

# Élőhelyfejlesztés és ragadozógazdálkodás hatása a mezei nyúl (*Lepus europaeus*) populációdinamikájára

Ujhegyi Nikolett, Biró Zsolt, Patkó László, Keller Norbert  
és Szemethy László

*Szent István Egyetem Vadvilág Megőrzési Intézet,  
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.*

*e-mail: [ujhegyi.nikolett@gmail.com](mailto:ujhegyi.nikolett@gmail.com)*

**Összefoglaló:** A mezei nyúl állománya országosan és Európa szerte is az 1970-es évek óta csökkenő tendenciát mutat. A csökkenés háttéréként leggyakrabban az élőhelyvesztést és ragadozógyérítést hiányát említik. Célunk volt, hogy felmérjük a mezei nyúl populációdinamikája és az intenzív ragadozógyérítés közötti kapcsolatot egy Jászszági mintaterületen (1662 ha). Hipotézisünk szerint az intenzív ragadozógyérítéses területen magasabb lesz a mezei nyúl állománysűrűsége. A vizsgálati területünket két részre osztottuk fel (intenzív ragadozógyérítéses, azaz kezelt és kontroll). Egy előre kijelölt útvonalon, 2012 őszén alapállapot-felmérést végeztünk, amelyben a látott mezei nyulak sűrűségében a két mintaterület között nem volt különbség. A következő években az intenzívebb ragadozógyérítés mezei nyúl állományra gyakorolt hatásait vetettük össze a két mintaterület között. Hogy kizárjuk az élőhely-fejlesztés esetleges torzító hatását a kezdeti évben a mintaterületeket összehasonlítottuk a potenciálisan élőhely-fejlesztésnek tekinthető Agrár-környezetgazdálkodási Támogatási Rendszer (AKG) parcelláinak lefedettségére is. Nem találtunk különbséget, így a tapasztalt eltérések nagy valószínűséggel az intenzív ragadozógyérítés hatásának tudhatók be. 2013 őszén a kezelt területen 2012-höz képest szignifikánsan több nyulat becsültünk és szignifikánsan több nyulat láttunk a kontroll területhez képest is. Ellenben 2014 tavaszán a kezelt terület nem mutatott 2013-hoz képest eltérést, míg a kontroll területen szignifikánsan több nyulat láttunk a kezelt területhez képest. A kontroll területen feltehetően a 2014-es vetésszerkezet miatt lehetett ez az eltérés.

**Kulcsszavak:** parlagi sas, apróvad, reflektoros állománybecslés, csapdázás, AKG

## Bevezetés

A biológiai sokféleség fenntartása a természeti értékek eszmei- és komplex védelme mellett a gazdálkodók számára is fontos, mert a diverzitás miatt jól működő ökoszisztéma szolgáltatások gazdasági bevételeként is megjelennek. (Oláh 2006, Kronenberg & Hubacek 2013). A sokféleséget növelő beavatkozások több finanszírozási forrásból tevődnek össze (Európai Unió és állami támogatások). Az EU tagországaiban különböző AES-eket hoztak létre (agri-environmental scheme, magyar megfelelője az agrár-környezetgazdálkodási program), amelyek elsődleges célja a fenntartható gazdálkodás kialakítása (Sainte Marie 2014), illetve alapvető céljaik közé tartozik a Madárvédelmi és Élőhelyvédelmi Irányelv végrehaj-

tása, zöld infrastruktúra kiépítése, Natura 2000 területek esetében a funkcionális kapcsolatok bővítése, valamint multifunkciós mezőgazdaság létrehozása (Jolánkai & Németh 2002). Általánosságban elmondható, hogy a Natura 2000 programok, illetve a különböző európai agrártámogatások főként ornitológiai irányultságúak (Berg & Kvarnback 2005, Bracken & Bolger 2006, Birrer *et al.* 2007, MacDonald *et al.* 2007), illetve Natura 2000 jelölőfajokkal, azok megőrzésével kapcsolatosak (Benton *et al.* 2003). Így a kevésbé veszélyeztetett, vagy vadászható fajokra szinte egyáltalán nem terjednek ki, holott az agrárökoszisztémák fontos elemei a vadászható és a védett fajok populációi is, amelyek kutatása, megismerése az ökológiai rendszerben betöltött szerepük miatt szintén nélkülözhetetlen lenne.

