

Gyephasznosítási módok hatása három hüllőfaj (*Vipera ursinii*,
Lacerta agilis, *Lacerta viridis*) abundanciájára a Felső-kiskunsági
turjánvidéken

Szerző:

Budai Mátyás

Biológia BSc. III. éves hallgató

Állatorvostudományi Egyetem, Ökológiai Tanszék

Témavezetők:

Dr. Korsós Zoltán

egyetemi docens

Állatorvostudományi Egyetem, Ökológiai Tanszék

Mizsei Edvárd

doktorjelölt

Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék

projekt és monitoring koordinátor

Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, LIFE HUNVIPHAB

Állatorvostudományi Egyetem

Ökológiai Tanszék

2023. január 5.

Tartalomjegyzék

Rövidítések jegyzéke.....	3
Bevezetés.....	4
Célkitűzések	7
Anyag és módszer	7
Mintavételi elrendezés	7
Adatgyűjtés.....	8
Modellezés.....	8
Eredmények.....	9
Következtetések.....	11
Összefoglaló	16
Abstract	17
Irodalomjegyzék.....	18
Köszönetnyilvánítás	22

Rövidítések jegyzéke

GLM: Generalized Linear Model - általánosított lineáris modell

AIC: Akaike Information Criterion - Akaike-féle Információs Kritérium érték

SE: Standard Error – standard hiba

ZIP: zero-inflated Poisson – zéró-felfújtt Poisson eloszlás

NB: negative binomial – negatív binomiális eloszlás

Bevezetés

Füves biotopok elsősorban a tengerektől távolabb alakultak ki, ahol a csapadék alacsonyabb mennyisége [1], a szárazság nyomán fellépő tüzek, illetve a terület megafaunája miatt [2] nem tud tartósan fás társulás és lombkoronaszint fennmaradni. Emellett a mikroklimatikus [3] viszonyok vagy talajszerkezeti tényezők [4] is okozhatják különböző fátlan füves élőhelyek létrejöttét, akár más biotopokon belül is. A gyepek fennmaradását és produktivitását nagy mértékben befolyásolja a területek biodiverzitása [5]; a legdiverzebb, fajgazdagabb ökoszisztémák egyúttal a legstabilabbak és legtovább fennmaradók is, ahogy ezt számos, akár évtizedeken átívelő kutatás is bizonyítja [6]. A nem őshonos, invazív fajok megjelenése is kisebb hatással van a fajgazdagabb és több specialista gyepalkotó fajjal rendelkező közösségekre, szemben a fajszegényebb élőhelyekkel, melyek kitettebbek az idegenhonos fajok inváziói okozta degradációnak [7]. A füves élőhelyekre jellemző a lassabb lebontás, mely a szerves anyagok feldúsulását eredményezheti, ami miatt a mérsékelt övezeti füves puszták ideálisak szántóföldek létesítésére. Ennek köszönhetően ezek az élőhelyek szorultak vissza a legjelentősebb mértékben [8].

A füves élőhelyek eltűnésével párhuzamosan a gyepekhez kötődő állatfajok populációinak csökkenését is tapasztalták, Hilpold [9] a ritkább, illetve specialista fajok számának visszaesését mutatta ki mezőgazdasági művelés intenzitásának növelése mellett. Számos füves pusztákon megtalálható faj sodródott a kihalás szélére az elmúlt évszázad során, azonban az utóbbi évtizedekben kibontakozó természetvédelmi intézkedéseknek köszönhetően számos faj aktív és többnyire sikeres védelmére is találhatunk példát akár hazánkban is, mint például a parlagi sas (*Aquila heliaca*) [10], a kék vércse (*Falco vespertinus*) [11] és a túzok (*Otis tarda*) [12]. Az említett fajok konzervációjának főbb lépései általában a széles körű monitoring, jeladós példányok követése, populációk méretének becslése, illetve az élőhelyek visszaalakítása a feltételezett eredeti, az adott faj számára megfelelő állapotba.

Európa egyik legveszélyeztetettebb gerincese, a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) is füvesélőhely-specialista faj, mely egykoron a Bécsi-medencében, a Fertő-tó környékén, Budapest környékén, a Kiskunságban és Kolozsvár környékén is gyakori fajnak számított. A 19. század végén az ausztriai Laxenburg környékén a helyi kastély gondnoka „vérdíjat tűzött ki” a viperák fejére, melynek eredményeként egy év alatt több mint 1000 példányt pusztítottak el a helyiek [13], ez jól mutatja, hogy egykor milyen nagy egyedsűrűség jellemezte a mára már

veszélyeztetett alfajt. Élőhelyeinek mezőgazdasági művelésbe vonása, illetve beépítése következtében a rákosi vipera elterjedési területének nagy részéről eltűnt, illetve a fennmaradt populációk egyedszáma is jelentősen lecsökkent többek között az élőhelyül szolgáló gyepek intenzív hasznosítása és a túlzott predációs nyomás miatt [14]. Napjainkban csupán néhány, apró, egymástól elszigetelt populációja maradt fenn a Hanságban, a Kiskunságban és az Erdélyi Mezőségben [15]. A vipera fennmaradt populációnak védelme 2004 óta LIFE projektek keretein belül zajlik, mely során jelentősen bővült az élőhelyek kiterjedése, több helyen viperabarát gyepgazdálkodást végeznek és zárttéri tenyésztésből származó egyedekkel erősítették meg a csökkenő egyedszámú állományokat, vagy új populációkat hoztak létre [16].

Grime [17] angliai legelőkön végzett kutatásai bizonyították, hogy a fajgazdag gyepközösségek, melyekben legalább 20 lágyszárú fajt találunk négyzetméterenként, közepes zavarás és stressz mellett a legdiverzebbek, annak ellenére, hogy az ilyen társulásokban külső beavatkozás hatására a kompetitív kizárás elve érvényesül (intermediate disturbance hypothesis, IDH) [18]. Bizonyos fokú zavarás, illetve fitomassza-eltávolítás, úgy mint a legeltetés, az égetés, illetve a domináns gypalkotó faj eltüntetése is pozitívan befolyásolhatja füves területek diverzitását [19]. A részben természetes füves élőhelyek fajszáma jelentősen nagyobb a például legeltetéssel vagy kaszálással kezeltéknél, szemben az elhagyott, kezeletlen gyepekkel, ahol a kezelés hiánya általában néhány uralkodó faj elszaporodását és terjedését eredményezi [20]. Willems [20] szerint a kezelt és kezeletlen gyepek fajszámában tapasztalt különbségeket a felszínen található biomassza nagysága befolyásolhatja, ugyanis a kezeletlen területeken megnövekvő biomassza gátolja a gypszint alsó részére beérkező fotonok mennyiségét, illetve vörös/távoli vörös fény arányát is csökkenti, melynek következtében számos faj növekedése korlátozott, mely fajok így viaszorulhatnak. A fajok számának csökkenése mellett az elhagyott, kezeletlen gyepeken a természetes szukcesszió során a fás szárúak fokozatos megjelenése és elterjedése, ezáltal hosszabb távon a terület cserjésedése majd beerdősülése várható [21].

