztikai elemzés szerint is egyértelmű összefüggés van az eltelt idő és az átjárókon tapasztalt szarvas-mozgás között. (A korrelációs koefficiens =0,76; $p < 0,001$). Az ábrán pedig látható, hogy a nyomok száma növekszik az idő előrehaladtával.



15. ábra

A négy különböző átjárót természetesen különböző mértékben használják a szarvasok. Az alábbi ábrán látható, hogy hogyan oszlik meg a négy megépitelt átjáró között a vizsgált időszakban a szarvas nyomok száma. Az ábrán tehát egy – egy boksza egy – egy átjárót reprezentál. Ez csak egy tájékoztató, szemléltetés célú ábra. A Kruskal – Wallis - féle nem-paraméteres teszt kimutatta, hogy a legszélesebb aluljáró (az 1-s számmal jelölt a 13. ábrán) lényegesen nagyobb „szarvas forgalmat” bonyolít le ugyan abban az időszakban, mint a többi ($H=23,509$; $p < 0,001$) (16. ábra). Azonban a vizsgálatban résztvevő összesen négy átjáró jelentette extrém alacsony minta elemszám miatt ez csak egy szemléltetés célú kimutatás, nem alapja semmilyen későbbi statisztikai eredmények alapján levont következtetésnek



16. ábra

6. Eredmények értékelése, következtetések, javaslatok

Az erdészeti kerítések közvetlen környezetében fellelhető szarvas hulladék sűrűségének vizsgálatából kiderült, hogy a kerítéseket megközelítő szarvasok leggyakrabban 40-80 m távolságból kerülnek a kerítést. Ennél közelebb és távolabb is csökkent ($t=-5,9$) a szarvasok kimutatható jelenléte. Itt ugyan a mozgásuk irányára vonatkozóan nem végeztem adat felvételezést, mégis arra lehet ebből következtetni, hogy a kerítések mentén táplálkozó, mozgó szarvasok egyedei általában 40- 80 m távolságban kerülnek az elkerítéseket. Nem találtam összefüggést e jelenség, és az elkerített terület nagysága között. Ennek alapján a kerítések tervezésénél, kialakításánál érdemes figyelembe venni egy- egy kerítés nyomvonalától számított kb. 60 m szélességű sávot is, mint a kerítés közvetlen hatása alá tartozó területet. Az egyre gyarapodó, különböző célú elkerítések szükségszerűen egyre közelebb kerülnek egymáshoz. Így válik egyre gyakrabban, egyre több helyen sarkalatos kérdéssé, hogy van-e közöttük valóban annyi hely, mely még menekülő útvonalként szolgálhat az ilyen területekre betévedő szarvasok számára is.

Másfelől vizsgálva felveti ez az eredmény annak kérdését is, hogy jelent-e ez a viszonylagos sűrűség növekedés a környezethez viszonyítva jelentősebb rágást a kérdéses távolságban a kerítéstől. Ennek kivizsgálására, felmérésére ebben a dolgozatban nem volt lehetőség, de a későbbiekben ez mindenképpen célszerű lenne.

A vadátjárók használatának felmérésére számos – a vadbiológiai kutatásokban használt – módszer áll rendelkezésre. Ilyen a nyomszámlálás, video-technika, GPS-telemetry (Hardy et al., 2003). Ezek és egyéb eljárások, mint például a hulladék számlálás, nem csak az átjárók használatának vizsgálatára alkalmasak, hanem segítségükkel felmérhető a vad viselkedése azokban az esetekben is, mikor nem fizikai akadályoktól mentes területen halad, hanem bizonyos okokból, esetleg kényszerűségből megközelíti az egyébként elkerülhető, vagy áthágható mesterséges akadályokat. Az ilyen különböző létesítmények egyre nagyobb száma miatt különösen érdekes, hogy ezek elkerülését, esetleg az ezeken való áthaladást hogyan végzi a vad. Szintúgy fontos, hogy mindezek megszokását milyen módon, milyen ütemben lehet „elvárni” ezektől az állatoktól.

Az autópályákon és azok mellett kialakított vadátjárók és vadvédő kerítések tervezése, megépítése és karbantartása jelentős összegeket emészt föl. Az autópálya létesítését és fenntartását törvény és az ez alapján kialakított szabvány szigorúan szabályozzák. Ilyen a Magyar Útügyi Társaság (2007): ÚT 2-1-305:2007 számú útügyi műszaki előírása, amely kötelező előírást tartalmaz a vadvédő kerítés létesítésére és annak módjára. Az autópálya speciális sajátosságaira és az 1988. évi I törvény (Közúti közlekedésről) 34. § (1) bekezdésére figyelemmel tartalmazza a fenti szabvány előírásokat azzal, hogy a közút kezelője köteles gondoskodni arról, hogy a közút a biztonságos közlekedésre alkalmas legyen. Ide vonatkozó részeket tartalmaz még a 6/1998 /III.11./ KHVM sz. rendelet és melléklete valamint a 1996. évi LIII. törvény a természet védelméről is.