Egy zöldítési, vagy agrár-környezetgazdálkodási program sikerességét potenciálisan jelző faj lehet a mezei nyúl (*Lepus europaeus*), amely országosan és európai szinten is bizonyítottan csökkenő állománnyal rendelkező, vadászható, mezőgazdasági területekhez kötődő, kultúrakövető apróvadfajunk (Vaughan *et al.* 2003, Szemethy *et al.* 2004, Csányi 2013). Ugyanakkor r-stratégista révén a szaporulatát mindig maximális szinten tartja, így a kedvező körülményekre gyorsan és látványos állománynövekedéssel tud reagálni (Szemethy *et al.* 2004), amelyet kimutattak a Lajta (Faragó 2012) és a MOSON Projektben (Faragó 2004) is. Továbbá gazdasági jelentősége révén ez utóbbi programban a mezei nyúl vadászatából származó bevétel a további természetvédelmi beavatkozások finanszírozásának egy részét is képes volt biztosítani (Faragó 2004). Mindemellett fontos táplálékát képezi olyan fokozottan védett ragadozó fajnak, mint a parlagi sas (*Aquila heliaca*) (Szemethy *et al.* 2004, Horváth 2009, Biró *et al.* 2013). A faj táplálékában valamennyi hazai régióban a 4 legmeghatározóbb prédafaj között szerepel a mezei nyúl, amelynek előfordulási aránya a táplálékban helyenként megközelítette az 50%-ot. Továbbá kimutatták, hogy azokon a helyeken, ahol a mezei nyúl a legjelentősebb a parlagi sas táplálékában, a költési siker is magasabb volt (Horváth *et al.* 2010). Gazdasági jelentősége miatt megbízható állománybecslési módszerek (Pielowski 1971, Kovács & Heltai 1985, Biró & Szemethy 2010) és országos adatbázis áll rendelkezésünkre (Csányi 2013). Korábbi vizsgálatok kimutatták, hogy az állománycsökkenés fő okai a környezet átalakulása és a predátorok állománynövekedése (Reynolds *et al.* 2010, Biró *et al.* 2014). Előbbinél leginkább az intenzív mezőgazdasági művelés, amely által a természetes búvóhelyeik megszűntek, míg az emberi zavarás mértéke megnőtt (Biró *et al.* 2003, Heltai 2004, Santilli & Galardi 2006), vagy az utak és úthálózatok izoláló hatása mutatható ki (Schmidt *et al.* 2004). Továbbá az agro-biodiverzitás csökkent, ezzel egyidejűleg a táplálékkínálat elszegényedett (Biró *et al.* 2003, Tarnawa *et al.* 2010). Ezáltal egy ciklikusan ismétlődő időszakos táplálékhiány jelentkezik a mezei nyúl életé-

ben, amely általában a legkedvezőtlenebb időszakokban, a nyári utódneveléskor és télen jelentkezik (Vaughan *et al.* 2003).

A ragadozók hatása esetében a vadászható és védett predátorok számának növekedését említik meg, melyek közül a vadászható fajok populációit tudjuk csökkenteni és nyomon követhetjük a mezei nyúl állományra gyakorolt hatásuk mértékét (Faragó 2006, Biró *et al.* 2014).

Mindemellett az időjárásunk is egyre szélsőségesebbé fordul, ami hozzájárulhat a mezei nyúl állománycsökkenéséhez bizonyos években (Schmidt *et al.* 2004, Rödel & Decker 2012). Korábbi vizsgálatok arra jutottak, hogy az élőhely fejlesztésével, illetve a ragadozók (legális) gyérítésével lehet leginkább beavatkozni a mezei nyúl állománydinamikájába (Faragó 2006, Biró *et al.* 2014). Élőhelyfejlesztési lehetőség lehet hazánkban, pl. az egész országra kiterjedő Agrár-környezetgazdálkodási Program (továbbiakban AKG) (2007-2013). Hipotézisünk szerint, ha az élőhely-fejlesztés hatását standardizáljuk, akkor az intenzívebb ragadozógyérítéses területeken magasabb lesz a mezei nyúl populációsűrűsége mind az őszi vadászati szezonban, mind a tavaszi törzsállományban. Kérdésünk ez alapján a következő volt: Különbözik-e az intenzívebb ragadozógyérítéses és a szokásos ragadozó kontrollt folytató területrésze mezei nyúl sűrűsége az egyes években?

