

37. OTDK Biológia Szekció

A múltbeli és jelenlegi flóra összehasonlítása a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) élőhelyein

Szerző:

Budai Mátyás

Biológia MSc. II. éves hallgató

Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Állatrendszertani- és Ökológiai Tanszék

Témavezető:

Dr. Mizsei Edvárd

projekt és monitoring koordinátor

Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, LIFE HUNVIPHAB

Eötvös Lóránd Tudományegyetem

Állatrendszertani- és Ökológiai Tanszék

2024. július 28.

Tartalomjegyzék

Bevezetés	3
Célkitűzések	5
Anyag és módszer	5
Növényi adatbázis: herbáriumok, cönológiai felvételek, biotikai adatok	6
Statisztikai elemzések	8
Eredmények	9
Diszkusszió	13
Összefoglalás	15
Szerzői hozzájárulás.....	16
Köszönetnyilvánítás	17
Irodalomjegyzék.....	17

Bevezetés

A Föld szabad felszínének majd fele esett át valamiféle változáson az olyan emberi hatásoknak köszönhetően, mint a területek beépítése, illetve a földek kedvezőtlen hasznosítása [1]. A mérsékelt övi füves puszták ideálisak szántóföldek létesítésére, ezért ezek az élőhelyek szorultak vissza a legjelentősebb mértékben [2, 3]. A gyepek fajgazdagsága folyamatos csökkenő trendet mutat, melyet a területek múltbeli és jelenlegi hasznosítása együttesen okozhatnak például a gyepek kezelési módjának megváltoztatásával, a kezelés felhagyásával vagy a hasznosítás intenzitásának növelésével [4]. Az élőhelyek kiterjedésének csökkenése azonban nem feltétlen vonja maga után a növényfajok kihalását, bizonyos esetekben a fajközösség hasonló marad a beszűkült lélettér ellenére is [5].

A természettudományi múzeumok gyűjteményeinek hozzáférhetősége az utóbbi években megnövekedett az adatok egyre gyakoribb digitalizálásának köszönhetően [6]. Ezen nagy időtávot lefedő adatbázisok új lehetőségeket nyitottak a kutatók és természetvédők számára [7], mivel könnyen hozzáférhető, fenntartható és reprodukálható adatforrásként szolgálhatnak számukra [6]. Az adatok felhasználása hasznos lehet többek közt a jelenlegi ökológiai mintázatok, illetve a fajok aktuális természetvédelmi helyzetének pontos értékeléséhez, melyhez ismerünk kell a fajok elterjedésének, életmódjának korábbi állapotát [8]. A korábbi felmérések helyén megismételt mérések kulcsfontosságúak lehetnek a közösségek változásának, illetve a változás trendjének, sebességének és idejének megállapításához [9]. A növényközösségek változásának vizsgálata során a múltbeli és jelenlegi adatok együttes használata vagy összehasonlítása szolgálhat a legtöbb információval [10].

A digitalizált, perzisztens, hozzáférhető múltbeli adatok közé tartoznak az egyre szélesebb körben felhasznált herbáriumok is. A herbáriumok már több mint 400 éve elengedhetetlen eszközei a botanikai témájú kutatásoknak, korábban főként a taxonómiai és szisztematikai vizsgálatok esetében [11]. A digitalizáció hatására az utóbbi években fenológiai [12, 13, 14], pollenekkel és beporzókkal kapcsolatos [15], illetve konzervációbiológiai kérdések is megválaszolásra kerültek herbáriumok segítségével [16]. A növényközösségeket általában néhány gyakori és több ritka faj alkotja [17], melyek valós abundanciájára és a tömegességi viszonyokra kizárólag herbáriumok alapján nem következtethetünk, mivel gyakran előfordul, hogy a botanikusok inkább a ritka fajok gyűjtésére koncentrálnak a közösség fajkompozíciójának reprezentálása helyett [18]. A közösségek valós állapotának ismeretéhez célszerű a herbáriumok, florisztikai és cönológiai adatok együttes, kombinált használata [19].