A vadátjárók (és kerítések) kiépítésének jelentős költség és jogi felelősség vonzata miatt elengedhetetlen azok hatékonyságának ismerete, használatuknak, hatékonyságuknak monitorozása. Ilyen módon ellenőrizhető csak a fentebb leírt szabályozások helyessége, gyakorlati alkalmazhatósága, a megépített átjárók paramétereinek, környezetének helyes, vagy a körülményekhez képest legjobb kialakítása, vagyis az átjárók gyakorlati haszna.

A vadátjárók vizsgálatánál a szóba jöhető módszerek közül a nyomszámlálást alkalmaztam. Számos – a jelenlegihez hasonló – vizsgálat foglalkozott a vonalas létesítmények ökológiai vonatkozásaival (Csorba, 2005; Bissonette, 2002; Bellis et al., 2007; Trombulak & Frissel, 2000; Spellerberg & Morrison, 1998; Spellerberg, 1998). A kerítéssel nem rendelkező utak esetében megállapították többek között, hogy az utak sűrűsége (Mech et al., 1988), a lebonyolított jármű forgalom nagysága és annak sebessége (Gagnon & Dodd, 2007) van leginkább befolyással a területen tapasztalható vad mozgásra. A vadátjárókkal ellátott utak esetében, a fentiekén kívül, az átjárók elhelyezkedésének sűrűsége, az átjárók paraméterei, a környezetükben, illetve felüljárók esetében magukon a felüljárókon lévő takarásként szolgáló növényzet minősége, stb. is erősen módosítja az állatokra gyakorolt hatás mértékét (Wölfel & Krüger, 1991; Yanes et al., 1995).

E dolgozat eredményei alapján is látszik, hogy az autópálya megépülését követő időszakban nem indult meg azonnal az átjárók használata, hiszen a folyamatosan távolodó építkezés irányában még egy ideig képesek voltak az állatok megkerülni a már elkerített szakaszt. Az állatok hasonló „megkerülő” viselkedését figyelték meg Clevenger és mtsai (2001), amikor autópálya mentén a kerítések építése két hullámban történt meg. Az első szakasz

megépülését követően, a vadélutések száma a még kerítetlen második szakaszon látványosan megemelkedett, mivel az állatok új közlekedési utakat keresve nagyobb eséllyel váltak a forgalom áldozatává.

A vizsgálataim eredménye azt mutatja, hogy az elkerülési-stratégiát addig követték a szarvasok, amíg az energia-befektetés megtérült, azt követően gyakorlatilag rákényszerültek az átjárók használatára. Ugyanakkor valószínűsíthető volt az építési munkák hatása az átjárók használatára. A zavarás és az átjárók használata közötti pozitív korrelációt talált Servheen (2003) valamint Kusak et al. (2009). Esetemben is, leghamarabb azokat az átjárókat kezdték el használni a szarvasok, amelyek a legtávolabbra kerültek a még zajló, de térben már folyamatosan távolodó építkezéstől. Amilyen mértékben csökkent az állatokra ható zavarás (ide értve nem csak az építkezést magát, hanem a még meg nem szokott új kerítéseket, vadátjárókat, forgalom zaját, stb. Ezek szempontjából a zavarás csak jóval később, lassabban szűnik meg, mint az építkezés hatása), olyan mértékben nőtt az átjárók használata.

Az említett két hatással magyarázható az a folyamat, hogy a vizsgált szakasz első felén hamarabb kezdték használni az átjárókat. Amennyiben ez a feltevés igaz, akkor az M7 autópálya teljes megépítése után idővel el kell tűnnie ennek a különbségnek. Ha a jelenség magyarázata egy vagy két vadátjáró típusának vagy helyének preferenciája, abban az esetben ez a különbség a későbbiekben is megmarad. Ezt a kérdéskört további vizsgálatok, adat-felvételezések során kellene megválaszolni.

Az építkezések alatt és után, mint az előre várható volt, erősen csökkent, pár hónapig az előzetes adatokhoz viszonyítva töredékére esett vissza a vadmozgás. Az átjárók alacsony használati értékei alapján azonban nem jelenthető ki, hogy az átjárók helyének kiválasztása vagy azok kivitelezése hibásan történt volna, mivel az átjárók megszokásához a vadállományban időre van szüksége. Egy-két alacsony használati értékkel jellemezhető év után akár ugrásszerűen megemelkedhet az átjárók használata (Clevenger és Waltho 2003). Törekedni kell viszont arra, hogy a megváltoztatott környezetből adódó, megerősödött elkerülő magatartást csökkentsük. Könnyen belátható, hogy nem minden esetben tűnik a vad számára potenciális átjáró helynek egy 15 – 17 m széles átjáró (a felmérésben szereplő két aluljárónak is ebbe a tartományba esik a szélessége), melyet a kerítés megléte, valamint a környezet mesterséges, építkezés során történő átalakítása miatt meg sem közelít. A dolgozat első részében, az erdészeti kerítések mentén végzett adatrögzítések is azt mutatták, hogy az elkerítéseket többnyire mindössze kb. 60 m