## Módszerek

Vizsgálatunk helyszínéül a Jászsági HUHN10005-ös területkódú különleges madárvédelmi terület (SPA) 10,15%-át jelöltük ki, amely egyben fontos madárelőhely (IBA) és a Natura 2000 hálózaton belül Különleges Természet-megőrzési Terület (SAC). A vizsgálati területet – amely 1662 ha és három vadásztársaság részét képezi – két közel egyenlő részre osztottuk fel (1. ábra). Azért, hogy az élőhelyfejlesztés torzító hatását kiszűrjük, illetve korrigálni tudjuk a ragadozógyérítés hatásának vizsgálatakor, a potenciálisan élőhely-fejlesztésnek tekinthető AKG programban részt vevő területek eloszlását és arányát is megvizsgáltuk a két területrészen 2012-ben.

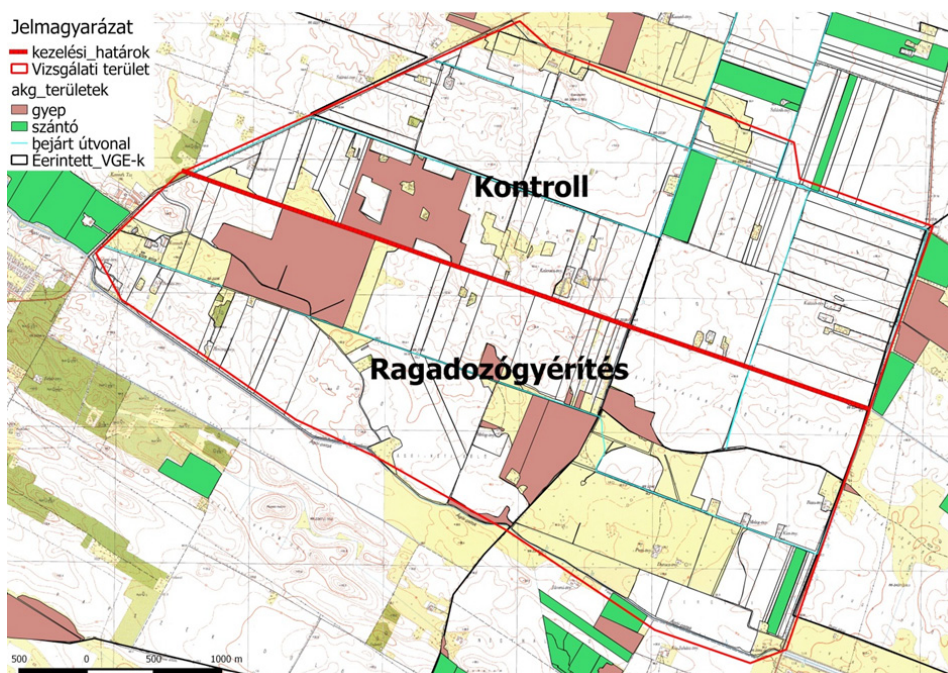
Az északi kontroll területen (740,25 ha) szokásos (főként fegyveres) ragadozógyérítés folyik, míg a déli részen (922,25 ha) a vadásztársaságok intenzívebb ragadozógyérítést végeznek lőfegyverrel, csapdákkal és kotorékozással.

Az intenzívebb ragadozógyérítés során a hivatásos vadászok csapdázta (larsen csapda: 3 db, svéd típusú csapda: 13 db, élve-fogó ládacsapda róka részére: 12 db, 72 cm-es hattyúnyak róka részére: 9 db) januártól júliusig, minden nap többször ellenőrizve a kitett csapdákat. A célfajok a következők voltak: vörös róka (*Vulpes*

*vulpes*), borz (*Meles meles*), szarka (*Pica pica*), szajkó (*Garullus glandarius*), dolmányos varjú (*Corvus cornix*), nyest (*Martes foina*), kóbor kutya (*Canis lupus familiaris*), kóbor macska (*Felis catus*). Az említett időszakban a csapdákkal összesen 16 rókát, 5 kóbor macskát, 1 borzot és 4 nyestet (*Martes foina*) sikertelenül eltávolítani a mintaterületről. A fogási sikereket csapdaéjszakákban mérjük (CSÉ), amely azt jelenti, hogy hány állatot fogunk, ha egy csapdát üzemeltetünk a területen 1 napon keresztül. 2013-ban róka esetében az eredmény 3,52/100 CSÉ volt, ami jónak tekinthető (Michalski *et al.* 2007).

A kezelés másik fontos eleme volt egy célzott két napos kotorékozás, amelyet március végén, április elején hajtanak végre hivatásos kotorékozók, és amelynek célja a mintaterületen található róka kotorékokból a fiatal és felnőtt rókák eltávolítása kutyákkal illetve kiásás útján, majd elejtésük lőfegyverrel.

