



**INTÉZMÉNYI TUDOMÁNYOS DIÁKKÖRI KONFERENCIA
2024. november 20.**

**GYEPEK TERMÉSZETESSÉGÉNEK ÉS ÜDESÉGÉNEK HATÁSA A
HÜLLŐFAJOK DENZITÁSÁRA A RÁKOSI VIPERA (*VIPERA URSINII*
RAKOSIENSIS) KISKUNSÁGI ÉLŐHELYEIN**

**Influence of grassland wetness and naturalness on reptile density in the
habitats of the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*) in the
Kiskunság**

Készítette: **Ladnyik Zsolt**
KAK84D
Természetvédelmi mérnök alapképzés
Nappali tagozat
Szent István Campus

Témavezető: **Dr. Malatinszky Ákos**, egyetemi docens
Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet
Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

Társtémavezető: **Dr. Mizsei Edvárd**, projektkoordinátor
Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság

Szent István Campus

Lehetséges OTDK szekció: Agrártudományi szekció

**Gödöllő
2024**

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3
2. Célkitűzések.....	7
3. Irodalmi áttekintés.....	8
3.1. Az élőhelyeik természetességének és üdeségének hatása a hüllőkre általánosságban ...	8
3.2. Az élőhelyeik természetességének és üdeségének hatása a vizsgált taxonokra.....	9
4. Anyagok és módszerek.....	12
4.1. A vizsgált területek	12
4.2. A vizsgált taxonok általános jellemzése	13
4.3. Az adatgyűjtés módja.....	16
4.3.1. Hüllőadatok gyűjtése.....	16
4.3.2. A denzitás magyarázó változóinak gyűjtése.....	17
4.3.3. Az észlelhetőség magyarázó változóinak gyűjtése.....	18
4.4. Az elemzés módszere.....	18
5. Eredmények.....	21
5. 1. Rákosi vipera.....	21
5. 2. Rézsikló	23
5. 3. Homoki gyík.....	24
5. 4. Férge gyík.....	26
5. 5. Zöld gyík	28
6. Következtetések	30
7. Összefoglalás.....	34
8. Köszönetnyilvánítás.....	35
9. Irodalomjegyzék	36

1. Bevezetés

Az 1992-ben Rio De Janeiróban megkötött Biológiai Sokféleség Egyezmény céljából azt tűzte ki, hogy 2010-ig megállítja a biodiverzitás csökkenését a Földön. Ugyan, ezt a megállapodást a világ országainak többsége ratifikálta, a kitűzött dátumig nem sikerült elérni a célt, sőt azóta az élővilág változatosságának hanyatlása még inkább felgyorsult, és még mindig egyike a legnagyobb környezeti problémáknak (Cardinale et al. 2012, Dinerstein et al. 2020). A hüllőket (Reptilia) más csoportokhoz hasonlóan szintén érintik ezek a negatív folyamatok, az osztály több mint 10 000 ismert fajának globálisan 21%-a van mérsékelt fenyegetettnél rosszabb vörös lista kategóriában. A fő veszélyeztető tényező a pikkelyes hüllők (Squamata) esetében az élőhelyeiknek elsősorban mezőgazdasági okokból történő degradálódása és megsemmisülése, míg a teknősöket (Testudines) és a krokodilokat (Crocodylia) leginkább az emberi halászat és vadászat fenyegeti (Cox et al. 2022). Számos további tényező is veszélyezteti ezt a parafiletikus állatcsoportot, így többek között a betegségek (Seigel et al. 2003, Allender et al. 2016), az inváziós fajok (Griffiths & McKay 2007, Molnár et al. 2018, Piquet & López-Darias 2021), a klímaváltozás (Penman et al. 2010, Moreira et al. 2023) és a vadon élő példányok illegális kereskedelme (Marshall et al. 2020).

A recens hüllőfajok túlnyomó többsége a pikkelyes hüllők (Squamata) rendjébe tartozik (Gable et al. 2023). Ezen klád tagjai rendkívül különböző körülményekhez alkalmazkodtak, szinte minden szárazföldi élőhelyen megtalálhatóak (Vitt et al. 2003). Közöttük, de legfőképpen a gyíkok között sok a kistestű, rövid élettartalmú, gyorsan szaporodó generalista taxon, amik az ember által jelentősen átalakított élőhelyeken is megtalálják az életfeltételeiket, így gyorsan tudnak alkalmazkodni a környezeti változásokhoz (Todd et al. 2010). Ennek köszönhetően globálisan alacsonyabb (19,6%) a sebezhető, veszélyeztetett, vagy súlyosan veszélyeztetett státuszú fajok aránya, mint a teknősök (57,9%) és a krokodilok (50%) esetében, viszont ez is jelentős (Cox et al. 2022). A rossz természetvédelmi helyzetben lévő pikkelyes hüllő fajokat gyakran jellemzi az alábbi tulajdonságok közül legalább egy: nagy testméret, lassú szaporodás, hosszú élettartam, valamint kicsi elterjedési terület, ahol gyakran endemikusak. Gyakori az is, hogy valamilyen szempontból specialisták (Todd et al. 2010).

A pikkelyes hüllők közül 1738 faj a gyepterületekhez kötődik (IUCN). Az utóbbi életközösségek alkotják bolygónk egyik legnagyobb kiterjedésű biomját, mintegy 40%-át teszik ki a Föld szárazföldi élőhelyeinek, és rendkívüli fajgazdagsággal rendelkeznek, amely

néha még a trópusi esőerdőkével is vetekszik. A mérsékelt égövi gyepterületek rosszabb helyzetben vannak, mint a trópusi füvesélőhelyek, a történelem során majdnem a felük (46%) odaveszett az emberi tevékenységek következtében, és mindössze a 4%-uk áll valamilyen formában védelem alatt, ezzel a világ legveszélyeztetettebb életközösségei közé tartoznak (Petermann & Buzhdygan 2021). Éppen ezért fontos minden olyan kutatás, amely az ilyen élőhelyeket vizsgálja természetvédelmi szempontból. Mintegy 494 faj kötődik a pikkelyes hüllők rendjéből a mérsékelt övi gyepekhez, közülük az IUCN vörös listája szerint jelenleg 385 faj (77,9%) nem fenyegetett, 21 faj (4,3%) mérsékelten fenyegetett, 28 faj (5,7%) sebezhető, 39 faj (7,9 %) veszélyeztetett, 6 faj (1,2%) súlyosan veszélyeztetett, míg 15 faj (3%) adathiányos (IUCN).

A viperafélék (Viperidae) a kigyók alrendjének egy széles körben elterjedt, élőhelyüket és életmódjukat tekintve rendkívül változatos családja, amelyre jellemző az álelevenítség, a lassú anyagcsere és az alacsonyabb energiaigény (Fenwick et al. 2011, Nowak et al. 2008). Ennek köszönhetően a klád néhány tagja a hidegebb klímához is jól alkalmazkodott, így az Egyenlítőtől olyan távolságra, valamint a hegységekben olyan tengerszint feletti magasságban is megtalálhatóak ezen csoport tagjai, ahol más kigyók már nem fordulnak elő (Maritz et al. 2016). Ugyanakkor éppen a lassabb életmenetükből fakadó hátrány, hogy érzékenyebbek a hüllőket jelenleg fenyegető veszélyeztető tényezőkre is (Maritz et al. 2016, Greene & Campbell 1992). Erre jó példa, hogy az Európában, Anatóliában, a Kaukázusban, Északnyugat-Afrikában, valamint Közép- és Észak-Ázsiában elterjedt *Vipera* genus huszonegy faja közül mindössze kettőt sorolnak a nem fenyegetett kategóriába, a többi taxon közül hat mérsékelten fenyegetett, hat sebezhető, négy veszélyeztetett, három pedig súlyosan veszélyeztetett (IUCN). Ebbe a kládba tartozik a gypesspecialista parlagi vipera (*Vipera ursinii*), melynek alacsonyabb tengerszint feletti magasságon előforduló alfajai, a súlyosan veszélyeztetett moldáv parlagi vipera (*Vipera ursinii moldavica*) és a veszélyeztetett rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) valamivel rosszabb természetvédelmi helyzetben vannak, mint a magashegységi alfajok, a sebezhető francia parlagi vipera (*Vipera ursinii ursinii*) és a veszélyeztetett karsztvipera (*Vipera ursinii macrops*). Az előbb említett két sík-és dombvidéki taxon visszaszorulásának fő oka a korábban számukra élőhelyet jelentő füvesélőhelyek intenzív kezelése, illetve beszántása (Péchy et al. 2015, Mizsei et al. 2018, Console et al. 2020). A rákosi vipera a XX. század elején még gyakori mérgeskígyója volt a Bécsi-medencének, a Fertő környékének, a Hanságnak, a Duna–Tisza közének, valamint az Erdélyi-medencének (Méhely 1912). Azóta Ausztriából kipusztult, ma már csak Magyarországon a Kiskunságban és a Hanságban, valamint

Romániában az Erdélyi-mezőségben maradt fenn (Péchy et al. 2015, Sos et al. 2020, Mizsei et al. 2018).

Jelenleg az alfaj védelmét a „A rákosi vipera természetvédelmi helyzetének javítása a Pannon-régióban” nevű LIFE projekt segíti. Az utóbbi keretében egy monitorozási program zajlik a Kiskunsági Nemzeti Park Peszéradacsi és Bugaci részterületein, melynek célja azt figyelemmel kísérni, hogy a különböző fajvédelmi tevékenységek milyen hatással vannak ezen ritka kígyó jelenlétének valószínűségére és egyedsűrűségére. Az adatgyűjtés keretében nemcsak a rákosi vipera, hanem öt másik pikkelyes hüllő faj észlelései is rögzítésre kerülnek. Az utóbbi oka egyrészt az, hogy rejtőzködő életmódjuknak köszönhetően a kígyók rendelkeznek a legalacsonyabb detektabilitással a hüllők közül (Durso et al. 2011, Ward et al. 2017, Choquette et al. 2024), amely különösen igaz az olyan ritka, alacsony egyedszámú taxonokra, mint a rákosi vipera. Másrészt erőforrásoptimalizálási okokból célszerűbb, ha a monitorozási programok nem egyetlen ritka célfajra fókuszálnak, hanem több taxonra is (Manley et al. 2004). Annak köszönhetően, hogy az elsősorban a rákosi vipera védelmét segítő adatgyűjtő tevékenység során más hüllőfajok észlelései is felvételre kerülnek, ezen kígyó ernyőfajnak is tekinthető (Roberge & Angelstam 2004).

A rákosi vipera jelenlegi kiskunsági élőhelyeit a múltban különböző intenzitással használta az ember: volt amelyik az elmúlt évszázadok során végig gyeppel maradt, de ezek között is akadt olyan, amit a túlhasználat erőteljesen degradált, míg vannak olyanok is, amelyek a fásítás vagy a szántóföldi gazdálkodás áldozatául estek (Vidéki & Máté 2007, Vajda 2007). A szántóföldi kultúrák miatt feltört területek közül több a felhagyásukat követő spontán szukcesszió által, valamint a természetvédelmi erőfeszítéseknek köszönhetően azóta ismét gyeppel (Vajda 2007, Molnár 2022) és a fásított területek között is voltak olyanok, ahol a fás szárú vegetáció eltávolítása után gyeprekonstrukciót végeztek el (Mizsei et al. 2020, Molnár 2022). Mindebből látható, hogy a Kiskunságban a rákosi vipera élőhelyéül szolgáló gyepek múltja nagyban eltér egymástól, emiatt pedig azok természetessége is igen változó (1. , 2. , 3. , 4. ábra) (Vidéki & Máté 2007, Mizsei et al. 2020, Molnár 2022).

A Peszéradacsi-réteken és Bugacon számos, egymással mozaikoló, különböző vízháztartású gyeptípus található. Közülük a legszárazabb termőhelyen a nyílt homokpusztagyepek vannak (ÁNÉR kód: G1), a homoki sztyepprétek (3. ábra, ÁNÉR kód: H5b) már valamivel magasabb talajvízszintet jeleznek. Az üde füvesélőhelyeket a mocsárrétek (ÁNÉR kód: D34), a kékperjés

rétek (4. ábra, ÁNÉR kód: D2), és az üde láprétek (ÁNÉR kód: D1) képviselik. Az utóbbiak bolygónk leginkább sérülékeny élőhelyei közé tartoznak (Petermann & Buzhdygan 2021). Magyarországon az egyik legnagyobb veszélyt rájuk, az éghajlatváltozás következtében fellépő szárazodás jelenti (Czúcz et al. 2009, Deák et al. 2012). Részben az utóbbi miatt, valamint közvetlen emberi tevékenységek következtében a Duna–Tisza köze egyes részein többméteres talajvízszint süllyedés történt (Kertész et al. 2001), amire az előbb felsorolt többletvízhatásnak kitett gyepek különösen érzékenyek (Czúcz et al. 2009, Deák et al. 2012). Mindemellett ezen negatív tendencia a szárazabb élőhelyekre is kihatással van, például a homoki sztyepprétek üdébb foltjain található buckaközi cinegefűzések is veszélyeztetni (Vajda 2007). Ugyan a talajvízszintben bekövetkező depresszió a rákosi vipera kiskunsági élőhelyein nem volt olyan jelentős, mint a Duna–Tisza köze más pontjain (Szarvas 2022), de negatív következményei így is érzékelhetők: Bugacon a buckaközi kékperjések szinte teljesen eltűntek, a Peszéradacsi-réteken pedig a láptavak gyakorlatilag megszűntek (MME & KNPI 2016).



1. ábra: Degradált száraz gyepek (fotó: Mizsei Edvárd)



2. ábra: Degradált üde gyepek (fotó: Mizsei Edvárd)



3. ábra: Homoki sztyepprét (fotó: Mizsei Edvárd)



4. ábra: Kékperjés rét (fotó: Mizsei Edvárd)

2. Célkitűzések

Ahogy a Bevezetésben is látható volt, a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) kiskunsági élőhelyein a gyepek természetessége igen változó, melyet főleg azoknak a múltbeli antropogén használatának intenzitása határoz meg. Emellett a Peszéradacsi-réteken és Bugacon egymással nagymértékben mozaikoló, különböző üdeségű gyeptársulások találhatók meg, melyek közül a többletvízhatást igénylőket nagymértékben veszélyezteti hazánk éghajlatának klímaváltozás miatti szárazodása. Mindezek miatt kutatásunk során a LIFE program keretében zajló hullőmonitoring kvadrátjainak természetességi és üdeségi értékeinek, valamint az azokban gyűjtött hullőadatok felhasználásával az alábbi kérdésekre szeretnénk választ kapni:

1. Hogyan befolyásolja a gyepek természetessége a rákosi vipera kiskunsági élőhelyein előforduló pikkelyes hullő fajok denzitását?
2. Hogyan befolyásolja a gyepek üdesége a rákosi vipera kiskunsági élőhelyein előforduló pikkelyes hullő fajok denzitását?