távolságra közelítik meg a szarvasok. Ezt figyelembe véve elképzelhető, hogy nehezen merészkednek olyan helyre, ahol két jelentős fizikai akadály között mindössze csak 15 - 17 m van. Ezen az állapoton esetleg segíthet ezeknek az átjáró „lyukaknak” a terelő kerítéssel történő tölcészerű kiterbélyesítése, így lehetőséget adva a vadnak, hogy próbálgassa, majd megszokja az új feltételeket.

Ezen kívül a növényzet is segít a megszokásban, és növeli a használat esélyét (Wölfel & Krüger, 1991). Fontos, hogy az átjáróhoz a lehető legközelebb még jó takarást biztosító, lehetőség szerint fás szárú növényzet is legyen. Ennek kialakítása folyosó-szerű is lehet, ha ilyen típusú növényzet egyéb, természetes módon nincs jelen. A felüljárók esetében különösen fontos a növényzet telepítése, mert azon kívül, hogy természetesebbé válik az átjáró, az autók hangját és fényét is csökkenti, redukálva azok zavaró hatását.

A növényzet e hatását kiegészítendő, a felüljárók széléit célszerű cölöp- vagy zajvédő-fallal ellátni (Bekker és Vastenhout, 1995).

A felüljárót a megnyitása után egy bizonyos ideig gyakorlatilag csak az özek használták, (a dolgozatban az özek feldolgozott adatokkal nem szerepelnek) szarvasok csak elvétve. Ezt feltételezhetően erősen befolyásolta az a tény is, hogy a felüljáróra rávezető részekben semmiféle takarás nem volt. A legközelebbi erdős rész is több száz méterre volt onnan, melynek széléig elmentek ugyan a szarvasok, de azon túl már nem közelítették meg a felüljárót.

A vizsgált átjárók közül az úgynevezett „becsehelyi”, vagy „csatorna-vasúti aluljáró” volt az egyetlen, melyen folyamatosan, bár jelentősen csökkent mértékben volt tapasztalható vadjárás, még az építkezés alatt is. (Fontos kihangsúlyozni, hogy dolgozatom ezen összehasonlítása statisztikailag nem megalapozott, hiszen egyetlenátjárót hasonlítottam három másikhoz, így ez csak feltételezés, mindössze érdekességként szerepel itt) Ez az átjáró nem kifejezetten vad-aluljárónak épült. A négy közül ez az egyetlen, amelyiknek fő funkciója a vasút, valamint egy vizes, nyitott csatorna áthaladása. E két funkciójából adódóan azonban, messze ez a legmagasabb és legszélesebb aluljáró a vizsgáltak közül. Ez a felvetés párhuzamban áll Huijser és munkatársai (2007) által kapott következtetésekkel, melyek szerint, az átjáróknak nem szükségszerűen kell kifejezetten a vad számára épülniük, lehet attól eltérő funkciójuk is.

7. Összefoglalás

Különböző célú kerítések közvetlen környezetét vizsgáltam, hogy megtudjam, milyen távolságban közelítik meg azt az egyes gímszarvas egyedek, valamint hogy hogyan változik a szarvasok kimutatható jelenléte egy sáv mentén, melyen megépül egy kerítésekkel kísért autópálya. A vonalas létesítmények gímek előfordulására gyakorolt hatását nem a gímszarvassal kapcsolatosan gyakrabban szokásos több km-n jelentkező különbségek keresésével vizsgáltam, hanem pár métertől pár száz méterig terjedő távolságot, valamint a vonalas létesítményen áthaladó átjárókat alapul véve. Vizsgálataim során kiderült, a különféle célú erdészeti kerítések még, 40-80 méteres távolságig közvetlenül befolyásolják a szarvasok előfordulását. Közvetlen közelükben gyakorlatilag 0-ra csökken az előfordulás, de 40-80 méteren már egy feldúsulás tapasztalható.

Adatokat gyűjtöttem arról, hogy változik a szarvasok kimutatható jelenléte egy sáv mentén, melyen megépült egy kerítésekkel kísért autópálya. Első lépésben adat-felvételezést végeztem az épülő autópálya egy szakaszának nyomvonalán, majd folytattam a felvételezést a megépült autópálya vadátjáróin, az úttestet kísérő kerítés felállítását után is. Az autópálya-építkezést követően a kezdetekben tapasztalható „szarvas forgalomnak” csupán a töredéke maradt meg, és oszlott el a megépített vadátjárókon. Az, hogy melyik átjárót használják szívesebben, már rögtön a megépítést követően látszott, mint ahogy az is, hogy az egyedek nem használták az átjárókat, amíg akár nagyobb távolság megtételének árán is, de meg tudják kerülni az épülő útszakaszt. Az épülő, ill. megépült autópálya nem csak a szarvasok előfordulását változtatja meg az egyes szakaszokon, hanem azok eloszlási arányait is.