Extenzív gyepgazdálkodást már az ókorban is végeztek és habár aszerepe a napjainkra lecsökkent, a hagyománya fennmaradt és főként Eurázsia mérsékelt övében ma is folytatják. Egyik fő ága a kaszálás, melyet hagyományosan kézi kaszával végeztek, majd a 20. század közepén fokozatosan átvette helyét a gépi kaszálás, mely hatékonyabban, de az ökoszisztéma nagyobb mértékű károsításával távolítja el a gyp legfelső tartományát. A lekaszált fitomasszát aztán takarmányként lehet értékesíteni, például szénabálák formájában. A másik fő gyephasználati mód a legeltetés, melyet különféle haszonállatokkal (pl. szarvasmarha, birka)

végeztetnek és mely azok gyarapodását és a gyepek megfelelő állapotának fenntartását célozza, hiszen a legeltetéssel tartható vissza az inváziós és fás szárú fajok elterjedése és őrizhető meg a gyepek fajdiverzitása, mely a gazdálkodók érdeke is [22]. A gyepek kezelésének a gazdasági hasznon kívül természetvédelmi szerepe is lehet, mégpedig a világszerte visszaszoruló füves élőhelyi ökoszisztémák védelme. A természetvédelmi intézkedések során kulcsfontosságú, hogy azok bizonyítékok alapján valósuljanak meg [23], mivel az ismerethiányosan zajló élőhely-rekonstrukciókkal és más természetvédelmi intézkedésekkel előfordulhat, hogy a védelemre szoruló faj számára csupán szuboptimális élőhelyet hoznak létre [24]. A rákosi vipera múltbeli elterjedéséről és élőhelyeiről viszonylag kevés információ áll rendelkezésre, ezért ennél az alfajnál is elsődleges az eredeti élőhelyek minél részletesebb és mélyrehatóbb ismerete, hogy a gyepterületek rekonstrukciója és kezelése a vipera szempontjából lehetőleg optimális módon történhessen.

Az évenkénti kaszálás és legeltetés hatásának összehasonlításával kapcsolatban számos cikk született, melyek általában a legeltetést preferálják a kaszálással szemben, ha a gyepek hasznosítása természetvédelmi célú, habár bizonyos szituációkban, illetve egyes fajok szempontjából a kaszálás bizonyult az ideális módszernek [25]. A természetvédelmi gyepek kezelése irányulhat egy konkrét faj vagy fajok védelmére, illetve a diverzitás növelésére. A növényi fajdiverzitás a legelőkön növekszik az évenkénti kaszáláshoz képest, ha az alacsony vagy közepes legelőnyomással ($<0,5$ állategység/ha) és a legeltetett területegységek évenkénti változtatásával történik. Viszont a folyamatos túllegeltetés a hagyományos kaszálásnál rosszabb hatást gyakorol a fajgazdag gyepek diverzitására. Egy képzeletbeli grafikonnal leírva tehát, melyen az y tengelyen a fajdiverzitás az x tengelyen pedig a legelőnyomás helyezkedik el, a legelőnyomás növekedése eleinte a diverzitás emelkedését vonja maga után egy csúcspontig, amitől kezdve fokozatosan egyre meredekebb diverzitáscsökkenést idéz elő az egyre nagyobb legelőnyomás [26]. Befolyása lehet a füves élőhely típusának is, hiszen egy száraz, homoki gyeppen, egy sztyeppréten, illetve egy kékperjés lápréten különbözhet a diverzitás, és éppen ezért ezen élőhelyeken eltérő mértékű legelőnyomás (homoki gyepeknél kisebb, lápréteknél nagyobb) az ideális. A természetvédők és a gazdálkodók együttműködése, a tapasztalatok és ismeretek alapján a gyepek kezelése céljának és módjának összehangolása elengedhetetlen a mindkét fél számára sikeres gyephasználatához; a gulyásoknak a minél fajgazdagabb gyepek kialakítása érdekében tudniuk kell, hogy szarvasmarháikat mikor, hová hajtsák ki és miként tereljék az állatokat [27].

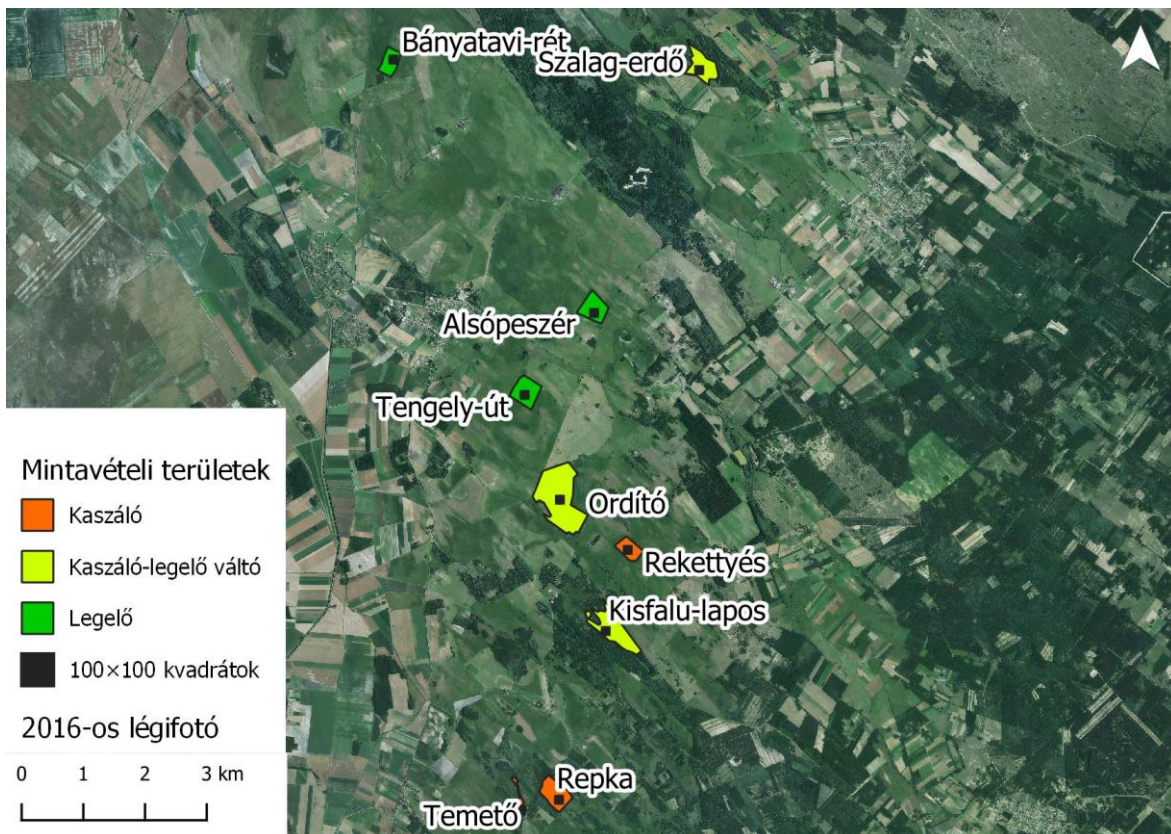
Célkitűzések

A vizsgálat célja a Natura2000 besorolású legelő és rét művelési ágú területeken legelterjedtebb hasznosítási módok hullópopulációk denzitására gyakorolt hatásának vizsgálata a Felső-Kiskunságban található rákosivipera-élőhelyeken.