3. Irodalmi áttekintés

3.1. Az élőhelyeik természetességének és üdeségének hatása a hüllőkre általánosságban

A hüllők rendkívüli változatosságának köszönhetően akadnak közöttük olyan fajok, amelyek olyan erős antropogén hatás alatt álló környezetben is előfordulnak, mint a mezőgazdasági monokultúrák és a települések. Az esetek túlnyomó többségében ugyanakkor a féltermészetes és a természetes élőhelyeken találhatók meg a legnagyobb faj- és egyedszámban (Masterson et al. 2009, Vignoli et al. 2017). A hüllők számára nagyon fontosak a természetes növényzet jellemvonásai, hiszen azok kihatással vannak a táplálékbázisukra, a termoregulálási lehetőségeikre, a tojásrakási helyszíneikre, a mikroklímára és a búvóhelyek elérhetőségére (Fetcher et al. 1985). Minél komplexebb a vegetáció, annál több niche áll rendelkezésre a hüllők számára, ezzel lehetővé téve számos faj együttes jelenlétét (Pianka 1967). Az élőhelyek antropogén használatának módja és mikéntje jelentős hatással van számos élőlényre, és ez a gyepek esetében is igaz, amelyeknél meghatározó, hogy kaszálással vagy legeltetéssel vannak-e hasznosítva. A hüllőkre például az előbbi negatív hatású, míg az utóbbi egy bizonyos mértékig kifejezetten kedvezően tud hatni a fajgazdagságukra és az abundanciájukra (Neilly et al. 2018, Broom 2018, Mizsei et al. 2023a).

Egy kutatás során a marokkói Souss-Massa Nemzeti Parkban a degradáltságuk alapján négy kategóriába sorolták az élőhelyeket (nem, enyhén, közepesen, illetve erősen degradált), és ez alapján vizsgálták, hogy a leromlás mértéke mennyire befolyásolja a hüllők fajgazdagságát és abundanciáját (Elbahi et al. 2023). A túllegeltetéssel, valamint a fás szárú vegetáció kitermelésével legjobban érintett, erősen degradált kategóriában szignifikánsan alacsonyabb volt a hüllők diverzitása és abundanciája, mint a másik három kategóriában. Néhány taxon, például az összes kígyófaj hiányzott az erősen degradált és a közepesen degradált élőhelyekről (Elbahi et al. 2023). Egy hasonló kutatás Egyiptomban vizsgált három antropogén zavarásnak kitett és három, annak elkerülése érdekében körbekerített területet. Hasonló eredmény született: a hüllők denzitása és fajszáma nagyobb volt a kerítéssel védett élőhelyfoltokon. Ugyan a nyílt élőhelyekhez kötődő sivatagi specialista fajok közül az összes jelen volt mind a zártabb vegetációjú védett, mind a nyíltabb vegetációjú nem védett vizsgálati területeken, a zavart élőhelyeken így is alacsonyabb egyedszámmal voltak jelen, így azok számukra is mindössze szuboptimálisak voltak (Attum et al. 2006).

Az üdeséggel kapcsolatban általános következtetéseket nem lehet levonni a hüllők esetében, ugyanis nagyfokú változatosságuknak köszönhetően éppúgy jelen vannak bolygónk legszárazabb éghajlatú területein, mint az édesvizekben és óceánokban (Morton & James 1988, Attum et al. 2006, Attum et al. 2008, Ukuwela et al. 2017).

3.2. Az élőhelyeik természetességének és üdeségének hatása a vizsgált taxonokra

Az alábbiakban, a fellelhető irodalmi adatokat figyelembe véve ismertetem, hogy az élőhelyeik természetessége és üdesége milyen hatással van a jelen kutatás során vizsgált taxonok jelenlétére és denzitására.

Zöld gyík (*Lacerta viridis*)

Hazánk leggeneralistább hüllője, amely még a nagymértékben antropogén zavarásnak kitett élőhelyeken is előfordul (Iftime & Iftime 2007, Heltai et al. 2015, Harnos & Magos 2021). Egy közelmúltbeli bugaci kutatás eredménye alapján egy degradált, korábban erdei fenyővel (*Pinus sylvestris*) és fehér akáccal (*Robinia pseudoacacia*) borított gyeprekonstrukciós területen nagyobb volt a faj denzitása, mint a közeli nagyobb természetességű gyepeken, egyedülként a vizsgált taxonok közül (Kovács 2022). A zöld gyík élőhelye üdeségének tekintetében is tágtűrősebb, a száraz homoki gyepeken éppúgy előfordul, mint az üde réteken (Péntek et al. 2018).

Fürge gyík (*Lacerta agilis*)

Nagyobb rokonához hasonlóan ez a taxon is előfordul nagymértékben emberi hatás alatt álló élőhelyeken (Covaciu-Marcov et al. 2006, Heltai et al. 2015, Becker & Buchholz 2016, Harnos & Magos 2021). Azonban az előző bekezdésben már említett bugaci kutatás eredménye alapján, a degradáltabb gyeprekonstrukciós helyszínen alacsonyabb volt a denzitása, mint a referenciaként kezelt természetközeli gyepeken (Kovács 2022). Régióinkban a faj leginkább a nedves, üde élőhelyeket preferálja azok hűvösebb és párásabb mikroklímája miatt (Covaciu-Marcov et al. 2006, Péntek et al. 2018, Mizsei et al. 2020, Harnos & Magos 2021, Boyer et al. 2023).

Homoki gyík (*Podarcis tauricus*)

Ez a kistestű gyík túlnyomórészt az alacsony magasságú, felnyíló lágyszárú vegetációval borított élőhelyeken fordul elő (Vacheva et al. 2020, Vacheva & Naumov 2024, Babocsay et al.

2024). Élőhelyigényét elterjedési területének egészen olyan extrém száraz termőhelyeken kialakult gyeptársulások elégítik ki, mint a Pannon biogeográfiai régió nyílt homokpusztagyepjei (ÁNÉR kód: G1) (Babocsay et al. 2024). Sok esetben degradáltabb élőhelyeken is megjelenik, amit gyakran azok alacsony növényzeti összborítása tesz lehetővé (Covaciu-Marcov et al. 2006, Mollov & Valkanova 2009, Babocsay et al. 2024). Ugyanakkor egy, a Peszéradacsi-réteken és Bugacon folyó hullőmonitoring adatait felhasználó élőhelypreferencia vizsgálat kimutatta, hogy a vizsgált területeken kizárólag a nyílt homokpusztagyepet preferálja, a többi élőhelynél elkerülés volt kimutatható. Az utóbbi igaz volt a jellegtelen száraz-félszáraz gyepekre (ÁNÉR kód: OC) is, annak ellenére, hogy erről a gyeptípusról származott a második legtöbb észlelése a fajnak a monitorozási program során (Babocsay et al. 2024). Emellett a ürge gyíkhöz hasonlóan a bugaci gyeprekonstrukciós területen alacsonyabb denzitással volt jelen, mint a környező nagyobb természetességű gyepeken (Kovács 2022), és Bulgáriában is megfigyelhető volt, hogy két urbánus környezetben lévő dombon alacsonyabb volt az abundanciája, mint természetes-féltermészetes körülmények között (Mollov & Valkanova 2009). Mindezek alapján ezen degradáltabb élőhelyek csupán szuboptimálisak lehetnek a faj számára.

Rézsikló (*Coronella austriaca*)

Ezen állat egy hullőspecialista ragadozó, főleg gyíkokkal táplálkozik (Luiselli et al. 1996). A fajról szerzett eddigi tudásunk alapján jelenlétét leginkább a zsákmányállatainak jelenléte és denzitása határozza meg, amelyek mögött más környezeti tényezők másodlagosak (Wenner 2022), így valószínűleg a természetesség és az üdeség is. Ezt valószínűsíti az is, hogy degradáltabb területeken is előfordul, ahol akár nagyobb egyedszámban is jelen lehet, mint természetes-féltermészetes körülmények között (Najbar 2006, Graitson et al. 2020, Harnos & Magos 2021). Mindemellett e siklóféle szárazabb és üdebb élőhelyeken is megtalálható (Harnos & Magos 2021), melyek eltérő prédakínálatot nyújtanak számára (Wenner 2022).

Rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*)

A homoki gyíkhöz hasonlóan ezen kígyó esetében is történt egy élőhelypreferencia vizsgálat a hullőmonitoring adatai alapján, melynek érdekes eredménye volt: a preferált élőhelyek közül a rákosi vipera által legjobban előnyben részesített homoki sztyepprétek (ÁNÉR kód: H5b) után a jellegtelen száraz-félszáraz gyepek (ÁNÉR kód: OC) a második helyen álltak (Rák 2024). Elsőre meglepőnek tűnhet, hogy akár ezen degradáltabb füvesélőhelyek között is

vannak olyanok, amelyek alkalmasak a taxon számára, de erre van néhány potenciális magyarázat. Az utóbbiak közé tartozik az ilyen gyepekre gyakran jellemző diverz egyenesszárný közösség (Kenyeres et al. 2019) és az elhagyatott rágcsálójáratok magas száma (Rák 2024). Az előbbi változatos prédakínálatot, míg az utóbbi megfelelő mennyiségű búvó-és telelőhelyet biztosít az alfajnak. Mindemellett az ebbe a kategóriába tartozó gyepek egy része a taxon számára kifejezetten alkalmas vegetációstruktúrával rendelkezik (Budai 2024). Bugacon és a Peszéradacsi-réteken az alacsonyabb természetességű gyeptársulások gyakran közvetlen összeköttetésben állnak a természetközeli füvesélőhelyekkel, ami szintén elősegíti a rákosi vipera megjelenését a jellegtelen száraz-félszáraz gyepeken (Rák 2024). Ugyanakkor az alfaj limitált diszperziós képessége miatt ez a kolonizáció akár egy évtizedig is eltarthat (Kovács 2022).

A rákosi viperával kapcsolatos élőhelypreferencia vizsgálat egy másik eredménye az volt, hogy jelenlétének valószínűsége csökken a különböző élőhelyek találkozásánál kialakult ökotonoktól távolodva (Rák 2024). Ez azzal magyarázható, hogy e ritka mérgeskígyó kis kiterjedésű mozgáskörzete ellenére (Újvári & Korsós 1997) több, egymástól eltérő élőhelyet igényel. Egyrészt termoregulációs és hidratálási okokból tavasszal inkább a szárazabb gyepeket preferálja, majd nyáron a meteorológiai viszonyok melegebbé és szárazabbá válásával a hűvösebb mikroklímájú üde rétekre húzódik le (Újvári & Korsós 1997, Szarvas 2022, Rák 2024). Másrészt a nyílt homokpusztagyepek (ÁNÉR kód: G1), a homoki sztyepprétek (ÁNÉR kód: H5b) és az üde rétek (ÁNÉR kódok: D1, D2, D34) egymástól jól elkülöníthető egyenesszárný faunával rendelkeznek, így ha ezek közül több is rendelkezésre áll egy példány aktivitási területén belül, akkor az válogathat a különböző füvesélőhelyek nyújtotta zsákmánykínálat között (Szövényi 2007). Harmadrészt ezen gyeptípusok eltérő vegetációstruktúrával rendelkeznek, ezért más-más lehetőségeket nyújtanak a ragadozók elől történő rejtőzködésre és a termoregulációra (Budai 2024, Rák 2024). Mindezekből látható, hogy a különböző jellegű élőhelyek együttes, nagymértékben mozaikoló jelenléte lehetőséget ad a rákosi vipera számára, hogy limitált mozgáskörzetén belül is ki tudja elégíteni ökológiai igényeit.

4. Anyagok és módszerek

4.1. A vizsgált területek

Bugac

A Kiskunsági Nemzeti Park legnagyobb részterülete, egyben Bócsa–bugaci homokpuszta néven kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület (HUNK20024). Életföldrajzi besorolás szerint a Homokhátsághoz tartozik. Domborzata rendkívül változatos: található itt két buckasor, valamint valamivel síkabb területek is. A legjellemzőbb füvesélőhelyek itt a nyílt homokpusztagyepek (ÁNÉR kód: G1) és a homoki sztyepprétek (ÁNÉR kód: H5b), melyek mellett alacsonyabb számban a kékperjés rétek (ÁNÉR kód: D2) is jelen vannak. Az őshonos fásszárú vegetációt a homoki borókás–nyarasok (ÁNÉR kód: M5) képviselik. A területen számos védett és fokozottan védett faj előfordul, így többek között a fűrészlábú szöcske (*Saga pedo*), a bütyköshátú ormányosbogár (*Herpes porcellus*), a szalakóta (*Coracias garrulus*) a homoki báránypirosító (*Alkanna tinctoria*), homoki nőszirm (*Iris arenaria*), a homoki vértő (*Onosma arenaria*), a homoki kikerics (*Colchicum arenarium*) és a bugaci nőszőfű (*Epipactis bugacensis*) (Vajda 2007, MME& KNPI 2016).

Peszéradacsi-rétek

A Kiskunsági Nemzeti Park ezen részterülete is kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület (Felső-kiskunsági turjánvidék, HUKN20003). A Turjánvidékhez tartozik, de a déli részén már megjelennek a Homokhátság buckái. Az utóbbi területről a felszín alatt szivárgó vizeknek köszönhetően számos többletvízhatásnak kitett élőhely előfordul itt, jelen vannak az üde láprétek (ÁNÉR kód: D1), a kékperjés rétek (ÁNÉR kód: D2), és a mocsárrétek (ÁNÉR kód: D34). Itt is megtalálhatóak a homoki sztyepprétek (ÁNÉR kód: H5b), valamint a nyílt homokpusztagyepek (ÁNÉR kód: G1). A mikrodomborzat rendkívüli változatosságának köszönhetően ezek a füvesélőhelyek nagymértékben mozaikolnak ebben a tájban, emiatt számos kevert fajkészletet hordozó ökoton jött létre, ami még inkább növeli az élőhelyek itteni változatosságát. A területen a védett és fokozottan védett fajok közül előfordul többek között a mocsári kardvirág (*Gladiolus palustris*), az illatos bibircsvirág (*Gymnadenia odoratissima*), az óriás útifű (*Plantago maxima*), a szártalan csüdű (*Astragalus exscapus*), a magyar tarsza (*Isophya costata*), a szürkés hangyaboglárka (*Phengaris alcon*), a túzok (*Otis tarda*), a parlagi sas (*Aquila heliaca*), és a kígyászölvy (*Circaetus gallicus*) (Máté 2007, Vadász 2016).

4.2. A vizsgált taxonok általános jellemzése

Zöld gyík (*Lacerta viridis*) (5.ábra)

A nyakörvösgyíkfélék családjába (Lacertidae) tartozik. Elterjedési területe magában foglalja Észak-Anatóliát, a Balkánt, a Kárpát-medencét és Dél-Csehországot. Nyugat felé a Duna völgyében egészen az osztrák-német határig hatol, aerájának keleti határa pedig Ukrajnában van. Észak-Csehországban és Németország Brandenburg tartományában is található kisebb elszigetelt populációi. Magyarországon általánosan elterjedt, a hazai gyíkfajok közül a legnagyobb. A hímek torka a párzási időszakban kék színű. Kedveli a fás szárú vegetáció és füves élőhelyek határán lévő cserjékben gazdag ökotonokat. Védett, természetvédelmi értéke 25 000 forint (MME KHVSZ, Sevanu et al. 2022, Kovács & Kiss 2016).