A napjainkban erőteljesen felszaporodó, az életteret szélsőségesen leszűkítő és feldaraboló különféle célú kerítések miatt előtérbe kerül annak az ismeretnek a fontossága, hogy a kerítések hogyan hatnak a szarvasok területhasználatára.

Az autópályát védő kb. 2,4 m magasságú kerítést valószínűleg a szarvasok nagy része már több km távolságból kikerülte, ha erre módja volt. Amikor azonban erre nem mutatkozik lehetőség, feltételezések szerint az állatok „rákényszerülnek” a kiépített vadátjárókra. Érdekes volna azonban elemezni, hogy valójában mennyire igaz, vagy kimutatható ez utóbbi folyamat. Egy ilyen vizsgálat során össze lehetne hasonlítani egy autópálya legfrissebben megépült

szakaszán tapasztalható használatot, az utána következő, még mindössze kijelölt szakasz gímszarvas használatával. Ezek időben elnyúló monitorozása választ adhatna a fenti kérdésre.



(Fotó: Porkoláb Zoltán)

8. Irodalom jegyzék

- 1) Alverson, W.S., Kuhlmann, W., Waller, D.M. (1994): Wild Forests: Conversation Biology and Public Policy. Island Press, Washington, D.C. pp 35-94
- 2) Alexander, S. M., Waters, N. M. (2000): The effects of highway transportation corridors on wildlife: a case study of Banff National Park. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies* 8 (1-6): 307-320
- 3) Bascompte, J., Solé, R. (1996): Habitat fragmentation and extinction thresholds in spatially explicit models. *Journal of Animal Ecology* 65, 465-473
- 4) Bekker, H., Vastenhout, M. (1995): *Natuur over wegen*, Rijkswaterstaat, Dienst Wegen Waterbouwkunde, Delft in Tari, T (2010): *Autópálya vadátjárók kialakítása és használatuk értékelése* Doktori szigorlat NYME Erdőmérnöki Kar, Sopron
- 5) Bellis, M.A., Jackson, S.D., Griffin, C.R., Warren, P.S., Thompson, A.O. (2007): Utilizing a Multi-Technique, Multi-Taxa Approach to Monitoring Wildlife Passageways on the Bennington Bypass in Southern Vermont. *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation 2007*, 531-544
- 6) Bissonette, J. A. (2002): Scaling roads and wildlife: the Cinderella principle, *Z. Jagdwiss., Supplement*, 48: 208-214
- 7) Bissonette, J. A., Adair, W. (2008): Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation* 141 (2): 482-488
- 8) Bissonette, J. A., Rosa, S.A. (2009): Road zone effects in small-mammal communities. *Ecology and Society* 14(1): 27. (online)
<http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art27/> in Ree van der, R., Jaeger, J.A.G., Grift van der, E.A., Clevenger, 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 (online)
<http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/>

- 9) Bodonczai, L., Dr. Illés, G., Keresztes, Gy., Marghescu, T., Meggyesfalvi, I., Sinka, A. (2006): Szálalás és természetközeli erdőgazdálkodás. Online: <http://www.erdorezervatum.hu/dokumentumok/Szalalas.pdf>
- 10) Borkowski, J. (2004): Distribution and habitat use by red and roe deer following a large forest fire in South-western Poland. *Forest Ecology and Management* 201: 287-293
- 11) Bouchard, J., Ford, A.T., Eigenbrod, F., Fahrig, L. (2009) Behavioral response of northern leopard frogs (*Rana pipens*) to roads and traffic: implications for population persistence. *Ecology and Society* 14(2): 23 (online) <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art23/> in Ree van der, R., Jaeger, J.A.G., Grift van der, E.A., Clevenger, 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 (online) <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/>
- 12) Catt, D. C., Staines B. W. (1987): Home range use and habitat selection by Red deer (*Cervus Elaphus*) in a Sitka spruce plantation as determined by radio – tracking. *Journal of Zoology.*, 211: 681 – 693
- 13) Chruszcz, B., Gunson, K. (2001): Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals. *Journal of Applied Ecology* 38 (6): 1340-1349
- 14) Clevenger, A. (1997): Highway affects on Wildlife in Banf Natiopnal Park: A research, monitoring and adaptive mitigation program. *Research Links* 5(1): 1,6 Online:
- 15) Clevenger, A. P., Chruszcz, B. és Gunson, K. E. (2001): Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29(2): 646-653
- 16) Clevenger, A. P., Waltho, N. (2003): Long-term, year-round monitoring of wildlife crossing structures and the importance of temporal and spatial variability in performance studies, *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation* 2003, 293-302
- 17) Clevenger, A. P., Waltho, N. (2005): Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation* 121 (3): 453-464
- 18) Clutton – Brock, T. H., Guinness F. E., Albon S. D. (1982): Red deer. Behaviour and Ecology of two sexes. Edinburgh University Press oldalszám: 378