Anyag és módszer

Mintavételi elrendezés

A mintavételi területeket a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság működési területén található Felső-kiskunsági turjánvidék kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területén kilenc elkülönülő gyepfoltban jelöltük ki, amelyek gyephasznosítási módok szerint három csoportba sorolhatók: legelők, kaszáló-legelő váltók és kaszálók. A mintavételre kijelölt gyepterületek mindegyikén egy 1 ha területű, 100×100 m nagyságú mintavételi kvadrátot jelöltünk ki, amelyen a felméréseket végeztük (1. ábra).



1. ábra. A vizsgálat során alkalmazott mintavételi elrendezés. A poligonok színével a terület gyephasználati típusát jelöltük, melyeken belül az 1 ha területű kvadrátok elhelyezkedése látható.

Adatgyűjtés

A kijelölt mintavételi kvadrátokban 15 alkalommal végeztünk ismételt hullőszámlálást, reggel 7 és este 18 óra között mindkét adatgyűjtési szezonban. A felméréseket 2019. szeptember 10-15. között (2019 ősz) és 2020. április 16-június 1. között (2020 tavasz) végeztük, a vizsgált hullőfajok aktivitása szempontjából megfelelő időjárással jellemezhető napokon. A kvadrát bejárása azok kelet-nyugati irányú sorain történt, a bejárások hossza 1100 m volt alkalmanként. A kvadrát felmérése során lassan haladva, legalább 5 lépésként megállva és körbenézve kerestük a hullő egyedeket, amelyeket az egyed megfogása nélkül vizuálisan azonosítottunk. Az észlelések pozícióját a Locus GIS 1.1.0 android alkalmazással rögzítettük a bejárasi útvonallal együtt. A hullő észlelésekhez rögzítettük a fajt, a kor és ivar kategóriát (juvenilis, szubadult, adult hím, adult nőstény), a pontos időt és a koordinátát. A rákosi vipera esetében későbbi azonosításra alkalmas képeket készítettünk, ha az nem járt az egyed megfogásával vagy aránytalan zavarásával. A felmérés során értékelhető mennyiségű adat a fürgye gyík (*Lacerta agilis*), zöld gyík (*Lacerta viridis*) és rákosi vipera fajokról keletkezett, így a dolgozat további részében bemutatott módszerek és eredmények csak ezen fajokra vonatkoznak.

Az elemzésben az észlelhetőség magyarázó változója az operatív hőmérséklet bejárásonkénti átlaga volt. Az operatív hőmérséklet az a környezeti hőmérséklet, amely a termoreguláció során az egyed számára különböző időpontokban elérhető [28]. Az operatív hőmérséklet az általában mért meteorológiai adatokból nem számítható ki, mivel a levegő hőmérséklete mellett befolyásolja a radiáció, felszíni hőmérséklet, szél erőssége, páratartalom, az állat alakja és hőelnyelése is [29]. Az operatív hőmérséklet méréséhez rézcsőbe szerelt hőmérőket alkalmaztunk, területenként kettőt helyeztünk el, iButton DS1921G-F5# Thermochron hőmérséklet loggerrel szerelve, amelyek 5 perces időközönként rögzítették az operatív hőmérséklet értékeket.

Modellezés

Az hullők denzitását, vagyis az egyes fajok becsült egyedsűrűségét N-mixture modellek segítségével határoztuk meg [30]. Ezek a modellek térben és időben megismételt bejárások adatain alapszanak, melyek segítségével a vizsgált fajok becsült észlelhetőségét is figyelembe vehetjük a pontosabb denzitasbecsléshez. A modellek így két egymáshoz kapcsolódó tényezőt is figyelembe vesznek: egyrészt az ökológiai abundanciát, melynél a mintavételi egységekben (esetünkben 1 ha-os kvadrátok) adott faj lokális abundanciája és a Poisson-eloszlással leírható

látens abundanciájának kapcsolatát vizsgáljuk. Másrészt az egyedek észlelhetőségét is figyelembe kell venni, amelyet az alapján becsülhetünk, hogy a mintavételi egységekben hány felmérés alatt, hány egyedet figyeltünk meg a faj tényleges denzitásához képest. Az észlelhetőséget binomiális eloszlással jellemezhetjük, ahol a paraméterek az adott mintavételi egységben adott faj denzitása és a faj észlelhetőségének valószínűsége. Ehhez rendkívül fontos, hogy a felméréseket ugyanazokon a mintavételi egységeken többször ismételjük meg. Az N-mixture modellek tehát gyakorlatilag két általánosított lineáris modellből állnak, melyek a bejárások adatai és a vizsgált változók alapján becsülik egy faj abundanciáját, illetve észlelhetőségét. A két GLM-ben a felmérések során megfigyelt denzitás a függő változó, melyet az ökológiai szempontból tényleges denzitással és az észlelhetőséggel magyarázunk [31].

A Royle-féle N-mixture modelleket [30] az unmarked csomag pcount funkcióját alkalmazva hoztuk létre [32], amelyben a függő változó a felmérés ismétlésekenkénti összesített észlelés száma, az észlelhetőség magyarázó változója az felmérésenkénti átlagos operatív hőmérséklet, a denzitás magyarázó változója pedig a gyephasznosítási mód volt. Minden faj esetében elkészítettük a Poisson, zéró-felfűjt Poisson és negatív binomiális hibaeloszlású modelleket, amelyekből a legjobb AIC értékű modellt választottuk ki. A denzitásbecslést a ranef funkcióval számítottuk ki a modellek empirikus Bayes-féle poszterior becsléséből [33].