Hazánk egyik legveszélyeztetettebb gerinces faja [20], a füvesélőhely-specialista rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*), melyet Méhely Lajos 1893-ban írt le [21]. Elsősorban élőhelyeinek átalakítása, fragmentálódása és degradálódása miatt a 20. század végére és napjainkra csupán néhány, apró, egymástól elszigetelt populációja maradt fenn a Hanságban, a Kiskunságban és az Erdélyi Mezőségben [22, 23]. Az elterjedési terület beszűkülése mellett a populációk mérete is folyamatos csökkenő tendenciát mutatott, becslések szerint a 2000-es évekre mindössze 500 egyed alkotta a rákosi vipera vadon élő populációit [24, 25]. A beszűkült populációméret okának, illetve következményének megértése pedig kulcsfontosságú a veszélyeztetett fajok védelme szempontjából [26]. Az egyik lehetséges ok a túlzott predációs nyomás, mely feltételezésünk szerint napjainkban is a populációk növekedésének egyik fő korlátozó tényezője lehet [27]. A gyephasznosítási mód hatása is megmutatkozik, ugyanis a viperák a legelőket preferálják a kaszálással, illetve kaszáló-legelő váltó kezeléssel szemben [28]. Az egyedszám-csökkenést továbbá az élőhelyek romlása is okozhatta, melyben szerepet játszhat az inváziós fajok terjedése, a túlhasznosítás és a vaddisznók túrásai is. Az élőhelyek fragmentálódása következtében pedig a kis méretű populációk egyre jobban elszigetelődtek egymástól, mely a genetikai állomány leromlását is eredményezhette [29].

Az élőhelyek flórájának megváltozása is összefüggésben állhat a rákosi viperák egyedszámával, ugyanis nem ismerjük az eredeti élőhelyek fajkészletét és kompozícióját, így lehetséges, hogy a populációk csupán szuboptimális élőhelyeken maradtak fenn napjainkra. A természetvédelmi intézkedések ismerethiányosan zajlanak, így előfordulhat, hogy a számos beavatkozás ellenére sem növekszik látványosan a populációk mérete [30]. A szuboptimális élőhelyeken a fitness csökkenése és a populáció kihalásának növekvő kockázata tapasztalható [31], ezért természetvédelmi intézkedések során kulcsfontosságú, hogy azok bizonyítékok alapján valósuljanak meg [32]. A rákosi vipera múltbeli élőhelyeiről viszonylag kevés információ áll rendelkezésre, ezért ennél az alfajnál is elsődleges az eredeti élőhelyek minél részletesebb és mélyrehatóbb ismerete, hogy a gyepterületek rekonstruálása és kezelése a vipera szempontjából optimális módon történhessen.

Az élőhelyek rekonstruálásához múltbeli adatok, például régi cönológiai felvételek, herbáriumi gyűjtések és florisztikai adatok szükségesek. A rekonstruálás opportunistá módon zajlik, ugyanis csak olyan adatokat használhatunk fel, amelyek rendelkezésünkre állnak [10], és ezek alapján következtethetünk az egykori növényközösségek összetételére. A növényzet múltbeli fajkészlete indikátorként szolgálhat a vizsgált terület állapotára nézve és segítségével

megfigyelhetőek az invazív fajok és az emberi jelenlét különböző, élőhelyekre gyakorolt hatásai [33]. A múltbeli diverzitás rekonstrukciónál figyelembe kell vennünk a megfigyelt mellett a láthatatlan diverzitást („dark diversity”) is, ugyanis egy bizonyos területen várt, de hiányzó fajok is fontos információval szolgálhatnak egy növényközösség állapotáról [34]. A múltbeli adatok az élőhelyrekonstrukciók mellett azok ideális kezelési módjának meghatározását is elősegíthetik [35]. A hullók esetében elsősorban a vegetáció szerkezete határozza meg a gyeprekonstrukciók eredményességét, így különböző növényzetszerkezeti jellemzők biztosítására érdemes hangsúlyt fektetni [36].