Ehhez szükséges meghatározni a területen található róka kotorékok számát, amelyet 2013 áprilisában sávos kotorékbecsléssel végeztünk. A teljes vizsgálati területen 500 m-ként 11 db, átlagosan 4 km hosszú ÉD-i irányú vonalon számoltunk. Összesen 25 db kotorékot találtunk (14 db az intenzív ragadozógyérítéses és 11 db a kontroll területen). 2014 márciusában célzottan a csatornák és árkok,



1. ábra. A vizsgálati terület.

csenderesek mentén, erdőfoltokban és tanyahelyeken történő teljes számlálással végeztük el a becslést szintén a teljes vizsgálati területen. Ez 40 db élőhelyfolt teljes bejárását (80 ha) és 10 db csatorna és árok bejárását (20 km) jelentette, amelyeken 24 db kotorékot találtunk (15 db az intenzív ragadozógyérítéses és 10 db a kontroll területen).

2013-ban az intenzív ragadozógyérítéses területről és a vadásztársaságok délebbi területéről a kotorékozó csapat 5 nap alatt 20 kotorékból 101 db rókát távolított el, míg 2014-ben 5 nap alatt 98 egyedet, így ez a módszer jóval hatékonyabbnak bizonyult a fentebb említett csapdázáshoz képest.

A mezei nyúl populációsűrűségét és területhasználatát egy nemzetközileg elismert és alkalmazott módszerrel, három egymást követő napon történő éjszakai, reflektoros állománybecsléssel (Parkes 2001, Biró *et al.* 2003, Strauss *et al.* 2008) határoztuk meg évente két alkalommal, amellyel az őszi hasznosítható állomány-nagyságot és a tavaszi törzsállományt határoztuk meg. Az egész mintaterületen négy útvonalat jelöltünk ki, amelyek döntő többségben párhuzamosak voltak egymással és a teljes terület jelentős részét lefedték. A bejárt útvonalak hossza a kontroll területen körülbelül 30 km, míg az intenzív ragadozógyérítésesen 20 km. Az útvonalakról minden felvételezés első napján megbecsültük az aktuálisan behatározható távolságot, amely összességében átlagosan 410 és 500 ha között változott (időjárási viszonyok és vegetációs állapotok függvényében). A becslési időpontok a következők voltak: 2012. 10. 15-17; 2013. 04. 15-17; 2013. 09. 30-10. 02; 2014. 03. 03-05. Az első időpont az alapállapot becslése volt, amit a rákövetkező években az intenzívebb ragadozógyérítés hatásának felmérése követett.

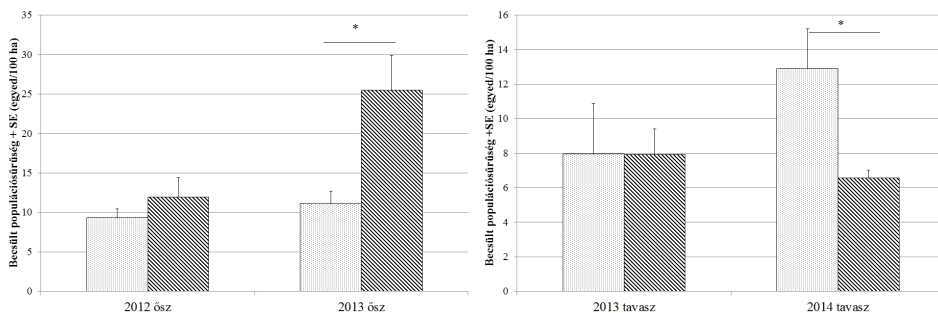
A statisztikai kiértékelést az InStat (GraphPad Software 2014), illetve a Distance (Buckland *et al.* 2004) program segítségével végeztük el.

## Eredmények

A kontroll terület és az intenzív ragadozógyérítéses terület AKG parcellák általi lefedettsége közel azonos volt 2012 őszén. A kontroll területen (739,68 hektáron) az AKG-s parcellák kiterjedése 90,57 ha (12,24%), míg az intenzív ragadozógyérítéses területen (922,25 hektáron) 113,61 ha (12,34%) volt, köztük szignifikáns eltérést nem tapasztaltunk (Chi2-próba:  $\chi = 0,002$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,974$ ). A 2012-es őszi alapállapot-felmérésünk alkalmával a két mintaterület mezei nyúl populációsűrűsége között nem találtunk szignifikáns különbséget (Független kétmintás t-próba:  $t = 2,52$ ;  $df = 4$ ;  $p = 0,065$ ). Kontroll területen a három nap alapján becsült populáció sűrűség 9,29 egyed/100 ha (SE = 1,14), az intenzíven gyérített területen 11,92 egyed/100 ha (SE = 2,5).