Eredmények

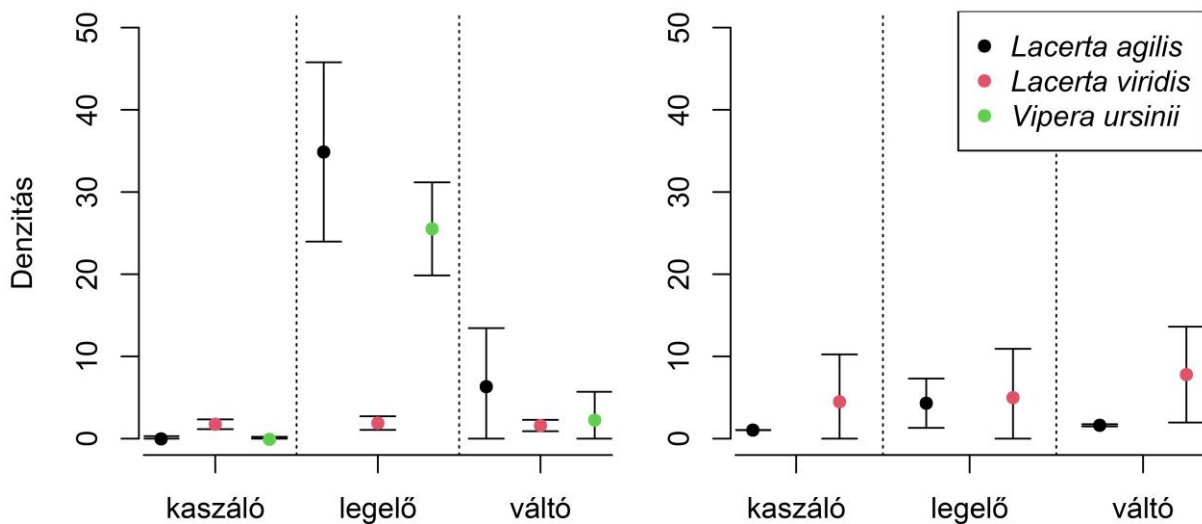
A 2019-es őszi felmérések során a mintavételi kvadrátokban 15-15 bejárás alatt összesen 10 db rákosivipera-egyedet sikerült észlelnünk. A Peszéradacsi-réteken előforduló további hullófajok közül a zöld gyíkból észleltük a legtöbbet ($n=607$), emellett ürge gyíkot ($n=137$), illetve ritkábban ugyan, de a vízisikló (*Natrix natrix*), a homoki gyík (*Podarcis tauricus*), a rézsikló (*Coronella austriaca*) és az elevenszülő gyík (*Zootoca vivipara*) is a szemünk elé került. A felmérés során az elsődlegesen vizsgálandó rákosi viperán kívül két további faj: zöld gyík és a ürge gyík észleléseinek száma is elegendő volt a statisztikai elemzésekhez, így a kutatás szempontjából a továbbiakban csupán e három faj adatait vettük figyelembe. A 2020-as tavaszi kvadrátfelmérések során 241 zöld gyíkot és 907 ürge gyíkot észleltünk, viszont rákosi viperából a mintavételi kvadrátokban minimum 15 bejárás alatt egyet sem sikerült találnunk.

A rákosi vipera adataira a ZIP eloszlású modell illeszkedett legjobban. A vipera denzitását szignifikánsan pozitívan befolyásolta a legeltető gyephasznosítás ($p=0,0005$), átlagosan $3,8\pm 1,1$ egyed/ha-ral (átlag $\pm$ SE) növeli a viperák denzitását, ha az élőhelyet legeltetik. A kaszáló-legelő váltó és a kaszáló élőhelyhasználat nem szignifikáns negatív hatással volt a faj denzitására. Az őszi felmérés alapján a rákosi vipera denzitása a kaszáló-legelő váltókon $2,25\pm 0,44$ egyed/ha, a legelőkön $25,51\pm 5,66$ egyed/ha volt, és mivel a kaszálókon nem került elő egyáltalán, ott 0 egyed/ha volt (2. ábra). A vipera észlelhetőségére az operatív hőmérséklet szignifikánsan negatívan hatott ($p=0,0075$). A hőmérséklet $1\text{ }^{\circ}\text{C}$ -os növekedése mellett átlagosan 0,1-gyel csökkent a rákosi viperák észlelhetőségének valószínűsége. A 2020-as tavaszi felmérések során nem észleltünk rákosivipera-egyedeket a mintavételi kvadrátokban, emiatt ennél a fajnál elmaradt az N-mixture modellezés és elemzés.

A fűgolyó őszi felmérése során gyűjtött adatokra a NB hibaeloszlású modell illeszkedett legjobban. A viperához hasonlóan a fűgolyók denzitása is szignifikánsan növekedett a legelőkön ($p<0,0001$), átlagosan $3,61\pm 0,84$ egyed/ha-ral. A kaszáló és kaszáló-legelő váltó gyepek szignifikánsan negatívan hatottak a fűgolyó denzitására. Az őszi felmérés alapján a fűgolyó denzitása a kaszáló-legelő váltókon $6,32\pm 7,12$ egyed/ha, a legelőkön $34,87\pm 10,9$ egyed/ha volt, és mivel a kaszálókon nem került elő egyáltalán, ott 0 egyed/ha volt (2. ábra). A fűgolyók észlelhetőségére szignifikánsan pozitív hatással volt az operatív hőmérséklet ($p=0,0166$), a hőmérséklet $1\text{ }^{\circ}\text{C}$ -os növekedése mellett átlagosan $0,03\pm 0,01$ -dal növelte a fűgolyók észlelhetőségének valószínűségét. A fűgolyók tavaszi adatait NB hibaeloszlású modellel vizsgáltam. A legeltető gyephasználat az őszihez hasonlóan itt is szignifikánsan pozitív hatással volt a faj denzitására ($p<0,0001$). A tavaszi felmérés alapján a fűgolyó denzitása a kaszáló-legelő váltókon $7,79\pm 5,83$ egyed/ha, a legelőkön $4,31\pm 2,99$ egyed/ha, és a kaszálókon $1,04\pm 0,01$ egyed/ha volt (2. ábra). Átlagosan $1,45\pm 0,24$ egyed/ha-os növekedést tapasztaltunk a denzitásban a legelőknél. Az operatív hőmérséklet nem szignifikánsan negatívan befolyásolta a fűgolyók észlelhetőségét.

A zöld gyík őszi adataira is a NB hiba eloszlású modell illeszkedett a legjobban. A három gyephasználati mód mind pozitív, de nem szignifikáns hatást gyakorolt a zöld gyík denzitására. Átlagosan $1,45\pm 0,24$ egyed/ha-os növekedést tapasztaltunk a denzitásban a legelőknél. Az őszi felmérés alapján a zöld gyík denzitása a kaszáló-legelő váltókon $1,59\pm 0,68$ egyed/ha, a legelőkön $1,89\pm 0,83$ egyed/ha, és a kaszálókon pedig $1,74\pm 0,59$ egyed/ha volt (2. ábra). Az észlelhetőség valószínűsége és az operatív hőmérséklet között is pozitív nem szignifikáns

kapcsolatot találatunk. A zöld gyíkok tavaszi adataira a ZIP-eloszlású modell illeszkedett legjobban. A gyepkezelési módok mind nem szignifikáns negatív hatásúak voltak. A tavaszi felmérés alapján a zöld gyík denzitása a kaszáló-legelő váltókon $7,79 \pm 5,83$ egyed/ha, a legelőkön $4,98 \pm 5,94$ egyed/ha, és a kaszálókon $4,48 \pm 4,75$ egyed/ha volt (2. ábra). Az operatív hőmérséklet és az észlelhetőség valószínűsége között szignifikáns pozitív összefüggést találtunk ($p=0,0003$), a hőmérséklet $1\text{ }^{\circ}\text{C}$ -os emelkedése mellett átlagosan $0,06 \pm 0,02$ -os növekedést várhatunk a zöld gyíkok észlelhetőségénél.



2. ábra. A vizsgált hüllőfajok becsült denzitása (egyet/ha átlag±szórás) a két mintavételi időszakban (2019 ősz = bal oldalon, 2020 tavasz = jobb oldalon).