- 19) Clutton – Brock, T. H., Albon S. D. (1989): Red deer in the Highlands BSP Professional Books Oxford oldalszám: 260
- 20) Conradt, L., Clutton-Brock, T.H., Guinness F. E. (1999): The relationship between habitat choice and lifetime reproductive success in female red deer. *Oecologia* 120: 218-224
- 21) Csányi, S. (1998): A gímszarvasállomány terjeszkedése az alföldön. *Vadbiológia '97 – '99*, 6: 43 – 48
- 22) Csányi, S., Lehoczki, R., Sonkoly, K. (szerk) (2008) Vadgazdálkodási adattár 2007/2008 vadászati év. Országos Vadgazdálkodási adattár, Gödöllő
- 23) Csorba, P. (2005): Magyarország út- és vasúthálózatának ökológiai tájfragmentációs hatása. *ÖKO XIII. Évf.*, 3-4: 102-112
- 24) Cuperus, R., Canters, K.J., Udo de Haes, H.A, Friedman, D.S. (1999): Guidelines for ecological compensation associated with highways. *Biological Conservation* 90 (1): 41-51
- 25) Danuth, J. (1981): Home range, home range overlap, and species energy use among herbivorous mammals. *Biological Journal of the Linnean Society*, 15: 185 – 193
- 26) Debeljak, M., Dzeroski, S., Jerina, K., Kobler, A., Adamic, M. (2001): Habitat suitability modelling for red deer (*Cervus elaphus* L.) in South-central Slovenia with classification trees. *Ecological Modelling* 138: 321-330
- 27) Dodd, C.K., Barichivich, Jr. 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
- 28) Dodd, N.L., Gagnon, J.W., Boe, S., Schweinsburg, R.E. (2007): Assessment of elk highway permeability by using Global Positioning System telemetry. *Journal of Wildlife Management* 71 (4): 1107-1117
- 29) Dussault, C., Ouellet, J. P., Laurian, C., Courtois, R., Poulin, M., Breton, L. (2007): Moose movement rates along highways and crossing probability models. *Journal of wildlife management* 71 (7): 2338-2345
- 30) Eberhardt, L.L., and Van Etten, R.C. (1956): Evaluation of the pellet group count as a deer census method. *Journal of Wildlife Management* 20: 70-74

- 31) Eigenbrod, F., Hecnar S.J., Fahrig, L. (2009): Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society* 14(1): 24. (online) <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art24> in Ree van der, R., Jaeger, J.A.G., Grift van der, E.A., Clevenger, 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 (online) <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/>
- 32) Faragó, S., Náhlik, A., (1977): A vadállomány szabályozása. Mezőgazda Kiadó, Budapest oldalszám: 315
- 33) Ford, A.T., Clevenger, A.P., Bennett, A. (2009): Comparison of methods of Monitoring Wildlife Crossing-Structures on highways. *Journal of Wildlife Management* 73 (7): 1213-1222
- 34) Forman, R.T.T., Alexander L.E. (1998): Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics* 29: 207-231 in Ree van der, R., Jaeger, J.A.G., Grift van der, E.A., Clevenger, 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 (online) <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/>
- 35) 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
- 36) Forman, R.T.T., Alexander, L.E. (1998): Roads and their major ecological effects, *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29: 207-231
- 37) Forsey, E. Susan, Baggs, Eric M. (2001): Winter activity of mammals in riparian zones and adjacent forests prior to and following clear-cutting at Copper Lake, Newfoundland, Canada. *Forest Ecology and Management* 145: 163-171
- 38) Gagnon, J. W., Dodd, N. L. (2007): Effects of roadway traffic on wild ungulates: a review of the literature and a case study of elk in Arizona, *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation 2001*, 449-458
- 39) Glista, D. J., DeVault, T. L., DeWoody, J. A. (2009): A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning*, 91 (1): 1-7