A mezei nyúl évek és területek közötti populációsűrűségeinek összehasonlításakor az intenzív ragadozógyérítéssel területeken látszólag több nyulat becsültünk 2013 őszén 2012 őszéhez képest [2013 őszén a populációsűrűség nagysága három nap alapján 25,49 db/100 ha (SE = 4,39)], de a különbség nem szignifikáns (páros t-teszt:  $t = 4,17$ ;  $df = 2$ ;  $p = 0,052$ ). Ugyanakkor a kezelt részen, 2013 őszén szignifikánsan magasabb volt az állománysűrűség, mint a kontroll területen [11,08 egyed/100 ha (SE = 1,62)] (Független kétmintás t-próba nem egyenlő szórások esetén:  $t = 6,05$ ;  $df = 2$ ;  $p = 0,026$ ). Az őszi állománysűrűség mintegy kétszeresére nőtt az intenzív ragadozógyérítéssel területeken, míg a kontroll részen változatlan maradt (páros t-teszt:  $t = 0,27$ ;  $df = 2$ ;  $p = 0,809$ ) (2. ábra).



**2. ábra.** Az intenzív ragadozógyérítéssel (csíkozott) illetve a kontroll (pontosított) területek mezei nyúl populációsűrűségének összehasonlítása 2012. őszi és 2013. őszi között, illetve 2013. tavaszi és 2014. tavaszi között. A \* szignifikáns különbséget jelez  $p < 0,05$ -os szinten.

2013 tavaszán nem volt különbség a kétféle élőhely populációsűrűségében [kontroll: 7,96 egyed/100 ha (SE = 2,93), kezelt: 7,92 egyed/100 ha (SE = 1,5), független kétmintás t-próba:  $t = 1,1$ ;  $df = 4$ ;  $p = 0,332$ ]. Ellenben 2014 tavaszán, a kontroll területen [12,88 db/100 ha, (SE = 2,33)] becsültünk szignifikánsan több nyulat az intenzív ragadozógyérítéssel területhez képest [6,55 db/100 ha, (SE = 0,46)]; független kétmintás t-próba:  $t = 3,63$ ;  $df = 4$ ;  $p = 0,022$ ]. Az előző évhez képest nem változott szignifikánsan egyik terület törzsállománya sem (kontroll-kontroll 2013-2014 tavasz; páros t-próba:  $t = 2,88$ ;  $df = 2$ ;  $p = 0,102$ ; kezelt-kezelt 2013-2014 tavasz, páros t-próba:  $t = 1,03$ ;  $df = 2$ ;  $p = 0,411$ ) (2. ábra).

## Értékelés

Mivel a területen belül az abiotikus tényezők közel azonosak, valamint az AKG lefedettségben nincs különbség, ezért hipotézisünk szerint az intenzívebb ragado-

zógyérítésnek köszönhetően lehet különbség a mezei nyúl populációsűrűségében. A 2012-es alapállapot felmérés idején a kontroll és az intenzív ragadozógyérítéses terület mezei nyúl állománysűrűsége nem különbözött. A 2013 őszi vadászati szezonban tapasztalt változás alátámasztja a hipotézist. Az őszi állománysűrűség mintegy kétszeresére nőtt az intenzív ragadozógyérítéses területen, míg a kontroll részen változatlan maradt. A kontrollhoz képest szignifikánsan több lett a mezei nyúl állománysűrűsége a kezelt területen. 2013 őszére azt is vártuk, hogy a kezelt területen már magasabb lesz a populációsűrűség, mint az alapállapot évében, amit abszolút értékben láttunk ugyan, de ezt statisztikailag nem sikerült alátámasztani. Összegezve, az összehasonlítás a 2012-2013 őszi időszakokban azt mutatja, hogy az intenzív ragadozógyérítés hatása megmutatkozott, véleményünk szerint a nyulak kisebb mortalitásán keresztül. Hasonló eredményre jutott Panek *et al.* (2006) lengyelországi vizsgálatában, vagy Reynolds *et al.* (2010) Angliában, ahol a róka állomány lecsökkentésével párhuzamosan megnőtt a mezei nyúl populációsűrűsége. Frölich *et al.* (2003) Németországban szintén kimutatta, hogy a róka állomány nagysága és a mezei nyúl állománya között szignifikáns negatív összefüggés áll fent. Lindström *et al.* (1994) egész Svédországra kiterjedő felmérésében 29 év adatsora alapján ugyancsak azt mutatta ki, hogy a rókaállomány jelentős csökkenése (70 %-kal kisebb teríték) esetén a mezei nyúl populációnagysága akár 100 %-kal is nőhet, míg a ragadozó populációjának helyreállása a nyúlállomány csökkenését eredményezte.