Következtetések

Az őszi aszpektusban végzett felmérések alapján a rákosi vipera és a fürge gyík denzitását is szignifikánsan pozitívan befolyásolta, ha az élőhelyük legelő hasznosítású volt (2. ábra). A fürge gyíknál ugyanezt a hatást kaptuk a tavaszi felmérés során is, azonban a zöld gyík denzitását egyik gyephasznosítási mód sem magyarázta. Az operatív hőmérséklet emelkedése ősszel a rákosi viperánál szignifikánsan negatív, a fürge gyíknál szignifikánsan pozitív, tavasszal pedig a zöld gyíknál volt szignifikánsan pozitív hatással az egyedek észlelhetőségére. Ezek alapján megállapíthatjuk, hogy a hüllők denzitása szempontjából a legeltetés az optimális gyephasznosítási mód, továbbá az operatív hőmérséklet befolyásolhatja egyes hüllőfajok észlelésének valószínűségét.

Az általunk vizsgált fajok mind érzékenyek a növényzet diverzitására, illetve a gyíkfajok előfordulását a vegetáció borításának mértéke is befolyásolja [34]. Az élőhelyek ezen adottságai

mind összefüggenek a gyepek kezelési módjával. A legeltetés valószínűleg magasabb, nagyobb borításértékkel rendelkező, változatosabb vegetációt eredményez szemben a kaszálás során létrejövő strukturálatlanabb, alacsonyabb növényzettel, ennek is köszönhető, hogy számos kutatás világszerte a legeltetést tartja pozitívabb hatásúnak a biodiverzitás és a fajok védelme szempontjából a kaszálással szemben [25]. Fűvesélőhely-specialista hullók esetében, mint a rákosi vipera, nem készült korábban a gyephasznosítási módok hatását vizsgáló felmérés, kutatásunk eredménye azonban bizonyította, hogy a gyepekhez kötődő vipera és a ürge gyík számára is egyértelműen a legelő hasznosítás biztosít megfelelőbb élőhelyet. A strukturált legelőkön ideális lehet a búvó- és rejtékhelyek mennyisége, illetve minősége (pl. zsombékok), mely így növelheti a predáció elkerülésének valószínűségét. Emellett a termoreguláció is hatékonyabb lehet ezeken a területeken, hiszen változatos gyepszerkezet mellett az éppen ideális napozóhelyek megválasztására is több lehetősége van az egyedeknek. Fontos kiemelni, hogy a kaszálók egy fajnál sem befolyásolták szignifikánsan pozitívan azok denzitását, sőt a Temető területen kívül mindenhol rendkívül alacsony abundanciát kaptunk, pedig kutatások bizonyítják, hogy a gyepek fajdiverzitását a legeltetés mellett a kaszálás is képes növelni, illetve fenntartani [35]. A kivételes mintavételi területen, a Temetőnél, azért lehetett ilyen magas a zöld gyíkok abundanciája, mert a kvadrátban egy cserjés sáv húzódik végig, mely a zöld gyíkok számára ideális élőhelyet, illetve menedéket is biztosít szemben a kvadrát többi, alacsonyra kaszált, fűves részeivel így a cserjék jelenléte torzítja a kapott eredményeket és azok hiányában feltehetően a többi területnél tapasztalt alacsony észlelésszámot kaptunk volna. A kaszálókon a rákosi vipera egyáltalán nem tudott fennmaradni és a ürge gyíkok denzitása is elenyésző volt a többi kezeléshez mérten. A kaszáló-legelő váltó gyepkezelés nem mutatott kapcsolatot a fajok denzitásával, annak ellenére, hogy például a kiskulapos területen a kaszálóknál lényegesen nagyobb ürge- és zöld gyíkdenzitást tapasztaltunk, illetve, hogy az Ordító területen rákosivipera-egyedeket is észleltünk. Az Ordítóknál meg kell említeni, hogy a viperákat, illetve a kevés észlelt gyíkegyed nagy hányadát mind a kaszálatlan búvósávokban figyeltük meg, nem pedig ott, ahol a kaszálás ténylegesen történt. A kizárólag kaszált területeken is hagytak búvósávokat, azonban a hulló-, elsősorban a rákosi vipera, észlelések száma azok jelenléte ellenére sem emelkedett. Az Ordító kivételessége azzal magyarázható, hogy a terület közvetlen szomszédságában két stabil rákosivipera-populáció is ismert, amely alapján akár egy nyelőpopuláció élőhelye is lehet ez a terület. A felmérések után azonban így is megállapíthatjuk, hogy a kaszáló-legelő váltó kezelés a kizárólag kaszált élőhelyeknél jobb, viszont a csak legeltetett területeknél rosszabb élőhelyet eredményez a vizsgált hullófajok számára.

A hüllők (Reptilia) változó testhőmérsékletű állatok [36], ezért termoregulációjuk körülményeinek vizsgálata kulcsfontosságú a fajok életmenetének pontosabb ismeretéhez. Emiatt a hüllők és közülük főként a gyíkok aktivitása nagy mértékben függ a hőmérséklettől; aktivitásuk hossza csökkenti az egyedek éves túlélési rátáját, viszont növeli a fekunditásukat, így ez a trade-off határozza meg több hüllőfaj aktivitását [37]. Ezek ismeretében várható volt, hogy az operatív hőmérséklet hatással lesz a hüllőfajok aktivitására és észlelhetőségére a felmérések során. Az őszi adatok alapján a rákosi vipera észlelhetőségét szignifikánsan negatívan befolyásolta a hőmérséklet, ami a vipera észlelések időpontjában is megfigyelhető trend, hiszen a szeptember eleji melegben a viperák általában elrejtőznek a nap legmelegebb időszakában és így csupán a reggeli és kora délelőtti, illetve a késő délutáni órákban aktívak. A fürge gyíkoknál az őszi aszpektusban szignifikáns pozitív kapcsolatot mutattunk ki, azonban tavasszal nem találtunk szignifikáns összefüggést a hőmérséklet és az észlelhetőség között. A fürge gyíkok a kicsit nedvesebb, sűrűbb vegetációjú élőhelyeket preferálják és a megfelelő testhőmérséklet elérése érdekében napjában gyakran változtatnak napozóhelyet, mivel a különböző mikrohabitatokban eltöltött különböző idő alatt tudják fenntartani a számukra optimális hőmérsékletet [38]. Az aktív mikroélőhely-választás és annak változtatása magyarázhatja a két aszpektusban az észlelhetőségi valószínűség efféle különbözőségét. Ősszel a fürge gyíkok sűrűn benépesített élőhelyein általában egész nap észlelhattünk egyedeket, viszont az eredmények alapján aktivitásukat mégis inkább a nap melegebb időszakába időzítették, mely lehetséges, hogy a táplálékul szolgáló ízeltlábúak aktivitásával lehet kapcsolatban. A zöld gyíkoknál minden aszpektusban pozitívan hatott az operatív hőmérséklet a gyíkok észlelhetőségére, azonban csak tavasszal kaptunk szignifikáns eredményt. A fürge gyíkokhoz hasonlóan, a nap nagy részében megfigyelhetőek zöld gyík egyedek is, azonban a hőmérsékleti adatokkal egybeesik a trend, miszerint az egyedek a nap legmelegebb időszakában, illetve a köztes hőmérsékletű időpontokban a legaktívabbak. Emellett tudjuk, hogy a faj hőmérsékletválasztása az egyes aszpektusokban eltérő, testhőjük szezonális szabályozása pedig kiemelkedően fontos az egyedek megfelelő életciklusa szempontjából [39]. A gyíkok esetében az is látszik az adatokból, hogy ősszel mikor a zöld gyíkokat észleltük tömegesen ($n=607$), illetve tavasszal, mikor a fürge gyíkok kerültek leggyakrabban szem elé ($n=917$), nem kaptunk szignifikáns eredményt az operatív hőmérséklet és az észlelhetőségi valószínűség összefüggésére. Lehetséges, hogy ekkor a nagy észlelési szám mellett jobban el is oszlottak az észlelések időpontjai és emiatt nem tapasztaltunk a másikkal hasonló trendet a hőmérséklettől való függésben.