5.ábra: Zöld gyík (fotó: Ladnyik Zsolt)

Fürge gyík (*Lacerta agilis*) (6.ábra)

A nyakörvösgyíkfélék családjába (Lacertidae) tartozik. A palearktikus faunataromány egyik legelterjedtebb hüllője, aerája Franciaországtól egészen a Bajkál-tóig nyúlik, elszigetelt populációi a Pireneusokban és Nagy-Britannia szigetén is található, viszont kontinensünk mediterrán éghajlatú térségeiből szinte teljesen hiányzik. Hatalmas elterjedési területén számos alfaja kialakult, hazánkban a *L. a. argus* fordul elő. A taxonra jellemző az ivari dimorfizmus, a nőstények színében a szürke, a hímekében pedig nagyrészt a zöld dominál. Terepi tapasztalataink alapján a vizsgált területeken a faj vöröshátú színváltozata is előfordul. Védett, természetvédelmi értéke 25 000 Ft (MME KHVSZ, Gill et al. 2022).



6. ábra: Fürge gyík (fotó: Ladnyik Zsolt)

Homoki gyík (*Podarcis tauricus*) (7. ábra)

A nyakörvösgyíkfélék családjába (Lacertidae) tartozik. Elsősorban balkáni faj, de a Fekete-tenger északi partvidéke mentén egészen a Krím-félszigetig hatol. A Pannon biogeográfiai régió populációi elszigetelődtek a taxon főbb elterjedési területétől. Hazánkban főleg nyílt homokpusztagyepeken (ÁNÉR kód: G1), valamint homoki sztyepprétek (ÁNÉR kód: H5b) felnyíló foltjain fordul elő, de aerájának túlnyomó részén más alapkőzetten kialakult felnyíló füvesélőhelyeken is jelen van. Hazánkban a Duna-Tisza köze nagy részén megtalálható, emellett előfordul még a Nyírség, a Hajdúság és a Bihari-sík bizonyos pontjain is. Védett, természetvédelmi értéke 25 000 Ft (MME KHVSZ, Babocsay et al. 2024)



7. ábra: Homoki gyík (fotó: Ladnyik Zsolt)

Rézsikló (*Coronella austriaca*) (8. ábra)

A siklófélék családjába (Colubridae) tartozik. Nagy elterjedésű faj: aerája nyugati határa az Ibériai-félsziget északi része, keleten pedig Nyugat-Szibériáig és a Kaszpi-tóig hatol. A Skandináv-félsziget déli részén éppúgy jelen van, mint Dél-Európában, az utóbbi régióban magashegységi faj. Magyarországon általánosan elterjedt, de sehol sem gyakori. Álelevenszülő. Hüllőspecialista ragadozó, főleg gyíkokat zsákmányol. Ugyan alkalmankénti kígyópredációja is ismert, de egy közelmúltban lezajlott kutatás alapján a Peszéradacsi-réteken élő rézsiklók táplálékbázisának nem része a rákosi vipera. Védett, természetvédelmi értéke 50 000 Ft (MME KHVSZ, Speybroeck et al. 2016, Péntek et al. 2018, Wenner 2022).



8. ábra: Rézsikló (fotó: Wenner Bálint)

Rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) (9. és 10. ábra)

A viperafélék családjába (Viperidae) tartozik, a parlagi vipera (*Vipera ursinii*) egyik alfaja. Korábbi aerájának nagy részéről a XX. század második felében eltűnt, ami főleg az élőhelyeit jelentő gyepek intenzív használatának és beszántásának volt köszönhető. A 2000-es évek elején a teljes hazai állományát 500 példány alá becsülték. Jelenleg Magyarországon síkvidéki populációi élnek a Hanságban és a Kiskunságban, míg Romániában az Erdélyi-mezőség dombvidékén maradtak fenn állományai. Táplálékbázisának nagyrészt egyenesszárnyúak teszik ki, de időnként fogyaszt kisebb gyíkokat és rágsálókat is. A rézsiklóhoz hasonlóan álelevenszülő, a tavaszi párzási időszak után július végén, augusztus elején jönnek világra a fiatal állatok. Fokozottan védett, természetvédelmi értéke 1 000 000 forint (Péntek et al. 2018, MME KHVSZ, Haraszty et al. 2004, Sos et al. 2020).



9. ábra: Rákosi vipera (fotó: Mizsei Edvárd)



10. ábra: Rákosi vipera (fotó: Ladnyik Zsolt)

4.3. Az adatgyűjtés módja

4.3.1. Hüllőadatok gyűjtése

Az ezen kutatás során felhasznált hüllőadatok gyűjtése 2020 és 2024 között történt meg, a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) védelmét segítő LIFE-program keretében zajló kiskunsági hüllőmonitoring során. Az adatfelvétel 29 bugaci és 70 peszéradacsi kvadrátban zajlik (11. ábra), amelyek méretük alapján két csoportra oszthatóak: a nagyok egyhektárosak, a kicsik negyedhektárosak. Az előbbieket bejárása a rögzítendő észlelésszámtól függően általában 15-45 percig, míg az utóbbiaké 5-15 percig szokott tartani. Egy évben két monitorozási időszak zajlik le, melyek időintervalluma a hüllők aktivitásához igazodik: a tavaszi felmérések április elejétől május közepéig-végéig történnek meg, míg az őszi augusztus végétől október közepéig. Egy felmérési időszakban mindegyik kvadrát legalább 10 alkalommal van bejárva. Én 2023 tavasza óta veszek részt aktívan a hüllőmonitoringban.

A mintavételi egységek felmérése során eddig 7897 zöld gyík (*Lacerta viridis*), 4432 homoki gyík (*Podarcis tauricus*), 2586 fürgye gyík (*Lacerta agilis*), 226 rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*), és 110 rézsikló (*Coronella austriaca*) pontadat született. Az adatfelvételkor az OpenBioMaps alkalmazásban a következő adatok kerültek rögzítésre: az egyed faja, az észlelés koordinátája, az észlelés ideje, az egyednek a felmérőtől való távolsága, az egyed neme (amennyiben megállapítható), valamint az egyed életkora (juvenilis, szubadult, adult).



11.ábra: A mintavételi egységek elhelyezkedése a vizsgált területeken

4.3.2. A denzitás magyarázó változóinak gyűjtése

Természetesség:

Az elemzések során az egyedsűrűség egyik magyarázó változójaként a természetességet használtuk fel. A mintavételi egységekben lévő vegetáció természetességének megállapítását három, a területet jól ismerő botanikus végezte el, a potenciális fajkészlet jelenlétén–hiányán alapuló Németh–Seregélyes-féle természetesség (Németh & Seregélyes 1989) felhasználásával. Azért ezt az osztályozási rendszert alkalmazták, mert már több mint 30 éves használata során Magyarországon remekül bevált a különböző élőhelyfoltok degradáltságának jellemzésére és már az egész országot lefedő kutatások során is alkalmazták (Bölöni et al. 2008). A terepi bejárások során a kvadrátok természetességét mindhárom botanikus külön-külön, egy 1 és 5 közötti számmal jellemezte, majd ezt a három becslést átlagolva született meg mindegyik mintavételi egységre a végleges természetességi érték. A kvadrátok átlagos természetességi értéke Bugacon 3,14, a Peszéradacsi-réteken 3,03, a vizsgált területek egészén pedig 3,06 volt.

Üdeség:

Az elemzések során az egyedsűrűség másik magyarázó változójaként az üdeséget használtuk fel. A mintavételi egységek üdeségének megállapítását ugyanazok a szakemberek végezték el, akik a természetességükre is becslést adtak. A terepi bejárások során a kvadrátok vegetációjának üdeségét mindhárom botanikus külön-külön egy 1 és 5 közötti számmal jellemezte. Az 1-es jelenti a legszárazabb (például nyílt homokpusztagyepek által dominált), míg az 5-ös a

legnagyobb többletvízhatásnak kitett (például üde rétek által dominált) körülményeket. Mindegyik kvadrát esetében a három botanikus becslésének átlagolásával született meg azok végleges üdeségi értéke. A mintavételi egységek átlagos üdeségi értéke Bugacon 2,50, a Peszéradacsi-réteken 3,03, míg a vizsgált területek egészén 2,87 volt.

4.3.3. Az észlelhetőség magyarázó változóinak gyűjtése

Operatív hőmérséklet:

A hüllők észlelhetősége ektoterm állatokként nagyban függ a külső hőmérséklettől (Moreno-Rueda & Pleguezuelos 2007, Falaschi 2021), ezért fontos figyelembe venni azt a detektabilitás vizsgálatánál. Ezen állatcsoport aktivitásának kutatásánál még jobb, ha az operatív hőmérsékletről is rendelkezésre állnak adatok, ami az a testhőmérséklet, mely a hüllők számára különböző időpontokban elérhető (Shine & Kearney 2001, O'Connor et al. 2000). Ennek értéke függ a levegő hőmérsékletétől, a felszín hőmérsékletétől, a besugárzástól, a páratartalomtól, valamint az állatok alakjától és hőelnyelésétől (Kearney & Porter 2020). Mind a Peszéradacsi-réteken, mind Bugacon található meteorológiai állomás, amelyeken a rákosi vipera színezetét és mintázatát imitáló rézből készült vipera modellek is vannak, melyek 2 percenként rögzítik egy felszínen tartózkodó viperára jellemző operatív hőmérsékletet. A többi taxonra nincs adatunk az operatív hőmérsékletről, ezért a detektálás magyarázó változójaként a rákosi viperára jellemző operatív hőmérsékletet használtuk mindegyik fajnál.

4.4. Az elemzés módszere

Az adatok elemzéséhez az N-mixture modellt használtuk fel, amely térben (kvadrátok) és időben (felmérések) megismételt bejárásokon alapulva lehetővé teszi a denzitás pontosabb megbecslését a becsült észlelhetőségi valószínűség figyelembevételével (Royle 2004, Kéry et al. 2009). Az N-mixture modell két összekapcsolt általánosított lineáris modellből (GLM) áll. Az egyik ezek közül ökológiai jellegű, és azt feltételezi, hogy a fajnak van egy denzitása (N_i) az adott i helyen, amely a látens denzitás (λ) megnyilvánulása. Ez Poisson eloszlással írható le (Royle 2004, Schaub & Kéry 2012, Kidwai et al. 2019):

$$N_i \sim \text{Poisson}(\lambda)$$

A másik modell az észlelhetőségi valószínűségekre vonatkozik. Ennek során i helyen mindegyik j időbeli ismétlés során megfigyelünk y számú egyedet p észlelhetőségi valószínűséggel (Royle 2004, Schaub & Kéry 2012, Kidwai et al. 2019):

$$y_{i,j} \mid N_i \sim \text{Binomial}(N_i, p)$$

Az N-mixture modellnek három követelménye van: a populációnak zártnak kell lennie a felmérési időszak során, ugyanazt az egyedet nem lehet kétszer észlelni egy bejárás alkalmával, valamint az egyedek észleléseinek függetlennek kell lenniük egymástól (Royle 2004).

A példányok egyedi azonosítása nélküli, térben és időben megismételt felméréseken alapuló N-mixture modellek képesek ugyanolyan megbízható becsléseket adni az állatok abundanciájára és denzitására, mint az olyan, valamivel elterjedtebb és régebb óta jelen lévő módszerek, mint az eltávolítási mintavételezés és a jelölés–visszafogás (Ficetola et al. 2018). Előnyük az utóbbi kettő módszerrel szemben, hogy alacsonyabb az élőmunka- és az időigényük, valamint az, hogy kevesebb zavarást okoznak az állatoknak, és hogy a közvetlen fizikai kontakt elkerülésével a betegségek átadása is elkerülhető, ami például a kétéltűek esetében kiemelten jelentős (Ficetola et al. 2018, Kolby & Daszak 2016). Ugyanakkor az alacsony detektabilitással rendelkező fajok esetében szükséges az intenzív mintavétel, különben torzított becsléseket kaphatunk (Ficetola et al. 2018), esetleg érdemesebb inkább az abundancia vizsgálata helyett élőhelyfoglaltsági elemzéseket végezni occupancy modellekkel (Durso et al. 2011, Ward et al. 2017).

Az N-mixture modellek Bayesiánus és maximum likelihood módszerekkel is lefuttathatóak (Kidwai et al. 2019, Bollen et al. 2024). Külsős témavezetőmmel a maximum likelihood módszerrel végeztük el az elemzéseket R környezetben az unmarked csomaggal (Fiske & Chandler 2011). Emellett az obm (Bán & Oláh 2022), a hunviphab (Mizsei 2022), az sf (Pebesma 2016) és a scales csomagokat (Wickham 2012) is használtuk. Adataink elemzéséhez többszezonos nyílt N-mixture modellt alkalmaztunk (Dail & Madsen 2011). Az utóbbi az N-mixture modellek egy Robust Design felépítésű változata, melyben elsődleges időszakok, azokon belül pedig másodlagos időszakok kerülnek megállapításra. Mi az előbbiekként a monitorozási időszakokat tekintettük, az utóbbiaként pedig a kvadrátok szezononkénti 10 bejárását. Az elsődleges időszakokon belül a populáció zártként van kezelve, ez viszont a mi esetünkben azok hossza miatt biztos, hogy nem teljesült. Ugyanakkor sok adat gyűjtéséhez sok

idő kell, és a populáció teljes zártságát gyakran nagyon nehéz biztosítani a terepi kutatások során.

A denzitás magyarázó változóiként az adott kvadrát természetességét (jele: nat), üdeségét (jele: wet), a kvadrát helyszínét (Bugac vagy Peszéradacs, jele: poppe), valamint a kvadrátok méretét (a kétféle méret miatt) adtuk meg. Az utóbbira azért volt szükség, mert a nagy, egyhektáros kvadrátokban akár már a méretük miatt is nagyobb a vizsgált hullók abundanciája, ezért az is hat a denzitásra. Viszont mivel már ismerjük a hatását a modellekben, az offset funkciót alkalmazva fixáltuk azt, elérve, hogy ne kerüljön megbecslésre. A kvadrátok területeinek tízes alapú logaritmusát vettük a modellben, abból a célból, hogy csökkentse a méretbeli különbségeket, ezzel kiegyensúlyozva a változót.

A természetesség és az üdeség értékeit standardizáltuk, hogy mindkettő változó standard normál eloszlású legyen, ezzel elérve, hogy azonos variabilitást mutassanak, kiegyensúlyozva a hatásukat, ezzel kevésbé torz eredményeket kapva. Ezáltal a természetesség értékei -2,04 és 1,92 közé kerültek, míg az üdeség értékei -2,21 és 1,92 közé. A detektabilitás magyarázó változójaként az operatív hőmérsékletet használtuk fel (jele: T0). A gyepek üdeségét és az operatív hőmérsékletet polinomiális változókként kezeltük, mert feltételeztük, hogy a hatásuk nem lineáris, és egy bizonyos mérték fölött ellentétes azzal, amit alacsonyabb értékeken okoznak. Emiatt ehhez a két változóhoz tartozik még egy koefficiens, amelynél értéküket négyzetre emeltük, majd az I funkcióval elértük, hogy azt az R programcsomag ne próbálja máshogy kezelni, mint egy egyszerű hatványozás.

Az N-mixture modellekben az állatok lokális denzitását az adott i helyen nemcsak Poisson (P), hanem negatív binomiális (NB), valamint zéró-inflált Poisson (ZIP) eloszlásokkal is le lehet írni (Kidwai et al. 2019), emiatt ezekkel a hibaeloszlásokkal is alkottunk modelleket. Így mind az öt vizsgált taxon esetében mindegyik eloszlással két modellt hoztunk létre: egyet az operatív hőmérséklettel, mint a detektabilitás magyarázó változója, egyet pedig anélkül. Így minden fajnál összesen hat modellt alkottunk. A modellszelekció során az Akaike-féle információs kritériumot (AIC) használtuk fel, és a legalacsonyabb AIC értékű modellt választottuk ki. Az utóbbi alapján a ranef funkció használatával Bayes-féle poszterior becsléssel megbecsültük mindegyik monitoring időszakra a kvadrátokban lévő abundanciát, majd azokból származtatva mindkét vizsgált területre megadtuk az átlagos hektáronkénti egyedszámot.