Ugyanakkor a tavaszi törzsállományok összehasonlításakor azt láttuk, hogy 2013-as tavaszi felmérésen tapasztalt azonos mezei nyúl populációsűrűség után, 2014 tavaszára a kontroll területen mintegy másfélszer annyi nyúl lett, mint az intenzívebb ragadozógyérítéssel kezelt részekben. Mivel más összehasonlításban nem volt különbség, tehát önmagához képest nem változott szignifikánsan egyik terület törzsállománya sem, az alábbi hipotéziseket tettük a 2014-es eredmények lehetséges okainak: Jelentős eltérések lehetnek a két mintaterület 2014-es vetés szerkezetében, így a táplálék és búvóhely kínálatában, amelynek eredményei jelenleg feldolgozás alatt állnak. Ha a vetésszerkezetek összetétele nem tér el, elképzelhető, hogy az intenzívebben gyérített területeket elfoglalhatják a környező területekről kóborló ragadozó egyedek (Donnelly *et al.* 2003), illetve ezzel párhuzamosan a nyúlban gazdagabb terület több ragadozó érdeklődését is felkeltheti (Csányi 2010). Ahhoz, hogy a ragadozó állomány tartósan alacsony szinten maradjon ezért sokkal nagyobb területen és folyamatosan kell végezni a ragadozógyérítést, különben a hatás csak átmeneti lesz.

Mivel jelenleg vizsgálatunk kezdeti szakaszában vagyunk, így pontosabb eredmények több év összevetésekor várhatók. Az elmúlt két év tapasztalatából úgy tűnik, hogy az intenzív ragadozógyérítés fel tudja futtatni a mezei nyúl állományt,

viszont önmagában nem elegendő csak a ragadozókat gyéríteni. Szélsőséges időjárás viszonyok mellett, télen és akár nyáron is kiegészítő takarmányozást kell folytatni és alternatív búvóhelyeket biztosítani a nyulak számára (Kovács & Heltay 1993). Összességében tehát ragadozógyérítést kell végezni, de ez csak akkor tud tartós eredményt produkálni, ha van megfelelő élőhely, ami el tudja tartani az időszakosan megemelt nyúlállományt (Reynolds *et al.* 2010). Olyan élőhelyet kell kialakítani, ahol táplálékot és búvóhelyet is talál magának a mezei nyúl (Faragó 2012). Ezért az élőhelyek bővítése, megfelelő táplálékkínálat kialakítása nélkülözhetetlen, melyben reményeink szerint az AKG szerepe is jelentős lesz.

*Köszönetnyilvánítás* – Munkánkat a LIFE10NAT/HU/019 LIFE+Nature program (A parlagi sas védelme Magyarországon) és a Kutató Kari Kiválósági Támogatás (8526-5/2014/TUDPOL) támogatta. Köszönetünket fejezzük ki az érintett vadgazdálkodási egységek hivatásos vadászai és a Szent István Egyetem hallgatói részére, akik nélkül a felmérések nem valósulhattak volna meg.