A kutatást limitálta, illetve eredményeit befolyásolhatta, hogy a 2019-es és 2020-as mintavételben kisebb eltérések voltak. Maga a kvadrátok helye és a bejárások mennyisége, illetve minősége változatlan volt, azonban a legeltetett területek (Alsópeszér-2, Tengelyút, Bányatavi-rét) és egy kaszáló-legelő váltó (Ordító) felmérése különböző volt. Ennek oka, hogy a 2019-ben induló „A rákosi vipera természetvédelmi helyzetének javítása a Pannon régióban (LIFE HUNVIPHAB - LIFE18 NAT/HU/000799)” LIFE-projekt keretein belül hulló-monitoringot végeztünk a rákosi vipera ismert élőhelyein, köztük az imént felsoroltokon is, és a tavaszi aspektusban a mintavételi időszak lényegesen hosszabb volt, mint az őszi. További limitáció, hogy a hasznosítási módok szerinti térbeli ismétlésszám alacsony volt (3 terület/hasznosítási mód), amely az eredmények térbeli extrapolálhatóságát csökkenti, valamint mindössze két egymást követő szezonban végeztünk felmérést, amely a rejtőzködő fajok denzitásának vizsgálatához potenciálisan alacsony időbeli ismétlés lehet.

A jövőben érdemes lenne a legeltetés hatását részletesen vizsgálni, például megnézni, hogy milyen szarvasmarhafajták milyen hatással vannak a hullók abundanciájára, illetve hogy milyen élőhelytípuson milyen hatása van a legelőnyomásnak, és esetleg más haszonállatok legeltetésének hatásával is össze lehetne mérni az adatokat. Ehhez hasonlóan a kaszálással is lehetne részletesebben foglalkozni, például a kaszáláshoz használt eszköz típusának [40], a fennhagyott tarló magasságának hatásának, a kaszálás óta eltelt időnek, illetve a bűvósáv elrendezések vizsgálatának is lenne természetvédelmi relevanciája [41]. A bűvósávoknál a sávok számát, a méretüket, a fekvésüket, és a sávok közötti konnektivitást is figyelembe lehetne venni, illetve a kaszálókon belül érdekes lenne a bűvósávok és az azon kívüli területen a hullók abundanciáját összehasonlítani. Ezenkívül a három kezelési mód mellé egy kontroll kezelést is lehetne alkalmazni, mely három kezeletlen (felhagyott) gyepterületen elhelyezkedő kvadrát bevonásával történhetne meg. Ezekben a mintavételi területeken ugyanezen vizsgálatok elvégzését követően pontosabb következtetéseket levonni a gyephasználat általános, illetve az egyes kezelési módok hatásairól a hullódenzitásra nézve, ezáltal a köztes zavarás hipotézist is tesztelhetnénk a gyepspecialista hullófajok esetében.

A felmérésünk eredményei alapján megállapíthatjuk, hogy a hullók denzitásának maximalizálásához a kaszálás és a kaszáló-legelő váltó gyephasználatot háttérbe kell szorítani és helyette az élőhelyeket legeltetni volna célszerű. A rákosi vipera jelenlegi élőhelyeinek ismerete, valamint a vizsgálat eredményei alapján azt várhatjuk, hogy a faj nem volt képes alkalmazkodni a kaszálás okozta hirtelen fitomassza-eltűnéshez, illetve a kaszálás mint

tevékenység közvetlenül is okozhatja az egyedek mortalitását. Eredményeink megerősítik azt a tapasztalati úton kialakított véleményt, miszerint a vipera nagy eséllyel és viszonylag rövid időn belül eltűnik a kaszált gyepekről. Ezért az alfaj hosszú távú fennmaradásának biztosítása érdekében a jelenleg foglalt és potenciális élőhelyein meg kellene szüntetni a kaszálást, és mindenütt át kellene térni a szarvasmarhával történő legeltetésre, ahol ezt még eddig nem tették meg. A rákosi vipera fokozottan védett és veszélyeztetett fajként prioritást élvez, azonban a viperát emellett ernyőfajnak is tekinthetjük, mivel a védelmét célzó intézkedések, a számára létrehozott és kezelt füves élőhelyek más fajok, köztük a védett zöld és fűrgye gyíkok számára is ideális habitatot biztosítanak, így más fajok védelmét is elősegítik. Fontos megjegyezni továbbá, hogy a nemzeti park területén szabályozni kell a legeltetést, ugyanis a túllegeltetés a kaszáláshoz hasonló problémát okozhat a hüllők számára, így veszélyeztetheti a populációk fennmaradását [42]. A különböző élőhelytípusokat különböző mértékű és idejű legelőnyomás alá kell vetni, a felnyíló homoki gyepek már kisebb nyomás mellett is elveszíthetik borításuk jelentős részét, míg például a nedvesebb, kékperjés lápréteknél tovább lehet legeltetni, hiszen a kezeletlen, túl magasan borított élőhelyek a termoreguláció szempontjából hátrányossá válhatnak a hüllők számára. Az aktuális időjárási viszonyokat is figyelembe kell venni, mert például nagy szárazság idején a túlzott legelőnyomás, illetve a gyep taposása hosszú távon ronthatja az élőhelyek minőségét. Az időzítés is lényeges, nem tanácsoljuk például a vipera élőhelyeinek legeltetését a szülési idejükben, elsősorban augusztusban, mert ekkor a gravid nőstényeknek, majd az újszülötteknek is gyakrabban kell a felszínre jönni, ezzel csökkentve a túlélésük esélyeit. Mindezek miatt azt tanácsoljuk a nemzeti park számára, hogy a gazdákkal együttműködve olyan legeltetési tervet készítsenek, melyben az egyes területek legeltetésének tervezett ideje és mértéke szerepel és melyet a vipera védelméért dolgozó munkatársak időben véleményezhetnek, így közelítve egymáshoz a gazdák és természetvédelmi szakemberek céljait.