- 40) Härkönen S., Heikilä R. (1999): Use of pellet group counts in determining density and habitat use of moose *Alces alces* in Finland. *Wildlife Biology* 5 (4): 233-239
- 41) Hardy, A., Clevenger, A. P. és Huijser, M. (2003): An overview of methods and approaches for evaluating the effectiveness of wildlife crossing structure: emphasizing the science in applied science, *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation 2003*, 319-330
- 42) Huijser, M.P., Kociolek, A., McGowen, P., Hardy, A., Clevenger, A.P., Ament R. (2007): Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation measure : a toolbox for the Montana Dept. of Transportation Final Report The U.S. Dept. of Transportation Federal Highway Administration oldalszám: 126
- 43) Hunyadi-Fenyös, D. (2004): Élőhelyek feldarabolódása Előadás, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi egyetem, Út és Vasútépítési Tanszék Online: http://www.epito.bme.hu/targyak/k_korny/041014_fenyos.pdf
- 44) Hoskin, C.J., Goosem, M.W. (2010): Road impacts on abundance, call traits, and body size of rainforest frogs in northeast Australia. *Ecology and Society* 15 (3): 15 (online) <http://www.ecolog> in Ree van der, R., Jaeger, J.A.G., Grift van der, E.A., Clevenger, 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 (online) <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/yandsociety.org/vol15/iss3/art15/>
- 45) Iremonger, S., Ravilious, C., Quinton, T. (1997): A statistical analysis of global forest conservation. (online) <http://www.unep-wcmc.org/forest/data/cdrom2/index.html>
- 46) Kamler, J.F., Jedrzejewska, B., Jedrzejewski, W. (2007): Factors affecting daily ranges of red deer *Cervus elaphus* in Bialowieza Primeval Forest, Poland. *Acta Theriologica* 52 (2): 113-118.
- 47) Karhu, R.R., Anderson, S.H. (2006): The effect of high-tensile electric fence designs on big-game and livestock movements. *Wildlife Society Bulletin* 34 (2): 293-299
- 48) Katona. K.; Zákonyi, T.; Szemethy, L. (2002) A gímszarvas napi aktivitásmintázatának biotelemetriás vizsgálata. *Vadbiológia* 9: 27 -34
- 49) Klátyik J (2003): Nemzeti kincsünk a vad... Inga-V GSZI Kiadó Pécs

- 50) Klein, F., Hamann, J.L. (1999): Diurnal home ranges and movements of red deer (*Cervus elaphus*) stags in the area of 'La Petite Pierre' (Bas Rhin). *Gibier Faune Sauvage* 16 (3): 251-271
- 51) Kőhalmy, T., Faragó, S., Náhlik, A., Walterné, I.V. (1988): Adatok az erdők természetes vadeltartó képességének megállapításához. *Vadbiológia* '88/2, 185 - 194
- 52) Kusak, J., Huber, D., Gomercic, T., Schwaderer, G., Guzvica, G. (2009): The permeability of highway in Gorski kotar (Croatia) for large mammals, *European Journal of Wildlife Research* 55: 7-21
- 53) Leblond, M., Dussault, C., Ouellet J. P., Courtois, R., Poulin, M., Fortin, J. (2007): Electric fencing as a measure to reduce moose-vehicle collisions. *Journal of Wildlife Management* 71 (5): 1695-1703
- 54) Magnus, Z., Kriwoken, K., Mooney, N.J., Jones, M.E. (2004): Reducing the incidence of wildlife roadkill: improving the visitor experience in Tasmania. Technical report, Cooperative Reserch Centre for Sustainable Tourism, Gold Coast
- 55) Magyar Útügyi Társaság (2007): ÚT 2-1-305:2007 számú útügyi műszaki előírás (online) <http://www.maut.hu/magyar/webbolt/lista/index.php>
- 56) Mandujano, S., Gallina, S. (1995): Comparison of deer censusing methods in tropical dry forest. *Wildlife Society Bulletin* 23 (2): 180-186
- 57) Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., Malo, J.E. (2005): Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation* 124 (3): 397-405
- 58) 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
- 59) Mátrai, K. (1995): A cserjeszint fásszárú növényeinek szerepe a gímszarvas nyári (július – augusztus) táplálékában *Vadbiológia* '94 – '96, 5: 60 – 67
- 60) Mech, L. D., Fritts, S. H., Radde, G. L., Paul, W. J. (1988): Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 16: 85-87
- 61) Mysterud, A. (2000): The relationship between ecological segregation and sexual body size dimorphism in large herbivores. *Oecologia* 124: 40-54