## Irodalomjegyzék

- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. (2003): Farmland Biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? – *Trends Ecol. Evol.* **18**(4): 182–188.
- Berg, A. & Kvamback, O. (2005): Preferences for different arable field types among breeding farmland birds. – *Ornis Svecica* **15**: 31–42.
- Biró, Zs., Katona, K. & Szemethy L. (2003): A mezei nyúl táplálkozási jellegzetességei különböző magyarországi élőhelyeken. – *Vadbiológia* **10**: 68–73.
- Biró, Zs. & Szemethy, L. (2010): A nyúlbecslés gyakorlata. – *Nimród Vadászujság* **2010/2**: 14–17.
- Biró, Zs., Szemethy, L., Heltai, M., Csányi, S., Szabó, L., Patkó, L. & Ujhegyi, N. (2013): *Az apróvad állomány és a ragadozógazdálkodás helyzete Magyarországon*. – HELICON LIFE+ tanulmány, Szent István Egyetem, Gödöllő, 114 pp.
- Biró, Zs., Szemethy, L., Heltai, M., Csányi, S., Tóth, K. (2014): *Alapozó tanulmány a mezei nyúl fajkezelési tervhez*. – Szent István Egyetem, Gödöllő, 152 pp.
- Birrer, S., Spiess, M., Herzog, F., Jenny, M., Kohli, L. & Lugin, B. (2007): The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds: but only moderately. – *J. Ornithol.* **148** (Supplement 2): 295–303.
- Bracken, F. & Bolger, T. (2006): Effects of set-aside management on birds breeding in lowland Ireland. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **117**: 178–184.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. & Thomas, L. (Eds) (2004): *Advanced Distance Sampling*. – Oxford University Press, Oxford, UK.
- Csányi, S. (2010): *Vadbiológia*. – Mezőgazda Kiadó. 136 pp.
- Csányi, S. (2013): *Vadgazdálkodási Adattár, 1960-2013*. – Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő
- Donnelly, C. A., Woodroffe, R., Cox, D. R., Bourne, J., Gettinby, G., Fèvre, A. M., McNerney, J. P. & Morrison, W. I. (2003): Impact of localized badger-culling on tuberculosis incidence in British cattle. – *Letters to Nature* **426**: 834–837.



- Faragó, S. (2004): Túzok (Otis tarda). – In: Faragó, S. (szerk): *KvVM Természetvédelmi Hivatal Fajmegőrzési Tervek*. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest, 73 pp.
- Faragó, S. (2006): A mező, mint a vad otthona. – In: Faragó, S. (szerk.): *Magyar Vadász Enciklopédia*. Totem Plusz Könyvkiadó Kft, Budapest, pp. 95–119.
- Faragó, S. (2012): *A Lajta project - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 655 pp.
- Frölich, K., Wisser, J., Schmüser, H., Fehlberg, U., Neubauer, H., Grunow, R., Nikolaou, K., Priemer, J., Thiede, S., Streich, W. J. & Speck, S. (2003): Epizootiologic and ecologic investigations of European brown hares (*Lepus europaeus*) in selected populations from Schleswig-Holstein, Germany. – *J. Wildlife Dis.* **39**(4): 751–761.
- GraphPad Software (2014): InStat demo, La Jolla, USA
- Heltai, M. (2004): *Élőhely-fejlesztés, és - javítás*. – Egyetemi jegyzet, Vadvilág Megőrzési Intézet, Gödöllő, pp. 96, 6–8, 58–64.
- Horváth, M. (2009): *Habitat- and prey-selection of imperial eagles*. – PhD thesis, pp.47–59.
- Horváth, M., Szitta, T., Firmánszky, G., Solti, B., Kovács, A. & Moskát, Cs. (2010): Spatial variation in prey composition and its possible effect on reproductive success in an expanding Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) population. – *Acta Zool. Acad. Sci. H.* **56**: 187–200.
- Jolánkai, M. & Németh, T. (2002): Precíziós növénytermesztés. (Crop responses induced by precision management techniques. – *Acta Agron. Hung.* **50**: 173–178.
- Kovács, Gy. & Heltai, I. (1985): *A mezei nyúl. Ökológia, gazdálkodás, vadászat*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Kronenberg, J., and K. Hubacek. (2013): Could payments for ecosystem services create an “ecosystem service curse”? – *Ecol. Soc.* **18**(1): 10.
- Lindström, E. R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.-A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J. E. (1994): Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. – *Ecology* **75**(4): 1042–1049.
- MacDonald, D.W., Tattersall, F. H., Service, K. M., Firkbank, L. G. & Feber, R. E. (2007): Mammals, agri-environment schemes and set-aside – what are the putative benefits? – *Mammal Rev.* **37**: 259–277.
- Michalski, F., Crawshaw, P. G. JR., Oliveira, T. G. & Fabián, M. E. (2007): Efficiency of box-traps and leg-hold traps with several bait types for capturing small carnivores (Mammalia) in a disturbed area of Southeastern Brazil. – *Rev Biol. Trop.* (International Journal of Tropical. Biology and Conservation) **55**(1): 315–320.
- Oláh J. (2006): A Zengő közhaszna (Természetes táji erőforrások pénzértéke). – *Polgári Szemle* **2006:2**(1) [http://www.polgariszemle.hu/index.php?view=v\\_article&ID=79&paging=1](http://www.polgariszemle.hu/index.php?view=v_article&ID=79&paging=1)
- Panek, M., Kamieniarz, R. & Bresiński, W. (2006): The effect of experimental removal of red foxes *Vulpes vulpes* on spring density of brown hares *Lepus europaeus* in western Poland. – *Acta Theriol.* **51**: 187–193.
- Parkes, J. (2001): *Methods to monitor the density and impact of hares (Lepus europaeus) in grasslands in New-Zealand* – DOC Science Internal Series 8, Department of Conservation 1: 13.
- Pielowski Z. (1971): Length of life of the hare. – *Acta Theriol.* **16**: 89–94.
- Reynolds, J. C., Stoa, C., Brockless, M. H., Aebischer, N. J. & Tapper, S. C. (2010): The consequences of predator control for brown hares (*Lepus europaeus*) in UK farmlands. – *Eur. J. Wildlife Res.* **54**: 541–549.
- Rödel, H. G. & Dekker, J. J. A. (2012): Influence of weather factors on population dynamics of two lagomorph species based on hunting bag records. – *Eur. J. Wildlife Res.* **58**(1): 923–932.