Összefoglaló

A természetvédelmi biológia, az ökológia és a biogeográfia tudományában kulcsfontosságú a populációk nagyságát és egyedsűrűségét meghatározó tényezők megismerése. A gyepekhez kötődő fajok, mint például a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) számára különösen nagy jelentőséggel bír az élőhelyük kezelési módja. A kutatás célja, hogy a rákosi vipera élőhelyein leginkább elterjedt három gyephasználati mód, azaz a legeltetés, a kaszálás és a kaszáló-legelő váltó hasznosítások hatását vizsgáljuk az élőhelyén előforduló hüllőfajok denzitására. A vizsgálatot a Kiskunsági Nemzeti Park területén található Peszéradacsi-réteken végeztük egy őszi és egy tavaszi aszpektus időtartama alatt. Az adatgyűjtés gyephasznosítási módonként 3-3 db 1 hektáros kvadrátban valósult meg, amelyekben ismételt mintavétel ($n=15 \times 9$) során rögzítettünk minden hüllőészlelést és a hüllők aktivitását leginkább befolyásoló operatív hőmérsékletet. Az adatok elemzéséhez *n*-mixture modelleket és modellszelekciót alkalmaztunk. A két aszpektus adatait fajonként külön-külön vizsgáltuk azon fajok esetében, ahol min. 5 megfigyelést rögzítettünk. A felmérések során az élőhelyeken előforduló összes hüllőfajt megfigyeltük, de csak a zöld gyík (*Lacerta viridis*, $n_{\text{ősz}}=607$, $n_{\text{tavasz}}=241$), a fürge gyík (*Lacerta agilis*, $n_{\text{ősz}}=137$, $n_{\text{tavasz}}=917$) és rákosi vipera ($n_{\text{ősz}}=10$, $n_{\text{tavasz}}=0$) esetében sikerült a minimálisan szükséges észlelésszámot elérni, ezért csak ezen fajok adatait elemeztük. Az adatokra a zero-felfűjt Poisson és a negatív binomiális hibaeloszlású modellek illeszkedtek legjobban, amelyek eredményei alapján a vizsgált fajok észlelhetőségét minden esetben szignifikánsan befolyásolta az operatív hőmérséklet, kivéve a zöld gyík őszi felmérését. A rákosi vipera és a fürge gyík denzitására a legelő gyephasznosítási mód szignifikánsan pozitív hatású, míg a kaszáló és kaszáló-legelő váltó hasznosítások negatív nem szignifikáns hatásúak voltak. A zöld gyík denzitására a gyephasznosítási mód nem mutatott hatást. A veszélyeztetett rákosi vipera és a fürge gyík számára a legeltetés az ideális gyephasznosítási mód az eredményeink szerint. Ezek figyelembevételével a természetvédelmi, illetve fajmegőrzési célú élőhelykezelések hatékonysága érdekében a kaszálás és a kaszáló-legelő váltó gyephasználat helyett a legeltetést kell előtérbe helyezni, ezáltal elősegítve a gyepeken élő fajok védelmét.

Abstract

The effect of grassland use mode on the density of three reptile species (*Vipera ursinii*, *Lacerta agilis*, *Lacerta viridis*) in Turjánvidék of the Felső-Kiskunság

Understanding the determinants of population size and density is essential in the sciences of conservation biology, ecology, and biogeography. Species associated with grasslands, such as the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*), are of particular importance in the way their habitat is managed. The aim of the research was to investigate the effect of the three most common grassland use mode: grazing, mowing and meadow-pasture switching use, on the density of reptile species occurring in the habitat. The study was carried out on the meadows of Peszéradacs in the Kiskunság National Park during an autumn and a spring aspect in 2019-2020. Sampling was implemented in 3-3 1-hectare quadrats per grassland usage mode, in which we recorded operational temperatures by 5 minute intervals that most affected reptile detection and reptile counts during repeated sampling ($n = 15 \times 9$). N-mixture models and model selection were used to analyze the data. Data from the two aspects were analyzed separately for each species where min. 5 observations were recorded. All reptile species in the habitats were observed during the surveys, however only the European green lizard (*Lacerta viridis*, $n_{\text{autumn}} = 607$, $n_{\text{spring}} = 241$), the sand lizard (*Lacerta agilis*, $n_{\text{autumn}} = 137$, $n_{\text{spring}} = 917$) and the Hungarian meadow viper ($n_{\text{autumn}} = 10$, $n_{\text{spring}} = 0$) records reached minimum required number of observations, therefore only the data of these species were analyzed. The zero-inflated Poisson and the negative binomial error distribution models fitted best to the data, and the results showed that the detectability of the studied species was significantly affected by the operating temperature in all cases, except for the autumn survey of the green lizard. The pasture use mode had a significant positive effect on the density of the Hungarian meadow viper and the sand lizard, while the mowing and meadow-pasture switching use had a negative non-significant effect. The density of the green lizard was not affected by the grassland usage mode. For the endangered hungarian meadow viper and the sand lizard, pasture use is the best grassland use mode according to our results. In view of the above, in order to ensure the efficiency of habitat management for nature and species conservation purposes, grazing should be given priority over mowing and meadow-pasture- switching grassland use, thus promoting the protection of species living on grasslands.

Irodalomjegyzék

- 1) Paruelo JM, Lauenroth WK, Burke IC, Sala OE (1999) Grassland Precipitation-Use Efficiency Varies Across a Resource Gradient. *Ecosystems* 2 64–68 <https://doi.org/10.1007/s100219900058>
- 2) Anderson RC (2006) Evolution and origin of the Central Grassland of North America: climate, fire, and mammalian grazers. *J Torrey Bot Soc* 133(4) 626–647 [https://doi.org/10.3159/1095-5674\(2006\)133\[626:EAOOTC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3159/1095-5674(2006)133[626:EAOOTC]2.0.CO;2)
- 3) Bennie J, Huntley B, Wiltshire A, Hill MO, Baxter R (2008) Slope, aspect and climate: spatially explicit and implicit models of topographic microclimate in chalk grassland. *Ecol Model* 216(1) 47–59 <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.04.010>
- 4) Conant RT, Paustian K, Elliott ET (2001) Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecol Appl* 11(2) 343–355 [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0343:GMACIG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0343:GMACIG]2.0.CO;2)
- 5) Tilman D, Wedin D, Knops J (1996) Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379 718–720 <https://doi.org/10.1038/379718a0>
- 6) Tilman D, Reich P, Knops J (2006) Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature* 441 629–632 <https://doi.org/10.1038/nature04742>
- 7) Dukes J (2001) Biodiversity and invasibility in grassland microcosms. *Oecologia* 126 563–568 <https://doi.org/10.1007/s004420000549>
- 8) Deák B, Valkó O, Török P, Tóthmérész B (2016) Factors threatening grassland specialist plants - A multi-proxy study on the vegetation of isolated grasslands. *Biol Conserv* 204 255–262 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.023>
- 9) Hilpold A, Seeber J, Fontana V, Niedrist G, Rief A, Steinwandter M, Tasser E, Tappeiner U (2018) Decline of rare and specialist species across multiple taxonomic groups after grassland intensification and abandonment. *Biodivers Conserv* 27 3729–3744 <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1623-x>
- 10) Kovács A, Demeter I, Fatér I, Bagyura J, Nagy K, Szitta T, Firmánszky G, Horváth M (2008) Current efforts to monitor and conserve the Eastern Imperial Eagle *Aquila heliaca* in Hungary. *Ambio* 37(6) 457–459 [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2008\)37\[460:CETMAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[460:CETMAC]2.0.CO;2)
- 11) Fehérvári P, Solt S, Palatitz P, Barna K, Ágoston A, Gergely J, Nagy A, Nagy K, Harnos A (2012) Allocating active conservation measures using species distribution models: a