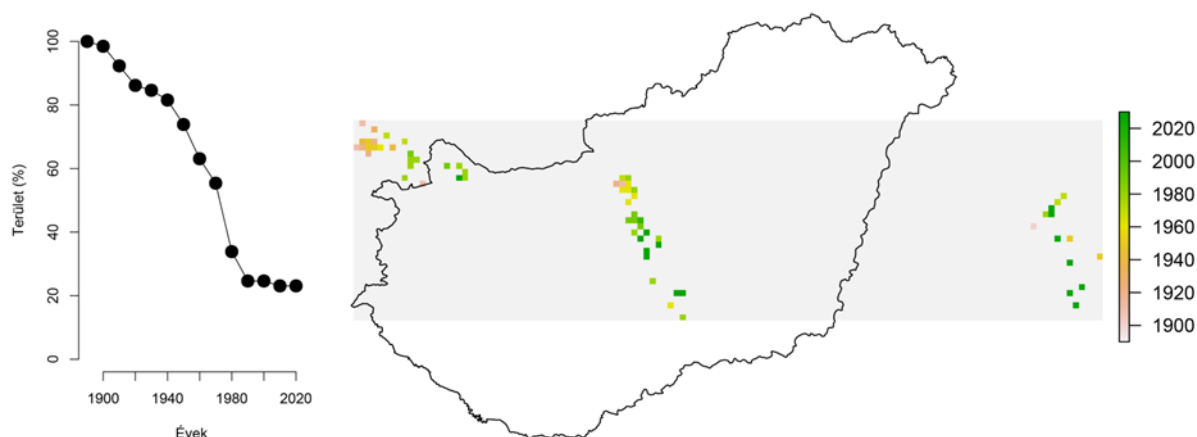
Célkitűzések

A kutatás során azt a célt tűztem ki, hogy rekonstruálom a rákosi vipera egykori elterjedési területén jellemző növényi fajkészletet, amit azután összehasonlítok a vipera fennmaradt élőhelyeinek növényi fajkészletével. A kutatásom kérdései a következők:

- Különböznek-e a jelenlegi élőhelyek a tájátalakítás előttiektől (1975 előtt) a vegetáció fajkészletében?
- Ha különböznek, mely növényfajok hiánya vagy jelenléte okozza a különbséget?
- Összefügg-e egy adott terület múltbeli és jelenlegi növényi fajkészletének különbözősége a vipera fennmaradásával?

Anyag és módszer

A kutatás előzményeként feltérképeztem a rákosi vipera múltbeli elterjedését. Ehhez múzeumi példányok, illetve kutatók adataira, valamint irodalmi adatokra hagytam [21, 37, 38, 39, 40, 41, 42]. Azonosítottam minden fellelhető vipera-élőhelyet és ez alapján határoztam meg a faj előfordulásának egykori kiterjedését. Az egyes előfordulásokhoz évszámot is hozzárendeltem és létrehoztam egy vipera-élőhely adatbázist, mely alapján elkészítettem a vipera múltbeli elterjedési térképét (1. ábra). Emellett az elterjedési terület évenkénti csökkenése alapján megvizsgáltam a faj élőhelyvesztésének mértékét. Folyamatos csökkentő tendencia volt tapasztalható, az eredmények alapján a legnagyobb mértékű élőhelyvesztés pedig 1975 körül következett be a gépesített mezőgazdasági művelés intenzifikációjának idejében, ezért ezt az időpontot használtam a kutatásban a múltbeli és jelenlegi előfordulás elkülönítéséhez.