- Sainte Marie, C. (2014): Rethinking agri-environmental schemes. A result-oriented approach to the management of species-rich grasslands in France. – *J. Environ. Plann. Man.* **57**(5): 704–719.
- Santilli, F. & Galardi, L. (2006): Factors affecting brown hare (*Lepus europaeus*) hunting bags in Tuscany region (Central Italy). – *Hystrix* **17**(2): 143–153.
- Schmidt, N. M., Asferg, T. & Forchhammer, M., C. (2004): Long term patterns in European brown hare population-dynamics in Denmark: effects of agriculture, predation and climate. – *BMC Ecology* **4**:15.
- Strauss, E., Grauer, A., Bartel, M., Klein, R., Wenzelides, L., Greiser, G., Muchin, A., Nösel, H. & Winter, A. (2008): The German wildlife information system: population densities and development of the European hare (*Lepus europaeus* PALLAS) during 2002-2005 in Germany. – *Eur. J. Wildlife Res.* **54**: 142–147.
- Szemethy, L., Biró, Zs. & Kelemen, J. (2004): *Összefoglaló tanulmány a mezei nyúl gazdálkodás aktuális helyzetéről és a szükséges fejlesztésről.* – SZIE Vadvilág Megőrzési Intézet, Gödöllő, 37 pp.
- Tarnawa, Á., Klupács, H. & Jolánkai, M. (2010): Effect of agro-ecosystem components on the population dynamics of European brown hare (*Lepus Europaeus* PALLAS). – *Acta Agron. Hung.* **58** (4): 419–426.
- Vaughan, N., Lucas, E. A., Harris, S. & White, P. C. L. (2003): Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. – *J. Appl. Ecol.* **40**: 163–175.

# The impact of habitat improvement and predator control on the population dynamics of European brown hare (*Lepus europaeus*)

Nikolett Ujhegyi, Zsolt Biró, László Patkó, Norbert Keller and  
László Szemethy

*Szent István University Institute for Wildlife Conservation,  
H-2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1, Hungary  
e-mail: ujhegyi.nikolett@gmail.com*

Since the 70s brown hare population shows a decreasing tendency both in Europe and Hungary. The two most commonly mentioned cause for the decrease is habitat loss and the lack of sufficient predator management. We have studied the effect of predator culling at Jászság, Hungary in a 1662 ha study area. We hypothesised that intensified predator control can lead to higher hare densities. Our study area was divided into two sites (intensively culled and control). In autumn 2012, we have carried out population estimation on both sites, which showed no difference in hare densities. In the following years we have compared culled site to control one. We have also investigated hare densities on both areas in the light of AKG schemes (Agri Environmental Parcels) to exclude potential beneficial effects of habitat management. We could not find any differences in the AKG coverage of the sites, thus we think detected difference in hare densities was a result of predator culling. Significantly more hares were estimated in the culled then in the control area in autumn 2013. Also, more hares were seen in the area with intensive predator culling, then in control area (autumn 2013). However, in spring 2014 predator culling did not seem to affect hare densities, comparing to 2013 results. Moreover, in the control area significantly more hares were seen then in culled areas. This positive effect was probably caused by a different crop structure on the control area.

**Keywords:** eastern imperial eagle, small game species, spotlight population estimation, trapping, AEP