5. Eredmények

5. 1. Rákosi vipera

A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) esetében az adatokra, az operatív hőmérsékletet figyelembe vevő negatív binomiális eloszlású modell illeszkedett a legjobban (AIC=1865,722). Ez alapján ezen kígyó denzitására pozitívan hatott ($P=0,08$) élőhelye természetessége, de ez a hatás csupán marginálisan szignifikáns volt (1. táblázat). A bugaci adatokra elvégzett predikció a legkisebb természetességi értékre becsülte a legalacsonyabb egyedsűrűséget, 0,67 egyed/ha-t (95% CI 0,18-2,46), a legnagyobb természetességi értékre pedig a legmagasabbat, 2,89 egyed/ha-t (95% CI 1,02-8,18). A Peszéradacsi-rétekre is elvégeztük ezeket a becsléseket és ott is ugyanez volt tapasztalható: a legdegradáltabb viszonyokat jelző értéknél volt legalacsonyabb a becsült denzitás 0,38 egyed/ha-val (95% CI 0,11-1,31), a legmagasabb pedig a legnagyobb természetességi értéknél volt 1,66 egyed/ha-val (95% CI 0,60-4,60) (12. ábra).

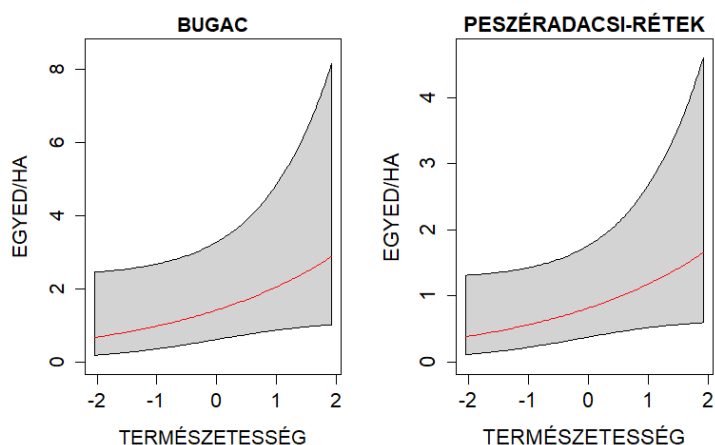
Eredményeink alapján élőhelye üdesége egy bizonyos mértékig nem szignifikánsan pozitívan, utána pedig szignifikánsan negatívan hatott ($P=0,02$) a rákosi vipera egyedsűrűségére (1. táblázat). A legszárazabb viszonyokat jelző értékre a bugaci adatokra elvégzett predikció 0,01 példányt becsült hektáronként (95% CI 0-0,72). Ezt követően az üdeségi érték növekedésével együtt a denzitás is egyre nagyobb értékeket vett fel, egészen 0,33-os üdeségi értékig, amikor is 1,54 egyed került megadásra egy hektárra (95% CI 0,66-3,62). Ezután csökkenni kezdett az egyedsűrűség, ami a legnagyobb mértékű többletvízhatást mutató értéknél 0,23 egyed/ha volt (95% CI 0,02-2,29). A Peszéradacsi-rétek adataira végzett predikció során a legszárazabb körülményeket kifejező értékre 0,01 egyed/ha (95% CI 0-0,37) került megbecslésre. Hasonlóan a bugaci adatokkal lefolytatott analízishez, itt is a 0,33-os üdeségi értékre lett megadva a legmagasabb denzitás, ami erre a területre 0,88 egyed/ha volt (95% CI 0,41-1,89). Ezen érték elérése után a becsült egyedsűrűség elkezdett csökkenni, a legmagasabb üdeségi értéknél már csak 0,13 egyed/ha volt (95% CI 0,02-1,07) (13. ábra).

Az operatív hőmérséklet egy pontig szignifikánsan pozitívan ($P<0,01$), utána viszont már szignifikánsan negatívan ($P<0,01$) hatott a rákosi vipera detektabilitására (2. táblázat). Az észlelhetőségi valószínűség 28,70 °C-os operatív hőmérsékletig folyamatosan emelkedett, ekkor volt a legnagyobb ezen kígyó detektabilitása: 0,05 (95% CI 0,03-0,08). Ahogy az előbb említett hőmérsékletnél magasabbra kúszott az állat testhőmérséklete, úgy csökkent az észlelésének esélye is. A taxon átlagos észlelhetőségi valószínűsége 0,02 volt (14. ábra).

A rákosi vipera átlagos denzitása Peszéradacsi-réteken 1,32 egyed/ha, míg Bugacon 1,86 egyed/ha volt.

	becslés	SE	Z	P(> z)
(intercept)	-3,497	0,427	-8,19	2,57e-16
<i>nat</i>	0,368	0,212	1,74	8,17e-02
wet	0,489	0,361	1,35	1,76e-01
I(wet^2)	-0,752	0,327	-2,30	2,15e-02
poppe	-0,557	0,395	-1,41	1,58e-01

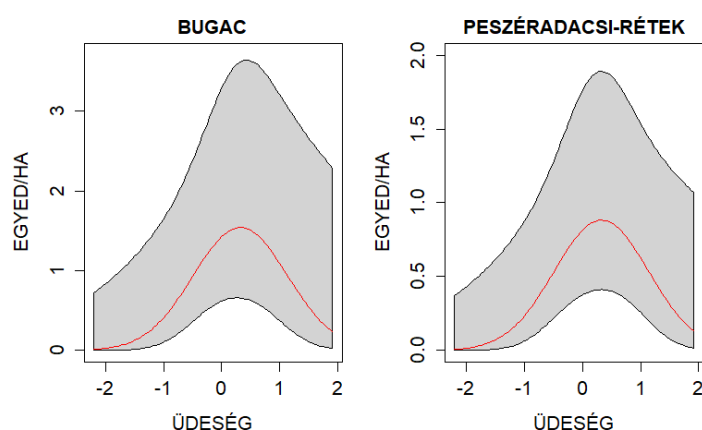
1.táblázat: A rákosi vipera denzitását magyarázó változók koeficiens becslései. A szignifikáns paraméterbecsléseket félkövérrel, a marginálisan szignifikánsakat pedig dőlt betűvel jeleztem.



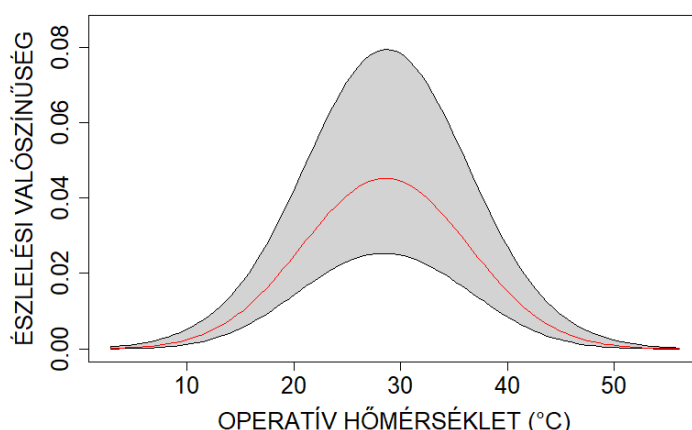
12. ábra: A rákosi vipera megbecsült denzitása a hozzá tartozó 95%-os konfidencia intervallummal élőhelye természetességének függvényében.

	becslés	SE	z	P(> z)
(intercept)	-10,03248	0,79222	-12,66	9,39e-37
T0	0,48864	0,05984	8,17	3,19e-16
I(T0^2)	-0,00855	0,00101	-8,45	2,86e-17

2.táblázat: A rákosi vipera észlelhetőségi valószínűségét magyarázó változók koeficiens becslései. A szignifikáns paraméterbecsléseket félkövérrel jeleztem.



13. ábra: A rákosi vipera megbecsült denzitása a hozzá tartozó 95%-os konfidencia intervallummal élőhelye üdeségének függvényében.



14. ábra: A rákosi vipera megbecsült észlelhetőségi valószínűsége a hozzá tartozó 95%-os konfidencia intervallummal, a taxonra jellemző operatív hőmérséklet függvényében.

5. 2. Rézsikló

A rézsikló (*Coronella austriaca*) esetében az adatokra, az operatív hőmérsékletet a detekciónál figyelembe vevő Poisson eloszlású modell illeszkedett a legjobban (AIC=1062,27). Ez alapján a természetességnek nem volt szignifikáns hatása ezen hüllő denzitására. A kvadrátok üdesége negatívan hatott a faj egyedsűrűségére, viszont ez a hatás sem volt szignifikáns (3. táblázat).

Az operatív hőmérsékletnek egy bizonyos szintig nem szignifikánsan pozitív, afölött pedig szignifikánsan negatív hatása volt ($P<0,01$) a rézsikló detektabilitására (4. táblázat). Az észlelhetőségi valószínűség átlagosan 0,01 volt. Az utóbbi érték 13,05 °C-os operatív hőmérséklet idején volt a legmagasabb, ekkor 0,03 volt (95% CI 0,01-0,06) (15. ábra).

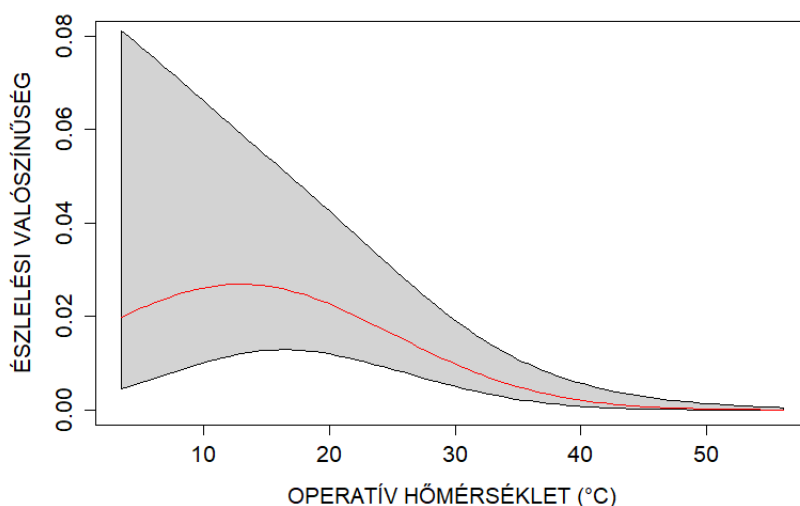
A rézsikló átlagos egyedsűrűsége a Peszéradacsi-réteken 2,12 egyed/ha, míg Bugacon 0,53 egyed/ha volt.

	becslés	SE	z	P(> z)
(intercept)	-5,1911	0,896	-5,791	6,98e-09
nat	0,0884	0,144	0,615	5,38e-01
wet	-0,1626	0,200	-0,814	4,16e-01
I(wet^2)	-0,1487	0,157	-0,949	3,43e-01
poppe	1,9583	0,812	2,411	1,59e-02

	becslés	SE	z	P(> z)
(intercept)	-4,1721	0,93632	-4,46	8,36e-06
T0	0,0905	0,06291	1,44	1,50e-01
I(T0^2)	-0,0035	0,00119	-2,93	3,34e-03

3.táblázat: A rézsikló denzitását magyarázó változók koefficiens becslései. A szignifikáns paraméterbecsléseket félkövérrel jeleztem.

4.táblázat: A rézsikló észlelhetőségi valószínűségét magyarázó változók koefficiens becslései. A szignifikáns paraméterbecsléseket félkövérrel jeleztem.



15. ábra: A rézsikló megbecsült észlelhetőségi valószínűsége a hozzá tartozó 95%-os konfidencia intervallummal a rákosi viperára jellemző operatív hőmérséklet függvényében.

5. 3. Homoki gyík

A homoki gyík (*Podarcis tauricus*) esetében a legjobban a negatív binomiális eloszlású, az operatív hőmérsékletet nem figyelembe vevő modell illeszkedett az adatokra (AIC=12340,93). Az élőhelye természetessége szignifikánsan pozitívan ($P=0,05$) hatott a faj denzitására (5.táblázat). A peszéradacsi adatokon elvégzett predikció a legdegradáltabb állapotokat jelző értékhez becsülte a legkevesebb példányt egy hektárra, 4,13-ot (95% CI 1,62-10,50), míg a legmagasabb természetességi értéknél volt a becsült egyedsűrűség a legnagyobb: 26,01 egyed/ha (95% CI 8,69-77,81). A bugaci adatokra lefolytatott predikció is a legkisebb természetességi értékre adta meg a legalacsonyabb denzitást, 2,44 egyed/ha-t (95% 0,63-9,43), és a legmagasabb egyedsűrűség, 15,40 egyed/ha (95% CI 5,52-42,91) szintén a legnagyobb természetességi értékre került megbecslésre (16. ábra).

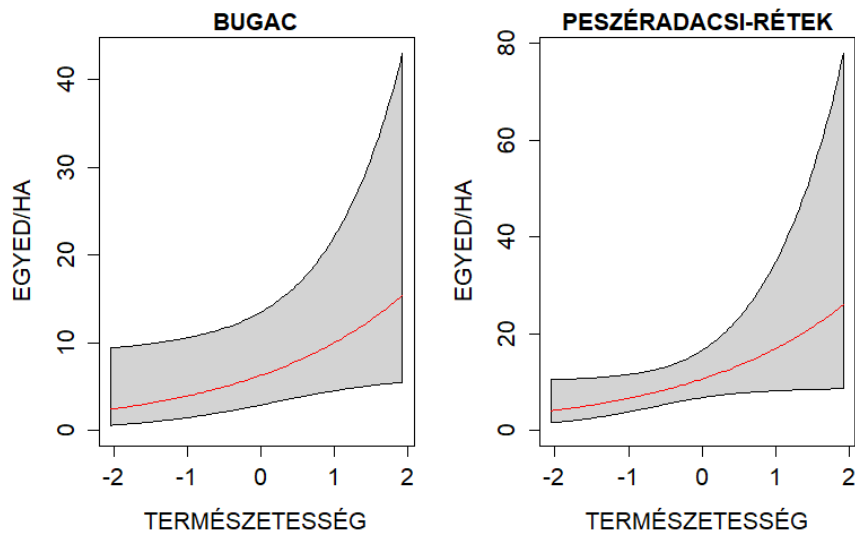
Az élőhelye üdeségének egy nagyon erős, szignifikánsan negatív hatása volt ($P<0,01$) a homoki gyík egyedsűrűsége (5. táblázat). A bugaci adatokra elvégzett predikció az egyik legkisebb, -2,04-os üdeségi értékre tette meg a legmagasabb denzitást, 33,96 egyed/ha-t (95% CI 13,17-87,55), a legalacsonyabb hektáronkénti példányszámot, 0,06-ot (95% CI 0,01-0,36) pedig a legüdebb állapotot jelző értékre becsülte meg. A Peszéradacsi-rétekre elvégzett predikciónál is a -2,04-os üdeségi értéknél volt a legnagyobb a becsült egyedsűrűség, 57,37 egyed/ha-val (95% CI 18,15-181,34). A legalacsonyabb denzitás, 0,10 egyed/ha (95% CI 0,02-0,51) ott is a legjobban többletvízhatásnak kitett körülményeket mutató értékhez került megbecslésre (17. ábra).