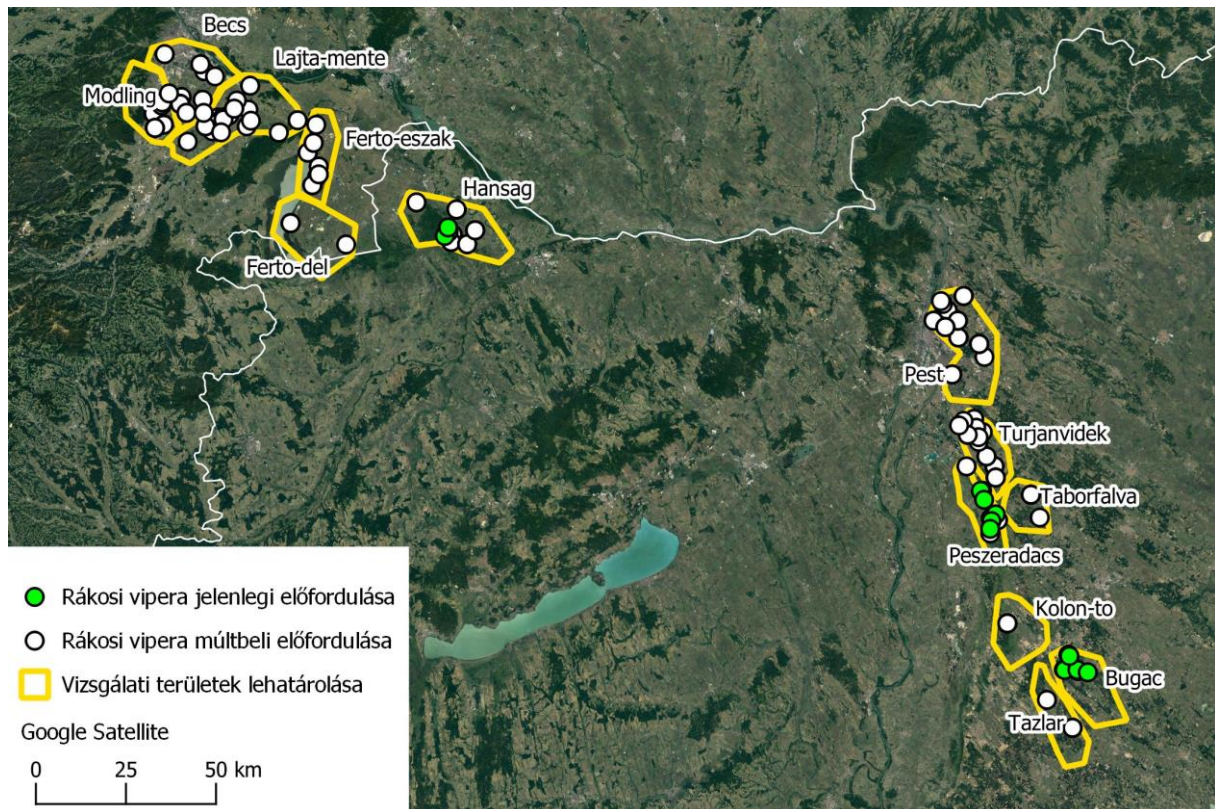


1.ábra A rákosi vipera élőhelycsökkenésének mértéke és elterjedésének változása 5×5 km UTM négyzetek térbeli felbontásán. A bal oldalon a vipera által elfoglalt terület %-os csökkenése látható az évek haladásával, a leglátványosabb visszaesés 1970-1980 között látszik. A jobb oldalon a minél sötétebb, zöldebb UTM négyzetekben maradt fenn tovább a faj, eszerint a vipera populációk Bécs és Pest környékéről tűntek el legkorábban.

Növényi adatbázis: herbáriumok, cönológiai felvételek, biotikai adatok

Az elkészített viperaelőhely-adatbázis helységneveire rákerestem és megnéztem, hogy milyen herbáriumok találhatók a keresett helyszínekről. A digitalizált herbáriumok adatokat a jacq.org virtuális herbáriumából töltöttem le. A magyarországi herbáriumok adatához azonban nem lehet online hozzáférni, így ezeket herbáriumok feldolgozásán alapuló közleményekből kellett pótolnom [43]. Emellett digitalizált cönológiai felvételeket, florisztikai és biotikai adatokat is felhasználtam, melyekhez a Duna-Ipoly, a Kiskunsági és a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak jóvoltából jutottam hozzá.

Az összegyűjtött adatokat egységes formátumú adattáblákba soroltam az elemzések megkezdéséhez. A végleges növényi adattáblákban minden sor egy növényi adatpontot jelentett, mely minden esetben tartalmazta a növény tudományos nevét, az észlelés vagy gyűjtés évét, a leírt, illetve georeferált helyét, a pontos koordinátáját, a koordináta típusát (WGS vagy EOVI) és az adatpont forrását. A helyek pontos azonosítását és koordináták meghatározását több esetben utólagosan, manuálisan kellett pótolnom a meglévő adatok, leírások, valamint térképek használatával.



2. ábra. A rákosi vipera múltbeli elterjedése nyomán kijelölt és vizsgált területek. A zöld pontok a vipera jelenlegi, a fehérek pedig az egykori előfordulási helyeket jelzik. A sárga vonallal lehatárolt területek múltbeli, illetve jelenlegi flóráját hasonlítottam össze az elemzések során.