- 62) Myrnerud, A., Langvatn, R., Yoccoz, N.G., Stenseth, N.C. (2001) Plant phenology, migration and geographical variation in body weight of a large herbivore: the effect of a variable topography. *Journal of Animal Ecology* 70: 915-923
- 63) Myrnerud, A., Pérez-Barberia, F. J., Gordon, I.J. (2001): The effect of season, sex and feeding style on home range area versus body mass scaling in temperate ruminants. *Oecologia* 127: 30-39
- 64) Nagy E., Bíró G. (szerk.) (2007): Vadkár – A vadgazdálkodás időszerű kérdései (7.) Dénes Natúr Műhely 78pp.
- 65) Náhlik, A. (2002): Browsing in forest regenerations: impacts of deer density, management and winter conditions. Abstracts of the 5th International Deer Biology Congress. Québec, Canada
- 66) Náhlik, A. (2004): A gímszarvas-gazdálkodás ökológiai és ökonómiai szempontú racionalizálása. Kutatási részjelentés Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar
- 67) Náhlik, A.; Borkowski, J.; Király, G. (2005): Factors Affecting the Winter – Feeding Ecology of Red Deer. *Wildlife Biology in Practice*, June 2005, 1(1): 47-52
- 68) Náhlik, A., Sándor Gy., Tari T., Király, G., (2009): Space Use and Activity Patterns of Red Deer in a Highly Forested and in a Patchy Forest-Agricultural Habitat. *Acta Silvatica & Lingaria Hungarica* 5: 109-118
- 69) Náhlik, A., Tari T., Nacs J. (2003): A gímszarvas és őz téli erdősítéshasználatának jellemzői *Vadbiológia* 10: 15-25
- 70) Náhlik, A., Tari T., Sándor Gy. (2007) in Vadkár (dr. Nagy E., Bíró G. -szerk.) – A vadgazdálkodás időszerű kérdései (7.) Dénes Natúr Műhely 78pp.
- 71) Neff, D.J. (1968): The pellet-group count technique for big game trend, census, and distribution: a review. *Journal of Wildlife Management* 32: 597-614
- 72) Ng, S.J., Dole, J.W., Sauvajot, R.M., Riley, S.P.D., Valone T.J. (2004): Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* 115 (3): 499-507
- 73) Oehler, J.D., Litvaitis, J.A. (1995): The role of spatial scale in understanding responses of medium-sized carnivores to forest fragmentation. *Canadian Journal of Zoology* 74: 2070-2079

- 74) Olsson, M. P.O., Widén, P., Larkin, J. L. (2008): Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. *Landscape and Urban Planning*, 85(2): 133-139
- 75) Paquet, P.C., Callaghan, C. (1996): Effects of linear developments on winter movements of grey wolves in the bow river valley of Banff National Park, Alberta. In: Evink, G.L., Garrett, P., Zeigler, D., Berry, J. (Editors): Trends in Addressing Transportation Related Wildlife Mortality, Proceedings of the Transportation Related Wildlife Mortality Seminar. Florida, USA June 1996
- 76) Parris K.M., Velik-Lord M., North J.M.A. (2009) Frogs call at a higher pitch in traffic noise. *Ecology and Society* 14(1): 25. (online)
<http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art25/> in Ree van der, R., Jaeger, J.A.G., Grift van der, E.A., Clevenger, 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 (online)
<http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/>
- 77) 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
- 78) Précsényi I., Barta Z., Karsai I., Székely T. (2000): Alapvető kutatástervezési, statisztikai és projectértékelési módszerek a szupraindividuális biológiában. Egyetemi jegyzet - Debreceni Egyetem Kossuth Egyetemi Kiadó
- 79) Putman, R.J. (1992): Competition and Resource Partitioning in Temperate Ungulate Assemblies. Chapman & Hall London oldalszám: 135
- 80) Ree van der, R., Jaeger, J.A.G., Grift van der, E.A., Clevenger, 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 (online)
<http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/>
- 81) Reed, R.A., Johnson-Barnard, J., Baker, W.L. (1996): Contribution of roads to forest fragmentation in the rocky mountains. *Conservation Biology* 10(4):1098-1106
- 82) Reimoser, F. (1994): The effect of stand edges within a forest on the distribution of roe deer, and its relation to browsing damage. In Wotschikowski, U. (ed): Proceedings of

- the second European Roe Deer Meeting, Brixen, Italy. Wildbiologische Gesellschaft, München, pp. 20.
- 83) Ritter, D.; Mocskonyi Zs.; Szemethy, L. (1999): Gímszarvas élőhely-preferencia vizsgálatok egy alföldi élőhelyen. Vadbiológia '97 – '99, 6: 61 – 72
- 84) Rossel, C., Navas, F., Pou, M.F., Carol, J. (2008): Wild boar vehicle collisions. Spatial and temporal patterns and measures for the mitigation of the conflict. in Abstracts of the 7th International Symposium on Wild Boar (*Sus scrofa*) and on Sub-order Suiformes (Oral presentation) Editors: Náhlik, A., Tari, T. (2008) Published by Náhlik, A.; Sopron oldalszám: 128
- 85) Saunders, S. C., Mislivets, M. R., Chen, J., Cleland, D. T. (2002): Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation* Volume 103(2): 209-225
- 86) Servheen, C. (2003): A sampling of wildlife use in relation to structure variables for bridges and culverts under I-90 between Alberton and St. Regis, Montana, *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation 2003*, 331-341
- 87) Smith, R.L. (1990): Student resource manual to accompany ecology and field biology. Harper and Row, New York. oldalszám: 512
- 88) Spellerberg, I.F. (1998): Ecological effects of roads and traffic: A literature review, *Global Ecology and Biogeography Letters* 7(5): 317-333
- 89) Spellerberg, I.F., Morrison, T. (1998): The ecological effects of new roads. A literature review. Dept. of Conservation Wellington New Zeland oldalszám: 58
- 90) Standovár T., Primack, R.B. (2001): A természetvédelmi biológia alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó Rt. Budapest oldalszám: 542
- 91) Szemethy, L.; Ritter, D.; Heltai, M.; Pető, Z. (1996): A gímszarvas tér –idő használatának összehasonlító vizsgálatai egy dombvidéki és egy alföldi élőhelyen. *Vadbiológia* '94 - '96, 5: 43 - 59
- 92) Szentesi, Á., Török, J. (1997): Állatökológia. ELTE Egyetemi jegyzet Kovásznai Kiadó Budapest oldalszám: 364
- 93) Taylor, B.D., Goldingay, R.L. (2003): Cutting the carnage: wildlife usage culverts in north-eastern New South Wales. *Wildlife research* 30 (5): 529-537