A homoki gyík átlagos észlelhetőségi valószínűsége 0,09 volt.

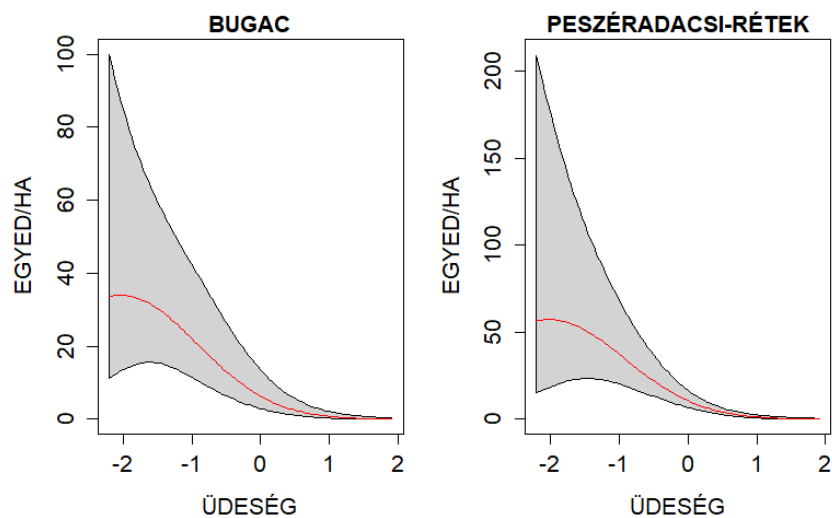
A homoki gyík átlagos egyedsűrűsége a Peszéradacsi-réteken 7,61 egyed/ha, míg Bugacon 16,18 egyed/ha volt.

	becslés	SE	Z	P(> z)
(intercept)	-2,008	0,388	-5,17	2,36e-07
nat	0,464	0,236	1,96	4,99e-02
wet	-1,659	0,242	-6,85	7,50e-12
I(wet^2)	-0,409	0,157	-2,60	9,36e-03
poppe	0,524	0,425	1,23	2,17e-01

5.táblázat: A homoki gyík denzitását magyarázó változók koefficiens becslései. A szignifikáns paraméterbecsléseket félkövérrel jeleztem.



16. ábra: A homoki gyík megbecsült denzitása a hozzá tartozó 95%-os konfidencia intervallummal élőhelyének természetességének figyelembevételével.



17. ábra: A homoki gyík megbecsült denzitása a hozzá tartozó 95%-os konfidencia intervallummal élőhelyének üdeségének figyelembevételével

5. 4. Fűrge gyík

A fűrge gyík (*Lacerta agilis*) esetében a negatív binomiális eloszlású, az operatív hőmérsékletet figyelembe vevő modell illeszkedett legjobban az adatokra (AIC=9770,386). Ez alapján a természetességnek szignifikánsan pozitív hatása ($P<0,01$) volt a faj denzitására (6. táblázat). A bugaci adatokra elvégzett predikció a legnagyobb degradáltságot jelző értékre becsülte meg a legkevesebb példányt egy hektárra, 4,96-ot (95% CI 1,70-14,44), a legnagyobb egyedsűrűséget, 43,61 egyed/ha-t (95% CI 19,27-98,72) pedig a legmagasabb természetességi értékre adta meg. A Peszéradacsi-rétek adatai alapján elvégzett predikció szintén a legkisebb természetességi értékre tette meg a legalacsonyabb denzitást, 0,75 egyed/ha-t (95% CI 0,29-1,92), a legnagyobb hektáronkénti példányszám, 6,58 (95% CI 2,67-16,20) pedig ott is a legmagasabb természetességi értékhez került megbecslésre (18. ábra).

A paraméterbecslések azt mutatták, hogy az üdeségnek egy pontig szignifikánsan pozitív hatása volt a fűrge gyík denzitására ($P<0,01$), ami után az átfordult negatív, de nem szignifikáns hatássá (6. táblázat). Viszont a predikciók során az utóbbi nem jelentkezett: a legmagasabb denzitás a legnagyobb mértékben többletvízhatást jelző értékhez került megbecslésre, mind Bugacon, mind a Peszéradacsi-réteken. Az előbbi területen ez 84,19 egyed/ha (95% CI 27,11-261,47), míg az utóbbinál 12,70 egyed/ha volt (95% CI 5,12-31,51). Mindkét predikció során a legszárazabb körülményeket mutató értékhez került megadásra a legalacsonyabb egyedsűrűség: ez Bugacon 0,50 egyed/ha (95% CI 0,12-2,05), a Peszéradacsi-réteken pedig 0,08 egyed/ha (95% CI 0,02-0,34) volt (19. ábra).

Az operatív hőmérsékletnek egy bizonyos értékig szignifikánsan pozitív ($P<0,01$), afölött pedig szignifikánsan negatív hatása ($P<0,01$) volt a fűrge gyík észlelhetőségi valószínűségére (7. táblázat). Az utóbbi érték 33,03 °C-os operatív hőmérséklet idején volt a legmagasabb, ekkor 0,11 volt (95% CI 0,10-0,14). A faj átlagos észlelhetőségi valószínűsége 0,07 volt (20. ábra).

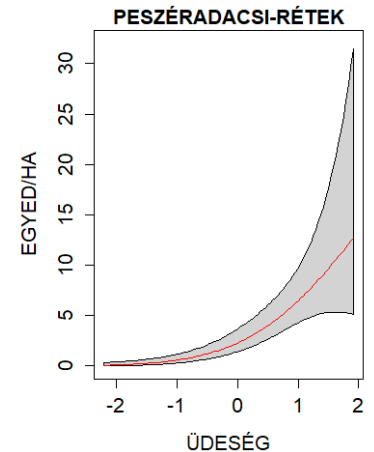
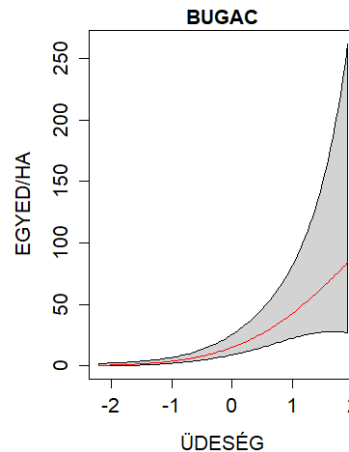
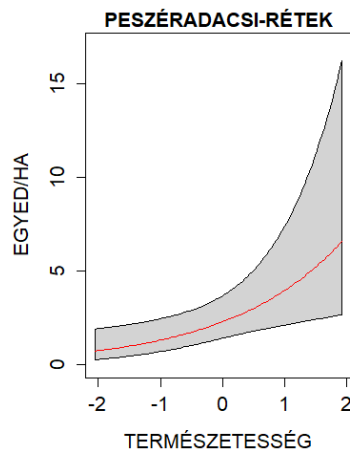
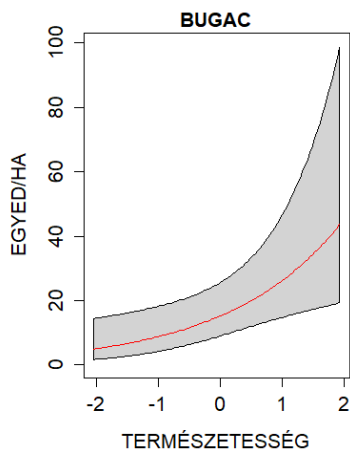
A fűrge gyík átlagos denzitása Bugacon 11,96 egyed/ha, míg a Peszéradacsi-réteken 4,4 egyed/ha volt.

	becslés	SE	Z	P(> z)
(intercept)	-1,128	0,267	-4,23	2,31e-05
nat	0,548	0,203	2,69	7,05e-03
wet	1,198	0,188	6,37	1,91e-10
I(wet^2)	-0,159	0,129	-1,23	2,18e-01
poppe	-1,892	0,336	-5,62	1,87e-08

6.táblázat: A fűrgye gyík denzitását magyarázó változók koefficiens becslései. A szignifikáns paraméterbecsléseket félkövérrel jeleztem.

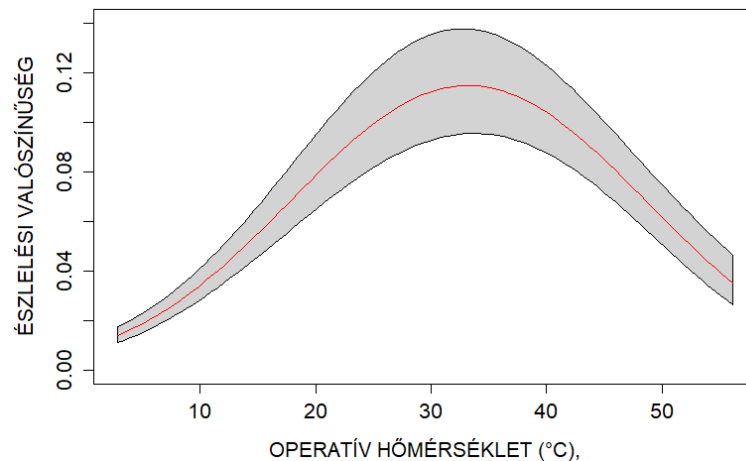
	becslés	SE	z	P(> z)
(intercept)	-4,70156	0,137182	-34,3	2,02e-257
temperature	0,16018	0,011481	14,0	3,06e-44
I(temperature^2)	-0,00241	0,000204	-11,8	3,05e-32

7.táblázat: A fűrgye gyík észlelhetőségi valószínűségét magyarázó változók koefficiens becslései. A szignifikáns paraméterbecsléseket félkövérrel jeleztem.



18. ábra: A fűrgye gyík megbecsült denzitása a hozzá tartozó 95%-os konfidencia intervallummal élőhelyének természetességének figyelembevételével.

19. ábra : A fűrgye gyík megbecsült denzitása a hozzá tartozó 95%-os konfidencia intervallummal élőhelye üdeségének figyelembevételével.



20. ábra. A fűrgye gyík észlelhetőségi valószínűsége a hozzá tartozó 95%-os konfidencia intervallummal a rákosi vipérára jellemző operatív hőmérséklet függvényében.

5. 5. Zöld gyík

A zöld gyík (*Lacerta viridis*) adataira legjobban az operatív hőmérsékletet nem figyelembe vevő, negatív binomiális eloszlású modell illeszkedett (AIC=20263,11). Ez alapján a faj denzitására szignifikánsan pozitív hatással ($P=0,01$) volt élőhelye természetessége (8. táblázat). A taxon bugaci adatain elvégzett predikció a legalacsonyabb természetességi értékre tette a legkevesebb, 0,52 példányt egy hektárra (95% CI 0,15-1,83), a legtöbbet pedig a legmagasabb természetességi értékre adta meg, aminél a becsült egyedsűrűség 4,57 egyed/ha volt (95% CI 1,74-11,99). A peszéradacsi adatok predikciója is hasonló eredményeket adott: itt is a legdegradáltabb körülményeket kifejező értéknél volt a legalacsonyabb a becsült denzitas, 1,73 egyed/ha-val (95% CI 0,68-4,41), míg a legnagyobb természetességi értéknél volt a legmagasabb 15,17 egyed/ha-val (95% CI 5,87-39,17) (21. ábra).

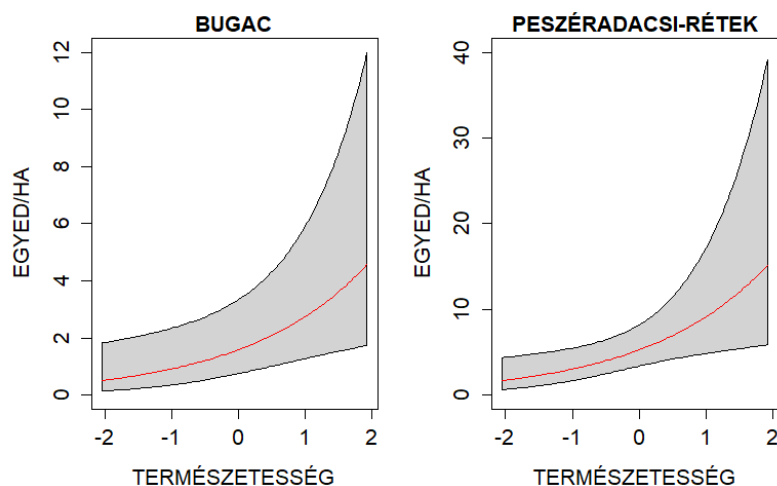
A zöld gyík denzitására élőhelye üdesége egy bizonyos szintig szignifikánsan negatívan ($P=0,02$), afölött pedig szignifikánsan pozitívan ($P=0,01$) hatott (8. táblázat). A Peszéradacsi-rétek adatain elvégzett predikció a legszárazabb körülményeket jelző értékre adta meg a legmagasabb egyedsűrűséget, 59,58 egyed/ha-t (95% CI 16,79-211,45). Ezután ahogy a termőhelyi viszonyok egyre üdőbbek lettek, úgy csökkent a becsült denzitas is, a legalacsonyabb a 0,67-os üdeségi értéknél volt 4,60 egyed/ha-val (95% CI 3,07-6,89). Ezt követően elkezdett enyhén emelkedni a hektáronkénti egyedszám, ami a legnagyobb többletvízhatást mutató értéknél már 7,37 egyed/ha volt (95% CI 2,62-20,74). A bugaci adatok predikciója során is hasonló képet kaptunk: a legnagyobb becsült egyedsűrűség a leginkább xerofil körülményeket jelző értéknél volt 17,97 egyed/ha-val (95% CI 6,43-50,21), ami ezután elkezdett csökkenni egészen 0,67-os üdeségi értékig, aminél 1,39 példányt tett meg egy hektárra (95% CI 0,61-3,14). Ezután a mélypont után ezen a területen is elkezdett enyhén emelkedni a becsült denzitas, ami a legüdebb viszonyokat jelző értéknél már 2,22 egyed/ha volt (95% CI 0,61-8,15) (22. ábra).

A zöld gyík átlagos detektabilitása 0,17 volt.

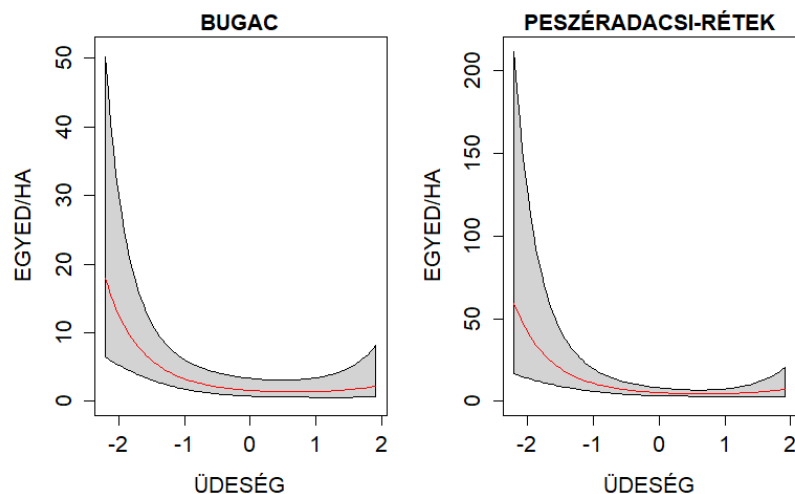
A zöld gyík átlagos egyedsűrűsége a Peszéradacsi-réteken 10,45 egyed/hektár, míg Bugacon 7,11 egyed/hektár volt.

	becslés	SE	Z	P(> z)
intercept	-3,382	0,378	-8,94	3,83e-19
nat	0,547	0,215	2,55	1,08e-02
wet	-0,417	0,184	-2,27	2,35e-02
I(wet^2)	0,308	0,121	2,54	1,11e-02
poppe	1,199	0,410	2,92	3,47e-03

8.táblázat: A zöld gyík denzitását magyarázó változók koefficiens becslései. A szignifikáns paraméterbecsléseket félkövérrel jeleztem.