- case study of red-footed falcon breeding site management in the Carpathian Basin. Anim Conserv 15(6) 648-657 <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00559.x>
- 12) Faragó S, Spakovszky P, Raab R (2014) Conservation of Great Bustard (*Otis tarda*) Population of the Mosoni-Plain - A Success Story. Ornith Hungarica 22(2) 14-31 <https://doi.org/10.2478/orhu-2014-0015>
 - 13) Méhely L (1893) A magyar fauna egy új mérges kígyója. Matematikai és természettudományi értesítő 12 87-92
 - 14) Dankovics R, Halpern B, Pellinger A, Péchy T, Somlai T, Sós E, Szövényi G, Takács G (2004) Rákosi vipera fajmegőrzési terv. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal
 - 15) Mizsei E, Zinenko O, Sillero N, Ferri V, Roussos SA, Szabolcs M (2018) The distribution of meadow and steppe vipers (*Vipera graeca*, *V. renardi* and *V. ursinii*): a revision of the New Atlas of Amphibians and Reptiles of Europe. Basic Appl Herpetol 32 77-83 <https://doi.org/10.11160/bah.94>
 - 16) Péchy T, Halpern B, Sós E, Walzer C (2015) Conservation of the Hungarian meadow viper *Vipera ursinii rakosiensis*. Int Zoo Yearb 49 89-103 <https://doi.org/10.1111/izy.12088>
 - 17) Grime JP (1973) Competitive exclusion in herbaceous vegetation. Nature 242 344-347 <https://doi.org/10.1038/242344a0>
 - 18) Armstrong RA, McGehee R (1980) Competitive exclusion. Am Nat 115(2) 151-170 <https://doi.org/10.1086/283553>
 - 19) Belsky AJ (1992) Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. J Veg Sci 3(2) 187-200 <https://doi.org/10.2307/3235679>
 - 20) Willems JH (1983) Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. Vegetatio 52(3) 171-180 <https://doi.org/10.1007/BF00044994>
 - 21) Falińska K (1999) Seed bank dynamics in abandoned meadows during a 20-year period in the Białowieża National Park. J Ecol 87(3) 461-475 <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00364.x>
 - 22) Isselstein J, Jeangros B, Pavlu V (2005) Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe—a review. Agron Res 3(2) 139-151

- 23) Sutherland WJ, Pullin AS, Dolman PM, Knight TM (2004) The need for evidence-based conservation. *Trends Ecol Evol* 19(6) 305-308
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.018>
- 24) Cromsigt JP, Kerley GI, Kowalczyk R (2012) The difficulty of using species distribution modelling for the conservation of refugee species—the example of European bison. *Divers Distrib* 18(12) 1253-1257 <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00927.x>
- 25) Tälle M, Deák B, Poschlod P, Valkó O, Westerberg L, Milberg P (2016) Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agric Ecosyst Environ* 222 200-212 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- 26) Vadász C, Máté A, Kun R, Vadász-Besnyői V (2016) Quantifying the diversifying potential of conservation management systems: An evidence-based conceptual model for managing species-rich grasslands. *Agric Ecosyst Environ* 234 134-141
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.044>
- 27) Molnár Z, Kelemen A, Kun R, Máté J, Sáfián L, Provenza F, Díaz S, Barani H, Vadász C (2020) Knowledge co-production with traditional herders on cattle grazing behaviour for better management of species-rich grasslands. *J Appl Ecol* 57(9) 1677-1687
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13664>
- 28) Shine R, Kearney M (2001) Field studies of reptile thermoregulation: how well do physical models predict operative temperatures? *Funct Ecol* 15 282-288
<http://www.jstor.org/stable/2656513>.
- 29) Kearney MR, Porter WP (2019) NicheMapR – an R package for biophysical modelling: the ectotherm and Dynamic Energy Budget models. – *Ecography*
<https://doi.org/10.1111/ecog.04680>
- 30) Royle JA (2004) N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60 108-115 <https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>
- 31) Kidwai Z, Jimenez J, Louw CJ, Nel HP, Marshal JP (2019) Using N-mixture models to estimate abundance and temporal trends of black rhinoceros (*Diceros bicornis* L.) populations from aerial counts. *Glob Ecol Conserv* 19 e00687
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00687>
- 32) Fiske I, Chandler R, (2011) unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *J Stat Softw* 43 1–23
<https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>

- 33) Royle JA, Dorazio RM (2008) Hierarchical modeling and inference in ecology: the analysis of data from populations, metapopulations and communities. Academic Press
- 34) Mizsei E, Fejes Z, Malatinszky Á, Lengyel S, Vadász C (2020) Reptile responses to vegetation structure in a grassland restored for an endangered snake. *Community Ecol* 21 203–212 <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00019-2>
- 35) Collins SL, Knapp AK, Briggs JM, Blair JM, Steinauer EM (1998) Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Sci* 280 745-747
<https://doi.org/10.1126/science.280.5364.745>
- 36) Bogert C (1949) Thermoregulation in Reptiles, A Factor in Evolution. *Evol* 3(3) 195-211 <https://doi.org/10.2307/2405558>
- 37) Adolph SC, Porter WP (1993) Temperature, activity, and lizard life histories. *Am Nat* 142(2) 273-295 <https://doi.org/10.1086/285538>
- 38) House SM, Taylor PJ, Spellerberg IF (1979) Patterns of daily behaviour in two lizard species *Lacerta agilis* L. and *Lacerta vivipara* Jacquin. *Oecologia* 44(3) 396-402
<https://doi.org/10.1007/BF00545244>
- 39) Rismiller PD, Heldmaier G (1988) How photoperiod influences body temperature selection in *Lacerta viridis*. *Oecologia* 75(1) 125-131
<https://doi.org/10.1007/BF00378825>
- 40) Humbert JY, Ghazoul J, Sauter GJ, Walter T (2010) Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *J Appl Entomol* 134(7) 592-599
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2009.01503.x>
- 41) Jellinek S, Parris KM, McCarthy MA, Wintle BA, Driscoll DA (2014) Reptiles in restored agricultural landscapes: the value of linear strips, patches and habitat condition. *Anim Conserv* 17(6) 544-554 <https://doi.org/10.1111/acv.12121>
- 42) Howland B, Stojanovic D, Gordon IJ, Manning AD, Fletcher D, Lindenmayer DB (2014) Eaten out of house and home: impacts of grazing on ground-dwelling reptiles in Australian grasslands and grassy woodlands. *PloS one* 9(12) e105966
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105966>

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom témavezetőimnek, Dr. Korsós Zoltánnak és Mizsei Edvárdnak az átfogó és alapos témavezetésért. A terepi felmérésekben részt vett Bancsik Barnabás, Móré Attila, Mizsei Edvárd, Radovics Dávid, Rák Gergő, dr. Szabolcs Márton és Wenner Bálint, akiknek ezúton köszönöm a segítségüket. Végül szeretnék köszönetet mondani Dr. Vadász Csabának, amiért a Kiskunsági Nemzeti Park területén végezhattünk terepi adatgyűjtést.