- 94) Trombulak, S.C., Frissel, C.A. (2000): Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology*: 14 (1): 18-30.
- 95) Tull, J.C., Krausman, P.R. (2001): Use of a wildlife corridor by desert mule deer. *Southwestern Naturalist* 46 (1): 81-86
- 96) Weaver, J.L., Paquet, P.C., Ruggiero, L.F. (1996): Resilience and conservation of large carnivores in the rocky mountains. *Conservation Biology* 10(4): 964-976
- 97) Wilcove, D.S., Mc Lellan, C.H., Dobson, A.P. (1986): Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*; 237-256 Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- 98) Wölfel, H., Krüger, H.H. (1991): Gestaltungsmöglichkeiten von Wilddurchlässen an Autobahnen. Der Universität Göttingen, Institute für Wildbiologie und Jagdkunde
- 99) Yanes, M., Velasco, J.M., Suárez, F. (1995): Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation* 71: 217-222

Felhasznált statisztikai szoftverek:

R Statistical Program (free software) on <http://www.r-project.org/>

SPSS for Windows (8.0) Windows version of the Statistical Package for the Social Sciences.

9. Mellékletek

9.1. A dolgozat tézisei

1. A hulladék számlálás módszere, alkalmasnak bizonyult a vad terület-használatának felmérésére olyan speciális esetben is, mikor nem fizikai akadályoktól mentes területen haladt, hanem mindössze pár tíz méterre megközelített egyébként elkerülhető vagy áthágható mesterséges akadályokat.
2. A szarvasok 40- 80 méternél jobban nem, vagy csak elenyésző mértékben, közelítik meg a fizikailag elkerülhető kerítéseket. Ennél a távolságnál a kerítéshez közelebb és távolabb is csökkent a szarvasok kimutatható jelenléte.
3. Az általam vizsgált intervallumban (15 – 350 ha) a bekerített területek nagysága nem volt hatással a kerítés megközelítésének mértékére.
4. A még meg nem épített autópálya már kijelölt, vizsgált két szakaszán a szarvas átjárás egyforma volt, míg ugyanezen két szakasz között határozott különbség volt a már megépült vadátjárók adatai alapján.
5. Egy épülő autópálya szakaszon, ameddig lehetséges az épülő szakasz elkerülése, addig a szarvasok nem vagy csak kis mértékben használják a megépült szakaszon kialakított vadátjárókat.
6. Az eredeti vadmozgást meg sem közelíti a megépült, kerítésekkel ellátott autópálya szakaszon tapasztalható vadmozgás mértéke, még akkor sem, ha azon viszonylag sűrűn vadátjárók találhatók.

9.2. Publikációs lista

- Ballók, Zs.(2004): A vadállomány becslésének módszerei. Erdélyi Nimród, (6)4: 26-27.
- Ballók, Zs. (2004).: A vadállomány becslésének módszerei II. Erdélyi Nimród, (5)4: 26-27
- Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Kari Tudományos Konferencia, Sopron (2009): Az erdei kerítések „hatása” a gímszarvas mozgására - Előadás
- Ballók Zs., Náhlik A., Tari T. (2010): Affects of building of a highway and wild crossings on land-use of red deer (*Cervus elaphus*). *Acta Sylvatica & Lignaria Hungarica* 6: 67-74
- Ballók, Zs. (2011): A vonalas létesítmények szerepe a gímszarvas tér és élőhely használatában. - Előadás In: Tóth, M. & Puky, M. (szerk.): Vonalas létesítmények és élővilág: Hogyan létezhetnek egymás mellett? Vonalas létesítmények IENE Műhelytalálkozó. Program és kivonatkiötet. Magyar Biológiai Társaság Környezet- és Természetvédelmi Szakosztály – Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest. 6-7.