21. ábra: A zöld gyík megbecsült denzitása a hozzá tartozó 95%-os konfidencia intervallummal az élőhelye természetességének függvényében.



22. ábra: A zöld gyík megbecsült denzitása a hozzá tartozó 95%-os konfidencia intervallummal az élőhelye üdeségének függvényében.

6. Következtetések

Az eredményeink alapján a gyepek természetessége mindhárom vizsgált gyík faj denzitására szignifikánsan pozitív hatással volt. Ez a nagymértékben generalista, élőhelyével szemben igénytelen zöld gyík (*Lacerta viridis*) esetében igen meglepő (Iftime & Iftime 2007, Heltai et al. 2015), különösen egy közelmúltbeli bugaci kutatás tükrében, melynek egyik eredménye az volt, hogy a faj nagyobb egyedsűrűséggel volt jelen egy alacsonyabb természetességű gyeprekonstrukciós területen, mint a szomszédos természetközeli gyepeken (Kovács 2022). A fűrgye gyík (*Lacerta agilis*) és a homoki gyík (*Podarcis tauricus*) szintén előfordulnak degradált élőhelyeken (Covaciu-Marcov et al. 2006, Becker & Buchholz 2016), viszont az utóbbi számára az ilyen körülmények gyakran mindössze szuboptimálisak (Mollov & Valkanova 2009, Babocsay et al. 2024). A már említett gyeprekonstrukciós helyszínen mindkét taxon denzitása alacsonyabb volt, mint az annak közelében lévő nagyobb természetességű gyepeken (Kovács 2022), és eredményeink most igazolni látszanak, hogy az utóbbi tendencia a vizsgált területek egészére igaz.

A rézsikló (*Coronella austriaca*) esetében nem sikerült szignifikáns összefüggést kimutatni a hektáronkénti egyedszám és az élőhely természetessége között. Ennek oka valószínűleg az, hogy ezen taxon élőhelypreferenciáját jobban befolyásolja a zsákmányállatait jelentő gyíkok jelenléte és abundanciája (Wenner 2022). Elemzéseink során a gyepek természetessége és a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) egyedsűrűsége között pozitív, de csupán marginálisan szignifikáns kapcsolatot találtunk. Az utóbbi nagy valószínűséggel azzal magyarázható, hogy ugyan élőhelye természetességének hatása van az alfaj denzitására, de más környezeti tényezők nagyobb mértékben befolyásolják azt. Ilyen például a ragadozónyomás (Móré et al. 2024, Tisza et al. 2024, Mizsei et al. 2023c), a különböző termőhelyi sajátosságokkal rendelkező élőhelyek mozaikos jelenléte (Újvári & Korsós 1997, Rák 2024), a prédakínálat (Szövényi 2007), a gyephasznosítás módja (Mizsei et al. 2023a) és a vegetációstruktúra (Mizsei et al. 2023b). Az utóbbi tekintetében ezen kígyó a predátorai elől történő rejtőzködés miatt egy bizonyos mértékig igényli a lágyszárú növényzet zártságát és magasságát, és ilyen szempontból a vizsgált területeken bizonyos alacsonyabb természetességű alulkezelte gyepek megfelelőek lehetnek számára (Budai 2024). Ugyanakkor a gyepterkezelés hiányában túl magasra és sűrűvé váló vegetációval megszűnhetnek a kedvező termoregulálási lehetőségek, valamint a cserjésedés beindulása teljesen ellehetetlenítheti a rákosi vipera jelenlétét (Budai 2024).

A gyepek üdeségének eredményeink alapján mindhárom gyíkfaj egyedsűrűségére szignifikáns hatása volt. A homoki gyík esetében ez a hatás erőteljesen negatív volt, amely azzal magyarázható, hogy élőhelyspecialista voltjának köszönhetően (Vacheva & Naumov 2024, Babocsay et al. 2024) a vizsgált területek legszárazabb gyeptípusa, a nyílt homokpusztagyep (ÁNÉR kód: G1) jelenti számára az optimális élőhelyet. A fürgye gyík hektáronkénti egyedszáma és élőhelyének üdesége között egy igen erős pozitív kapcsolatot találtunk, és mindebből jól látszik, hogy a vizsgált területeken az üde rétek az általa preferált gyeptípusok. Ismerve ezen euroszibériai elterjedésű hüllő hűvösebb, párásabb környezethez való kötődését ez nem meglepő (Covaciu-Marcov et al. 2006, Mizsei et al. 2020), de emiatt az élőhelyigénye miatt a klímaváltozás egyik vesztese lehet (Boyer et al. 2023). Az előző két taxonnal ellentétben az üdeség hatása a zöld gyík denzitására nem volt lineáris: az általunk lefolytatott predikciók során ahogy a körülmények egyre nedvesebbek lettek, úgy csökkent az egyedsűrűsége, majd ez a negatív hatás nem sokkal az üdeségi skála közepe után átfordult egy pozitív, de gyenge tendenciába. Valószínűleg a faj generalista voltja hozzájárult ahhoz, hogy ilyen eredményeket kaptunk, viszont azt meglepő volt látni, hogy elemzéseink alapján a vizsgált területeken a legszárazabb körülmények a legoptimálisabbak számára.

A rézsikló esetében itt sem sikerült szignifikáns kapcsolatot kimutatni a denzitása és az élőhelye üdesége között, amely valószínűleg szintén azzal magyarázható, hogy élőhelyválasztásában a prédaelérhetőség a legmeghatározóbb tényező, amely mögött a gyepek vízháztartása másodlagos. Ezt valószínűsíti az is, hogy a Peszéradacsi-réteken mind a fürgye gyík, mind a homoki gyík fontos részét képezi ezen kistestű siklóféle táplálékbázisának (Wenner 2022), és mint a kutatásunkból is látszik, az utóbbi két gyíkfaj az üdeségi skála két eltérő végén lévő füvesélőhelyeket preferálja. A zöld gyíkhöz hasonlóan, a rákosi vipera egyedsűrűsége és a gyepek üdesége között nem lineáris volt az összefüggés: a termőhelyi viszonyok egyre nedvesebbé válásával nem szignifikáns pozitív tendenciát mutattunk ki, majd ez 0,33-os üdeségi érték után átfordult szignifikánsan negatív hatássá. Mindemellet a predikciók során az alfaj legmagasabb denzitásértékei az általunk használt üdeségi skála közepére, de annak üdébb irányába eltolódva kerültek megbecslésre. Az utóbbiakból látszik, hogy a rákosi vipera számára fontos a különböző vízháztartású gyeptípusok együttes, mozaikos jelenléte, hogy azok egymástól eltérő prédakínálatát, üdeségi viszonyait, valamint termoregulációs és a ragadozók elől történő rejtőzködési lehetőségeit kihasználva kis kiterjedésű mozgáskörzetén belül is ki tudja elégíteni ökológiai igényeit.

Mindegyik faj átlagos detektabilitása meglehetősen alacsony volt. A zöld gyíknak volt a legnagyobb (0,17), amit a homoki gyík (0,09), a fürge gyík (0,07), a rákosi vipera (0,02), majd a rézsikló követett (0,01). Az, hogy a két vizsgált kígyónak ilyen alacsony volt az észlelhetőségi valószínűsége nem meglepő, hiszen irodalmi adatok alapján ezen alrend tagjai rendelkeznek a hüllők közül a legalacsonyabb detektabilitással (Durso et al. 2011, Ward et al. 2017). A modellszelekciók során a rákosi vipera, a rézsikló és a fürge gyík esetében lett egy olyan modellnek a legalacsonyabb AIC értéke, amely tartalmazta az operatív hőmérsékletet mint az észlelhetőségi valószínűség magyarázó változóját. A predikciók alapján a rézsikló észlelhetőségi valószínűsége akkor volt a legmagasabb, amikor a rákosi vipera testhőmérséklete 13,05 °C, ami 15,65 °C-kal alacsonyabb, mint az operatív hőmérséklet azon értéke, amikor a rákosi viperát legnagyobb eséllyel lehetett detektálni. Mindez rámutat a két faj termoregulációja közötti különbségekre.

A rákosi viperának, a fürge gyíknak és a homoki gyíknak Bugacon volt nagyobb az átlagos hektáronkénti egyedszáma. Ez valószínűleg annak is köszönhető, hogy az utóbbi területen a vizsgált gyepek mind összeköttetésben állnak egymással, míg a Peszéradacsi-réteken több természetes vagy antropogén eredetű akadály választja el azokat egymástól. A homoki gyík átlagos egyedsűrűsége azért is lehetett nagyobb Bugacon, mert ott a szárazabb viszonyok miatt magasabb az olyan nyílt lágyszárú vegetáció aránya, amely szükséges a faj számára. Ugyanakkor a fürge gyík esetében a magasabb bugaci denzitás meglepő, ugyanis a Peszéradacsi-réteken több található azokból az üde rétekből, amelyek a Kiskunságban a taxon számára az optimális élőhelyet jelentik. A rézsikló és a zöld gyík átlagos egyedsűrűsége a Peszéradacsi-réteken volt nagyobb.

A kutatásunknak voltak bizonyos korlátai. Ezek közé tartozik, hogy az adatok elemzése során a több hétig tartó monitorozási periódusokat kezeltük elsődleges időszakokként, amiken belül a nyílt többszezonos N-mixture modell a populációt zártnak tekinti. Ugyanakkor a terepi vizsgálatok során gyakran nehéz biztosítani, hogy a populáció zártságának feltétele teljesüljön és sok adat gyűjtéséhez sok idő szükséges. Emellett a vizsgált hüllők utódai nem az évi két monitorozási időszak alatt, hanem azok között születnek meg, szóval ebben a tekintetben a zárttsági kritérium nem sérült. Egy másik limitáló tényező az volt, hogy a modellekben a többi fajnál is a rákosi viperára jellemző operatív hőmérsékletet használtuk fel a becslések korrekciójának növeléséhez. Ha a másik négy taxonnál is rendelkezésre álltak volna adatok az

operatív hőmérsékletről, akkor az esetükben valószínűleg pontosabb eredményeket kaptunk volna.

Elemzéseink során az öt vizsgált hullófaj közül négy esetében találtunk pozitív kapcsolatot a denzitásuk és a gyepek természetessége között. Ennek tekintetében valószínűsíthető, hogy az ilyen jellegű élőhelyek természetességi állapotán javítani szándékozó tevékenységek–mint például a rákosi vipera védelmét szolgáló LIFE program keretében történő parlagdiverzifikáló vetések–kedvező hatással vannak ezen taxonokra. Emellett az eredményeinkből az is látható, hogy–számos más fajhoz hasonlóan–a fürge gyík és a rákosi vipera megőrzéséhez elengedhetetlen a többletvízhatásnak kitett füvesélőhelyek védelme. A LIFE projekt ilyen természetvédelmi beavatkozásokat is magába foglal, például láprétrekonstrukciókat.

Végezetül szeretném megemlíteni, hogy élőhelyeik természetességen és üdeségén kívül még számos, kutatásunk során nem vizsgált tényező van hatással in-situ körülmények között a hullókra. Ilyen például a fajok közötti kompetíció, a búvóhelyek mennyisége, élőhelyeik antropogén hasznosításának módja és intenzitása, a predációs nyomás és a prédaelérhetőség. Ezekkel kapcsolatban a LIFE projekt során már számos kutatás született (Wenner 2022, Mórét al. 2024, Mizsei et al. 2023a, Budai 2024, Tisza et al. 2024, Bancsik 2024), melyek nagyrészt a rákosi viperára koncentráltak. A jövőben érdemes lenne vizsgálni ezen tényezők hatását a monitorozási tevékenység által érintett többi hullófaj esetében is. Mindemellett a kutatásunk során felhasznált adatsorokat az occupancy modelleknek megfelelően átalakított formában nyílt többszezonos occupancy modellel (Doser & Kéry 2022) is érdemes lenne elemezni, vizsgálva, hogy az élőhelyük természetessége és üdesége miként befolyásolja az öt taxon jelenlét-hiányát, és azt összehasonlítani a denzitásukra gyakorolt hatással. Ezt különösen a rézsikló és a rákosi vipera esetében lenne ajánlatos megtenni, mert kis denzitásuk és alacsony észlelhetőségi valószínűségük miatt az occupancy modellek alkalmasabbak az ökológiai igényeik vizsgálatára, mint az N-mixture modellek (Durso et al. 2011, Ward et al. 2017, Choquette et al. 2024). Egy másik érdekes kutatási téma lehetne az is, hogy a zöld gyík jelenlét-hiánya milyen kihatással van a fürge gyík és a homoki gyík élőhelyfoglaltságára, azok potenciális kompetitoraként (Mollov et al. 2012, Babocsay et al. 2024) és predátoraként (Leu & Petrovan 2022, Babocsay 2024). Az utóbbi kérdés vizsgálatára a többfajos occupancy modellek nyújtják az egyik lehetőséget (Rota et al. 2016).

7. Összefoglalás

A rákosi vipera egykor elterjedt mérgeskígyója volt térségünknek, de mára az élőhelyeit érő destruktív antropogén tevékenységek miatt jelentősen visszaszorult. Az alfaj védelmét szolgáló LIFE projekt keretében egy hullómonitorozási program zajlik a Kiskunsági Nemzeti Park bugaci és peszéradacsi részterületein. E helyszíneken a gyepeket különböző intenzitással érték emberi hatások a múltban, emiatt természetességük igen eltér egymástól, illetve több, eltérő üdeségű füvesélőhely is megtalálható ezen a két védett területen. Ezen okok miatt kutatásunk során arra kerestük a választ, hogy a gyepek természetessége és üdesége hogyan befolyásolja az azokon előforduló hullófajok egyedsűrűségét. Ehhez a már említett monitoring eddigi 5 éve során gyűjtött adatokat, illetve az adatgyűjtés helyszínéül szolgáló kvadrátoknak botanikus szakemberek által megbecsült természetességi és üdeségi értékeit használtuk fel. Az elemzéseket R-környezetben, nyílt többszezonos N-mixture modellel folytattuk le. Eredményeink alapján a természetességnek szignifikánsan pozitív hatása volt mind a homoki (*Podarcis tauricus*), mind a fűrge (*Lacerta agilis*), mind a zöld gyík (*Lacerta viridis*) denzitására. A gyepek üdesége és a három gyíkfaj hektáronkénti egyedszáma között szintén szignifikáns összefüggéseket találtunk, viszont ezek a hatások különbözőek voltak. A homoki gyík és a fűrge gyík esetében az irodalmi adatokkal megegyező eredményeket kaptunk: az előbbi a legszárazabb körülményeket preferálta, az utóbbi számára pedig a legnagyobb többletvízhatásnak kitett termőhelyi viszonyok voltak optimálisak. Az üdeség hatása a zöld gyíkra nem volt lineáris: a legszárazabb termőhelyi viszonyok között volt a legnagyobb denzitása, ami ezután csökkent, majd az üdeségi skála közepe után enyhén emelkedett. Ehhez az eredményhez valószínűleg hozzájárult a taxon generalista voltja is. A rézsikló (*Coronella austriaca*) egyedsűrűsége és a gyepek természetessége, valamint üdesége között nem sikerült szignifikáns kapcsolatokat találnunk. Az utóbbi valószínűleg azzal magyarázható, hogy a faj élőhelyválasztását sokkal inkább meghatározza a prédaelérhetőség, mint az általunk vizsgált két változó. A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) esetében a természetességnek pozitív, de csak marginálisan szignifikáns hatása volt a hektáronkénti egyedszáma. Ennek nagy valószínűséggel az az oka, hogy ezen változó ugyan hatással van az alfajra, viszont vannak olyan tényezők, amik jobban meghatározzák az egyedsűrűségét, például a különböző nedvességigényű gyeptársulások együttes, mozaikos jelenléte. Az utóbbit eredményeink is alátámasztani látszanak: az üdeségnek nem lineáris hatása volt a mérgeskígyó egyedsűrűségére, a predikciók az üdeségi skála közepére, de annak üdőbb irányába eltolódva becsülték a legmagasabb denzitásértékeket.

8. Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani témavezetőimnek, Dr. Mizsei Edvárdnak és Dr. Malatinszky Ákosnak az általuk nyújtott támogatásért, bátorításért, és szakmai segítségért, valamint külön szeretném megköszönni Dr. Mizsei Edvárdnak, hogy a monitoring program részese lehetek és ezzel megismerhettem a Kiskunsági Nemzeti Park e két csodás részterületét. Mindemellett szeretném megköszönni a hullómonitoringban részt vevő többi személynek, így Móré Attilának, Wenner Bálintnak, Kovács Gergőnek, Budai Mátyásnak, Bancsik Barnabásnak, Radovics Dávidnak, Hajnal László Ferencnek, Nagy Bencének, Dr. Szabolcs Mártonnak, Dr. Sos Tibornak, Simics Jánosnak, Adorjáni Csongornak, Dr. Üveges Bálintnak, Villás Zsoltnak, Bányi Zsombornak, Sikter Róbertnek, és Molnár Mónika Mercédesznek, valamint Tominak a vipera kereső kutyának, hogy adatgyűjtésükkel ők is hozzájárultak a kutatásomhoz. A monitoring során nyújtott szállást szeretném megköszönni a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságnak (különösen Dr. Vadász Csabának és Schneider Viktornak) valamint a Csemete Természetvédelmi és Környezetvédelmi Egyesületnek. Az elemzések lefolytatásában való segítségnyújtást köszönöm Dr. Mizsei Edvárdnak, valamint édesapámnak, Ladnyik Zsolt Pálnak.

9. Irodalomjegyzék

- Allender, M. C., Hileman, E. T., Moore, J., & Tetzlaff, S. (2016). Detection of *Ophidiomyces*, the causative agent of snake fungal disease, in the eastern massasauga (*Sistrurus catenatus*) in Michigan, USA, 2016. *Journal of Wildlife Diseases*, 52(3), 694–698. DOI: [10.7589/2015-12-333](https://doi.org/10.7589/2015-12-333)
- Attum, O., Eason, P., Cobbs, G., & Baha El Din, S. M. (2006). Response of a desert lizard community to habitat degradation: Do ideas about habitat specialists/generalists hold? *Biological Conservation*, 133(1), 52-62. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.017>
- Attum, O., Lee, Y. M., Roe, J. H., & Kingsbury, B. A. (2008). Wetland complexes and upland–wetland linkages: Landscape effects on the distribution of rare and common wetland reptiles. *Journal of Zoology*, 275(3), 245–251. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00435.x>
- Babocsay, G., Halpern, B., Bérces, S., Bokor, V., Mizsei, E., & Somlai, T. (2024). Fajmegőrzési tervek: Homoki gyík. Agrárminisztérium Természetmegőrzési Főosztály.
- Bán, M., & Oláh, G. (2022). OpenBioMaps / obm.r, GitHub, <https://github.com/OpenBioMaps/obm.r>
- Bancsik, B. (2022). A búvóhely elérhetőség hatása a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) élőhelyfoglaltságára és denzitására (Állatorvostudományi Egyetem, BSc szakdolgozat)
- Becker, M., & Buchholz, S. (2016). The sand lizard moves downtown – habitat analogues for an endangered species in a metropolitan area. *Urban Ecosystems*, 19, 361–372. DOI: [10.1007/s11252-015-0497-x](https://doi.org/10.1007/s11252-015-0497-x)
- Bollen, M., Neyens, T., Beenaerts, N., & Casaer, J. (2024). Impacts of zoning and landscape structure on the relative abundance of wild boar assessed through a Bayesian N-mixture model. *Science of The Total Environment*, 911, Article 168546. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2023.168546](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168546)

- Boyer, I., Bertrand, R., Lourdais, O., & Isselin-Nondedeu, F. (2023). Future climate will drive changes of suitable habitats and sympatric areas for two green lizards in Western Europe. *Frontiers of Biogeography*, 15(4), e59543. DOI: <https://doi.org/10.21425/F5FBG59543>
- Bölöni, J., Molnár, Zs., Horváth, F., & Illyés, E. (2008). Naturalness-based habitat quality of the Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Suppl.), 149–159. DOI: <https://doi.org/10.1556/abot.50.2008.suppl.7>
- Broom, C. (2018). The effects of conservation grazing management on habitat structure and reptile assemblage of complex grassland-heathland systems. Marwell Wildlife & University of Southampton
- Budai, M. (2024). A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) élőhelyválasztását meghatározó vegetációstrukturális tényezők (Msc diplomadolgozat, Eötövös Loránd Tudományegyetem)
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59–67. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Choquette, J. D., Pitcher, T. E., & Litzgus, J. D. (2024). Occupancy and detection of eastern massasauga rattlesnakes (*Sistrurus catenatus*): Implications for evaluating population recovery efforts. *Herpetologica*, 80(3), 262–274. DOI: <https://doi.org/10.1655/Herpetologica-D-23-00055>
- Console, G., Iannella, M., Cerasoli, F., D'Alessandro, P., & Biondi, M. (2020). A European perspective of the conservation status of the threatened meadow viper *Vipera ursinii* (Bonaparte, 1835) (Reptilia, Viperidae). *Wildlife Biology*, 2020(2), 1-12. DOI: [10.2981/wlb.00604](https://doi.org/10.2981/wlb.00604)
- Covaciu-Marcov, S.-D., Ghira, I., Cicort-Lucaciu, A.-Ş., Sas, I., & Bogdan, H. V. (2006). Contributions to knowledge regarding the geographical distribution of the herpetofauna of Dobrudja, Romania. *North-Western Journal of Zoology*, 2(2), 88-125.

- Cox, N., Young, B. E., Bowles, P., Fernandez, M., Marin, J., Rapacciuolo, G., Böhm, M., Brooks, T. M., Hedges, S. B., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Jenkins, R. K. B., Tognelli, M. F., Alexander, G. J., Allison, A., Ananjeva, N. B., Auliya, M., Avila, L. J., Chapple, D. G., Cisneros-Heredia, D. F., Cogger, H. G., Colli, G. R., de Silva, A., Eisemberg, C. C., Els, J., Fong, A. G., Grant, T. D., Hitchmough, R. A., Iskandar, D. T., Kidera, N., Martins, M., Meiri, S., Mitchell, N. J., Molur, S., Nogueira, C. de C., Ortiz, J. C., Penner, J., Rhodin, A. G. J., Rivas, G. A., Rödel, M.-O., Roll, U., Sanders, K. L., Santos-Barrera, G., Shea, G. M., Spawls, S., Stuart, B. L., Tolley, K. A., Trape, J.-F., Vidal, M. A., Wagner, P., Wallace, B. P., & Xie, Y. (2022). A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods. *Nature*, 605, 285–290. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04664-7>
- Czúcz, B., Torda, G., Molnár, Z., Horváth, F., Botta-Dukát, Z., & Kröel-Dulay, G. (2009). A klímaváltozás hatása Magyarország növényzetére: sérülékenységi elemzések.
- Dail, D., & Madsen, L. (2011). Models for estimating abundance from repeated counts of an open metapopulation. *Biometrics*, 67(2), 577-587.
DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2010.01465.x>
- Deák, J. Á., Rakonczai, J., Molnár, Z., & Horváth, F. (2012). Élőhelyek klímaérzékenysége Délkelet-Magyarország tájaiban. VI. Magyar Földrajzi Konferencia, 165–180.
- Dinerstein, E., Joshi, A. R., Vynne, C., Lee, A. T. L., Pharand-Deschênes, F., França, M., Fernando, S., Birch, T., Burkart, K., & Asner, G. P. (2020). A “Global Safety Net” to reverse biodiversity loss and stabilize Earth’s climate. *Science Advances*, 6(36), eabb2824. DOI: 10.1126/sciadv.abb2824
- Doser, J. W., & Kéry, M. (2022). Multi-season occupancy models for assessing species trends and spatio-temporal occurrence patterns.
- Durso, A. M., Willson, J. D., & Winne, C. T. (2011). Needles in haystacks: Estimating detection probability and occupancy of rare and cryptic snakes. *Biological Conservation*, 144(5), 1508–1515. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.01.020>
- Elbahi, A., Lawton, C., Oubrou, W., El Bekkay, M., Hermas, J., & Dugon, M. (2023). Assessment of reptile response to habitat degradation in arid and semi-arid regions.

- Global Ecology and Conservation, 45, e02536. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02536>
- Falaschi, M. (2021). Phenology and temperature are the main drivers shaping the detection probability of the common wall lizard. *Amphibia-Reptilia*, 42(3), 297-303. DOI: [10.1163/15685381-bja10051](https://doi.org/10.1163/15685381-bja10051)
- Fenwick, A. M., Greene, H. W., & Parkinson, C. L. (2011). The serpent and the egg: Unidirectional evolution of reproductive mode in vipers? *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 50(1), 59–66. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0469.2011.00646.x>
- Fetcher, N., Oberbauer, S. F., & Strain, B. R. (1985). Vegetation effects on microclimate in lowland tropical forest in Costa Rica. *International Journal of Biometeorology*, 29, 145–155. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02189035>
- Ficetola, G. F., Barzaghi, B., Melotto, A., Muraro, M., Lunghi, E., Canedoli, C., Lo Parrino, E., Nanni, V., Silva-Rocha, I., Urso, A., Carretero, M. A., Salvi, D., Scali, S., Scari, G., Pennati, R., Andreone, F., & Manenti, R. (2018). N-mixture models reliably estimate the abundance of small vertebrates. *Scientific Reports*, 8, Article 10357. DOI: [10.1038/s41598-018-28432-8](https://doi.org/10.1038/s41598-018-28432-8)
- Fiske, I. J., & Chandler, R. B. (2011). unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10). DOI: [10.18637/jss.v043.i10](https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10)
- Gable, S. M., Mendez, J. M., Bushroe, N. A., Wilson, A., Byars, M. I., & Tollis, M. (2023). The state of squamate genomics: Past, present, and future of genome research in the most speciose terrestrial vertebrate order. *Genes*, 14(7), 1387. DOI: <https://doi.org/10.3390/genes14071387>
- Gill, I., McGeorge, I., Jameson, T., Moulton, N., Wilkie, M., Försäter, K., Gardner, R., Bockreiß, L., Simpson, S., & Garcia, G. (2022). EAZA Reptile Taxon Advisory Group: Best practice guidelines for sand lizard (*Lacerta agilis*). European Association of Zoos and Aquaria (EAZA).

- Graitson, E., Ursenbacher, S., & Lourdais, O. (2020). Snake conservation in anthropized landscapes: Considering artificial habitats and questioning management of semi-natural habitats. *European Journal of Wildlife Research*, 66, Article 39. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01373-2>
- Greene, H. W., & Campbell, J. A. (1992). The future of pitvipers. In J. A. Campbell & E. D. Brodie Jr. (Eds.), *Biology of the pitvipers* (pp. 421–427).
- Griffiths, A. D., & McKay, J. L. (2007). Cane toads reduce the abundance and site occupancy of Mertens' water monitor (*Varanus mertensi*). *Wildlife Research*, 34(8), 609–615. DOI: [10.1071/WR07024](https://doi.org/10.1071/WR07024)
- Harmos, K., & Magos, G. (2021). Bombina: Kétéltűek és hüllők védelme a Mátrában, Bükk Nemzeti Park Igazgatóság
- Haraszty, Dankovics, R., Halpern, B., Pellingner, A., Péchy, T., Somlai, T., Sós, E., Szövényi, G., & Takács, L. (2004). Rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) fajmegőrzési terv. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal.
- Heltai, B., Sály, P., Kovács, D., & Kiss, I. (2015). Niche segregation of sand lizard (*Lacerta agilis*) and green lizard (*Lacerta viridis*) in an urban semi-natural habitat. *Amphibia-Reptilia*, 36(4), 389-399. DOI: [10.1163/15685381-00003018](https://doi.org/10.1163/15685381-00003018)
- Iftime, A., & Iftime, O. (2007). Preliminary data on the herpetofauna of the Cozia Massif (Romania). *RavauX du Muséum National d'Histoire Naturelle*, 50, 259-271.
- International Union for Conservation of Nature. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org/>
- Kearney, M. R., & Porter, W. P. (2020). Nichemapr – an R package for biophysical modelling: The ectotherm and Dynamic Energy Budget models. *Ecography*, 43(1), 85–96. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.04680>
- Kenyeres, Z., Szabó, S., Szinetár, C., Takács, G., & Bauer, N. (2019). Key factors in organization of sandy orthopteran assemblages. *Biologia*, 74, 835-850. DOI: <https://doi.org/10.2478/s11756-019-00217-y>

- Kertész, Á., Sántha, A., & Papp, S. (2001). Az aridifikáció folyamatai a Duna-Tisza közén. Földrajzi értesítő, 2001, 50, 115–126.
- Kéry, M., Dorazio, R. M., Soldaat, L., Van Strien, A., Zuiderwijk, A., & Royle, J. A. (2009). Trend estimation in populations with imperfect detection. Journal of Applied Ecology, 46(6), 1163–1172. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01724.x>
- Kidwai, Z., Jimenez, J., Louw, C. J., Nel, H. P., & Marshal, J. P. (2019). Using N-mixture models to estimate abundance and temporal trends of black rhinoceros (*Diceros bicornis* L.) Populations from aerial counts. Global Ecology and Conservation, 19, e00687. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00687>
- Kolby, J. E., & Daszak, P. (2016). The Emerging Amphibian Fungal Disease, Chytridiomycosis: A Key Example of the Global Phenomenon of Wildlife Emerging Infectious Diseases. Microbiology spectrum, 4. DOI: <https://doi.org/10.1128/microbiolspec.EI10-0004-2015>
- Kovács, D., & Kiss, I. (2016). Microhabitat use of different age groups of snake-eyed skink and Eastern green lizard. Amphibia-Reptilia, 37(2). DOI: <https://doi.org/10.1163/15685381-00003039>
- Kovács, G. (2022). Hüllőfajok közösség-szerveződése a rákosi vipera, korábban erdőtelepítéssel elszigetelt élőhelyét összekötő gyeprekonstrukció területén (Szegedi Tudományegyetem, TDK dolgozat)
- Leu, M., & Petrovan, S. O. (2022). Eastern green lizard *Lacerta viridis* predation on adult wall lizard *Podarcis muralis* - another reason for tail loss in small lacertids? Herpetological Bulletin, 162, 17–18. DOI: <https://doi.org/10.33256/hb162.1718>
- Luiselli, L., Capula, M., & Shine, R. (1996). Reproductive output, costs of reproduction, and ecology of the smooth snake, *Coronella austriaca*, in the eastern Italian Alps. Oecologia, 106(1), 100–110. DOI: [10.1007/BF00334412](https://doi.org/10.1007/BF00334412)
- Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME), & Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság. (2016). Bócsabugac homokpuszta kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület (HUKN20024) Natura 2000 fenntartási terve _tervek2020/HUKN20024_Bocsa-bugaci_homokpuszta.pdf

- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület. Kétéltű- és hüllővédelmi szakosztály.
https://mme.hu/csoportok/keteltu_es_hullovedelmi_szakosztaly
- Manley, P. N., Zielinski, W. J., Schlesinger, M. D., & Mori, S. R. (2004). Evaluation of a multiple-species approach to monitoring species at the ecoregional scale. *Ecological Applications*, 14(1), 296-310. DOI: <https://doi.org/10.1890/02-5249>
- Maritz, B., Penner, J., Martins, M., Crnobrnja-Isailović, J., Spear, S., Alencar, L. R. V., Sigala-Rodriguez, J., Messenger, K., Clark, R. W., Soorae, P., Luiselli, L., Jenkins, C., & Greene, H. W. (2016). Identifying global priorities for the conservation of vipers. *Biological Conservation*, 204(A), 94–102. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.004>
- Marshall, B. M., Strine, C., & Hughes, A. C. (2020). Thousands of reptile species threatened by under-regulated global trade. *Nature Communications*, 11, Article 4738. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18523-4>
- Masterson, G. P. R., Maritz, B., Mackay, D., & Alexander, G. J. (2009). The impacts of past cultivation on the reptiles in a South African grassland. *African Journal of Herpetology*, 58(2), 71-84. DOI: <https://doi.org/10.1080/21564574.2009.9650027>
- Máté, A. (2007). A Kiskunsági Nemzeti Park Peszéradacsi törzsterülete. Máté, A. (2007). Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Rosalia 3, 95–101.
- Méhely, L. (1912). A hazai viperákról, *Természettudományi Közlöny*, 32-38
- Mizsei, E. Hunviphab. Github. <https://github.com/edvardmizsei/hunviphab>
- Mizsei, E., Budai, M., Móré, A., Rák, G., Radovics, D., Bancsik, B., Wenner, B., Márton, S., Korsós, Z., Lengyel, S., & Vadász, C. (2023). Management impacts on three reptile species (*Vipera ursinii*, *Lacerta agilis*, *Lacerta viridis*) in sandy grasslands in Hungary: Mowing should be avoided. *Conservation Science and Practice*, 5(12), e13048. DOI: <https://doi.org/10.1111/csp2.13048>
- Mizsei, E., Budai, M., Rák, G., Bancsik, B., Radovics, D., Szabolcs, M., Móré, A., Vadász, Cs., Dudás, G., & Lengyel, Sz. (2023). Microhabitat selection of meadow and steppe vipers enlightened by digital photography and image processing to describe grassland

- vegetation structure. *Journal of Zoology*, 322(2), 168–178.
DOI: <https://doi.org/10.1111/jzo.13129>
- Mizsei, E., Budai, M., Wenner, B., Rák, G., Radovics, D., Bancsik, B., Kovács, G., Tisza, Á., Simics, J., Szabolcs, M., Vadász, C., & Mór, A. (2023). Before-after-control-impact field experiment shows anti-predator netting enhances occupancy of the threatened Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Wildlife Biology*, e01147. DOI: <https://doi.org/10.1002/wlb3.01147>
- Mizsei, E., Fejes, ZS., Malatinszky, Á., Lengyel, SZ., & Vadász, CS. (2020). Reptile responses to vegetation structure in a grassland restored for an endangered snake. *Community Ecology*, 21, 203–212. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00019-2>
- Mizsei, E., Zinenko, O., Sillero, N., Ferri, V., Roussos, S. A., & 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 and Applied Herpetology*, 32, 77–83. DOI: <https://doi.org/10.11160/bah.94>
- Molloy, I. A., & Valkanova, M. V. (2009). Risks and opportunities of urbanization: Structure of two populations of the Balkan wall lizard *Podarcis tauricus* (Pallas, 1814) in the city of Plovdiv. *Ecologia Balkanica*, 1, 27–39.
- Molloy, I., Boyadzhiev, P., & Donev, A. (2012). Trophic niche breadth and niche overlap between two lacertid lizards (Reptilia: Lacertidae) from South Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica*, Suppl. 4, 133–140.
- Molnár, M. M. (2022). A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) érdekében végzett gyeprekonstrukciók és diverzifikációs felülvetések rövid-távú sikerességének vizsgálata a Kiskunságban (Soproni egyetem, TDK dolgozat)
- Molnár, N., Fekete, Z., & Bokis, A. (2018). Idegenhonos ékszerteknős és mocsári teknőspopulációk jellegzetességei az Újszegedi Holt-Maroson. *Természetvédelmi Közlemények*, 24, 134–140. DOI: <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2018.24.134>
- Moreira, M. O., Fonseca, C., & Rojas, D. (2023). Potential persistence of high-mountain lizards. *Ecological Research*, 38(5), 676–689. DOI: [10.1111/1440-1703.12410](https://doi.org/10.1111/1440-1703.12410)

- Moreno-Rueda, G., & Pleguezuelos, J. M. (2007). Long-term and short-term effects of temperature on snake detectability in the wild: A case study with *Malpolon monspessulanus*. *Herpetological Journal*, 17, 204–207.
- Morton, S. R., & James, C. D. (1988). The diversity and abundance of lizards in arid Australia: A new hypothesis. *The American Naturalist*, 132(2), 237–256. DOI: [10.1086/284847](https://doi.org/10.1086/284847)
- Móré, A., Üveges, B., Simics, J., Radovics, D., Kovács, G., Bancsik, B., Wenner, B., Budai, M., Tisza, Á., Vadász, C., Mizser, S., Tóthmérész, B., & Mizsei, E. (2024). Predation on the endangered Hungarian meadow viper in pastures and hayfields: Insights from plasticine models. *Rangeland Ecology & Management*, 95, 68–76. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rama.2024.04.007>
- Najbar, B. (2006). The occurrence and the characteristics of *Coronella austriaca austriaca* (Laurenti, 1768) (Serpentes: Colubridae) in western Poland. *Acta Zoologica Cracoviensia*, 49A(1–2), 33–40. DOI: <https://doi.org/10.3409/000000006783995463>
- Neilly, H., O'Reagain, P., Vanderwal, J., & Schwarzkopf, L. (2018). Profitable and sustainable cattle grazing strategies support reptiles in tropical savanna rangeland. *Rangeland Ecology & Management*, 71(2), 205–212. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rama.2017.09.005>
- Németh, F., & Seregélyes, T. (1989). Természetvédelmi információs rendszer: Adatlap kitöltési útmutató (Kézirat). Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest.
- Nowak, E. M., Theimer, T. C., & Schuett, G. W. (2008). Functional and numerical responses of predators: Where do vipers fit in the traditional paradigms? *Biological Reviews*, 83(4), 601–620. DOI: [10.1111/j.1469-185X.2008.00056.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2008.00056.x)
- O'Connor, M. P., Zimmerman, L. C., Dzialowski, E. M., & Spotila, J. R. (2000). Thick-walled physical models improve estimates of operative temperatures for moderate to large-sized reptiles. *Journal of Thermal Biology*, 25(4), 293–304. DOI: [10.1016/s0306-4565\(99\)00101-1](https://doi.org/10.1016/s0306-4565(99)00101-1)
- Pebesma, E. (2016). Sf. Github. <https://github.com/r-spatial/sf>

- Penman, T. D., Pike, D. A., Webb, J. K., & Shine, R. (2010). Predicting the impact of climate change on Australia's most endangered snake, *Hoplocephalus bungaroides*. *Diversity and Distributions*, 16(1), 109–118. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00619.x>
- Petermann, J. S., & Buzhdygan, O. Y. (2021). Grassland biodiversity. *Current Biology*, 31(19), R1195–R1201. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.06.060>
- Péchy, T., Halpern, B., Sós, E., & Walzer, C. (2015). Conservation of the Hungarian meadow viper *Vipera ursinii rakosiensis*. *International Zoo Yearbook*, 49(1), 89–103. DOI: <https://doi.org/10.1111/izy.12088>
- Péntek, A. L., Halpern, B., & Vörös, J. (2018). A Turjánvidék herpetofaunája. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Rosalia 10, 893–914.
- Pianka, E. R. (1967). On lizard species diversity: North American flatland deserts. *Ecology*, 48(3), 333–351. DOI: <https://doi.org/10.2307/1932670>
- Piquet, J. C., & López-Darias, M. (2021). Invasive snake causes massive reduction of all endemic herpetofauna on Gran Canaria. *Proceedings of the Royal Society B*, 288(1964), 20211939. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1939>
- Rák, G. A. (2024). Plant community driven habitat choice of a grassland specialist: The Hungarian meadow viper prefers community transitions (Eötvös Lóránt Tudományegyetem, diplomamunka)
- Roberge, J.-M., & Angelstam, P. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*, 18(1), 76–85. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00450.x>
- Rota, C. T., Ferreira, M. A. R., Kays, R. W., Forrester, T. D., Kalies, E. L., McShea, W. J., Parsons, A. W., & Millsaugh, J. J. (2016). A multispecies occupancy model for two or more interacting species. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(10), 1164–1173. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12587>

- Royle, J. A. (2004). N-Mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics*, 60(1), 108–115 DOI:<https://doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x>
- Schaub, M., & Kéry, M. (2012). Combining information in hierarchical models improves inferences in population ecology and demographic population analyses. *Animal Conservation*, 15(2), 125-126. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00531.x>
- Seigel, R. A., Smith, R. B., & Seigel, N. A. (2003). Swine flu or 1918 pandemic? Upper respiratory tract disease and the sudden mortality of gopher tortoises (*Gopherus polyphemus*) on a protected habitat in Florida. *Journal of Herpetology*, 37(1), 137–144. DOI: [https://doi.org/10.1670/0022-1511\(2003\)037\[0137:SFOPUR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1670/0022-1511(2003)037[0137:SFOPUR]2.0.CO;2)
- Sevianu, E., Petrișor, M., Maloș, C.-V., & Hartel, T. (2022). Habitat preferences of European green lizard *Lacerta viridis* (Laurenti 1768) in a protected area, Romania. *Studia Universitatis Babeș-Bolyai Biologia*, 67(1), 165-176. DOI:[10.24193/subbbiol.2022.1.09](https://doi.org/10.24193/subbbiol.2022.1.09)
- Shine, R., & Kearney, M. (2001). Field studies of reptile thermoregulation: How well do physical models predict operative temperatures? *Functional Ecology*, 15(2), 282–288, DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2001.00510.x>
- Sos, T., Ghira, I., & Hegyeli, Z. (2020): New distribution data and conservation status of *Vipera ursinii rakosiensis* (Méhely, 1893) in Transylvania, Romania [Poster presentation]. SEH 17th European Congress of Herpetology
- Speybroeck J, Beukema W, Bok B, Van der Voort J (2016) Field guide to the amphibians & reptiles of Britain and Europe. Bloomsbury Natural History, an imprint of Bloomsbury Publishing Plc, London
- Szarvas, R. (2022). A talajvízszint és a mikrodomborzat hatása a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) élőhelyválasztásának szezonálisára (Állatorvostudományi egyetem, Msc diplomamunka)
- Szövényi, G. (2007). Egyenesszárnú rovarok és együtteseik tér-időbeli változásai a rákosi vipera kiskunsági élőhelyein. *Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Rosalia* 3, 167–183.

- Tisza, Á., Móré, A., Turny, Z., Bereczky, A., Szentesi, Z., Korsós, Z., & Mizsei, E. (2024). A geometric morphometric approach to identify incomplete snake vertebrae from raptor bird feeding remains. *Food Webs*, 38(9), e00334. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2023.e00334>
- Todd, B. D., Willson, J. D., & Gibbons, J. W. (2010). The global status of reptiles and causes of their decline. In D. W. Sparling, C. A. Bishop, & S. Krest (Eds.), *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles* (2nd ed., pp. 47–67). CRC Press. DOI: [10.1201/EBK1420064162-c3](https://doi.org/10.1201/EBK1420064162-c3)
- Ukuwela, K. D. B., Lee, M. S. Y., Rasmussen, A. R., de Silva, A., & Sanders, K. L. (2017). Biogeographic origins of the viviparous sea snake assemblage (Elapidae) of the Indian Ocean. *Ceylon Journal of Science*, 46(5), 101–110. DOI: <https://doi.org/10.4038/cjs.v46i5.7457>
- Újvari, B., & Korsós, Z. (1997). Thermoregulation and movements of radio-tracked *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary
- Vacheva, E. D., Naumov, B. Y., & Tzankov, N. D. (2020). Diversity and habitat preferences in lizard assemblages (Reptilia: Sauria) from model territories in western Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica*, 72(3), 385–396. DOI: <http://www.acta-zoologica-bulgarica.eu/002366>
- Vacheva, E., & Naumov, B. (2024). Some insights into the diet of the Balkan wall lizard *Podarcis tauricus* (Pallas, 1814) in northwestern Bulgaria. *Biharean Biologist*, 18(1), 51–56.
- Vadász, Cs. (2016). Natura 2000 fenntartási terv: Felső-Kiskunsági turjánvidék (HUKN20003) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság.
- Vajda, Z. (2007). Bócsabugac buckavilága és a homokpuszta. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Rosalia 3, 103–114.
- Vidéki, R., & Máté, A (2007). A rákosi vipera által preferált gyepek szerkezetének monitorozó jellegű vizsgálata. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Rosalia 3, 125–141.

- Vignoli, L., Cinquegranelli, A., Lucidi, G., Luiselli, L., & Salvi, D. (2017). The distribution and diversity of reptiles in a species-rich protected area of central Italy. *Herpetological Conservation and Biology*, 12 (1), 279–291.
- Vitt, L. J., Pianka, E. R., Cooper, W. E. Jr., & Schwenk, K. (2003). History and the global ecology of squamate reptiles. *The American Naturalist*, 162(1), 44–60. DOI:[10.1086/375172](https://doi.org/10.1086/375172)
- Ward, R.J., Griffiths, R.A., Wilkinson, J.W., & Cornish, N. (2017): Optimising monitoring efforts for secretive snakes: a comparison of occupancy and N-mixture models for assessment of population status. *Scientific Reports*, 7, 18074. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-017-18343-5>
- Wenner, B. (2022). A rézsikló (*Coronella austriaca*) táplálkozása és a prédaelérhetőség hatása az élőhelyválasztására a Felső-Kiskunsági turjánvidéken (Állatorvostudományi Egyetem, BSc szakdolgozat)
- Wickham, H. (2013) Scales. Github. <https://github.com/r-spatial/sf>