A kutatás során azonosított vipera lelőhelyeket elhelyezkedésük szerint kisebb csoportokra osztottam és a Quantum GIS használatával lehatároltam őket (2. ábra), majd ezen kijelölt élőhelyegységek flóráját hasonlítottam össze az elemzések során. A növényfajok listájából kiszűrtem a gombákat (Fungi) és mohákat (Bryophyta), az elemzéseknél csak a hajtásos növények adatait vettük figyelembe. A fajlistában emellett több helyen pótoltam a hiányzó fajkódokat a korábbi tudományos név vagy szinonima, illetve a legközelebbi rokon taxon fajkódja alapján. Az elemzéshez használt adatok közül a Flóra adatbázis besorolása alapján eltávolítottam a fásszárú növényfajokat (E, M-MM, MM, MM-M kód) [44]. Továbbá a vizsgálati területeket 5×5 km-es almintákra osztottam. Az előzetes vizsgálat alapján 1975 előtt rögzített növény adatokat múltbeli, az 1976 utániakat pedig a jelenlegi növény fajkompozíció bemenő adataiként vettem figyelembe a viperák élőhelyvesztésének vizsgálata nyomán. Az elemzésekhez közösségi mátrixokat hoztam létre, amelyekben a sorok voltak a mintavételi helyek, az oszlopok a növényfajok, és a cellákat a jelenlét-hiány előfordulásnak megfelelően 0-1 értékekkel töltöttem ki az adatok alapján.

Statisztikai elemzések

Az adatok térbeli eloszlása alapján mindkét vizsgált időszakra (múltbeli < 1975, 1976 < jelenlegi) kiszámítottam a vizsgálati területen kijelölt és mintázott 5×5 km-es cellák mintázottsági indexét a következő módon [45]. Első lépésben létrehoztam a vizsgálati terület földrajzi kiterjedését lefedő üres 5×5 km-es felbontású rasztert, és a végleges adatbázisban található összes fajnak elkészítettem a jelenlét-hiány térképét, majd az így kapott fajonkénti rétegek alapján az R programhoz írt [46] *raster* csomag *cacl* funkciójával kiszámoltam a cellánkénti fajgazdagság értékét [47], majd a vizsgálati poligonokon kívül eső cellákat kimaszkoltam. Második lépésben kiszámítottam cellánként az adatpontok számát. Az ignorancia térképeknél használt $obs_{50}=0,05$ fajszám/adatszám arány határértéket használva [45] elkészítettem a múltbeli és jelenlegi flóra adataink ignorancia térképeit, amiknek a jobb érthetőség miatt a skáláját x^*-1+1 transzformációval 0-1 közé transzformáltam. Ezen a skálán a magasabb értékek mutatják a fajszám és adatszám alapján relatíve jobban mintázott cellákat. A területenkénti mintázottsági indexeket térképen és boxplot-on ábrázolva összegeztem (3.ábra).

A múlt és jelenlegi növényközösségek eltéréseinek ábrázolása céljából nem-metrikus multidimenzionális skálázást, NMDS-t alkalmaztam. Az NMDS távolságmátrixának az ún. Raup-Crick-féle disszimilitási indexet alkalmaztam. A Raup-Crick-féle disszimilitási index jelenlét/hiány adatokon alapuló valószínűségi index. Az indexet $1-p(j)$ -vel definiálhatjuk, ami annak a valószínűsége, hogy legalább j számú faj jelen van mindkettő vizsgált közösségben. Ez a valószínűség/index függ a mindkét összehasonlított közösségből hiányzó fajok számától, így a közösségekből hiányzó fajok hozzáadása vagy kisérdése hatással van az index értékére [48]. Két NMDS-t futtattam, az elsőben csak az őshonos fajokból létrehozott közösségi mátrixot elemeztem, a másodikban pedig az adventív és idegenhonos fajokat is tartalmazó mátrixot. Az NMDS-ek létrehozásához a *vegan* csomagot használtam [49].

A harmadik elemzésben a Raup-Crick-féle disszimilitási indexet kiszámítottam a csak natív és az adventív és idegenhonos is fajokat tartalmazó közösségi mátrixokra, majd a *reshape* csomag *melt* funkciójával a mátrixot három oszlopba „olvasztottam” [50], amiben az első kettő az almlinta neve, a harmadik pedig a disszimilitás értéke volt. Az átalakított mátrixból kiválogattam azokat az eseteket ahol adott almlinta múltbeli és jelenlegi növényközösségének disszimilitása volt, tehát csak a területeken belüli közösségi szintű különbözőséget vizsgálom. A disszimilitási index érték eloszlásának a mára kipusztult és fennmaradt rákosivipera-

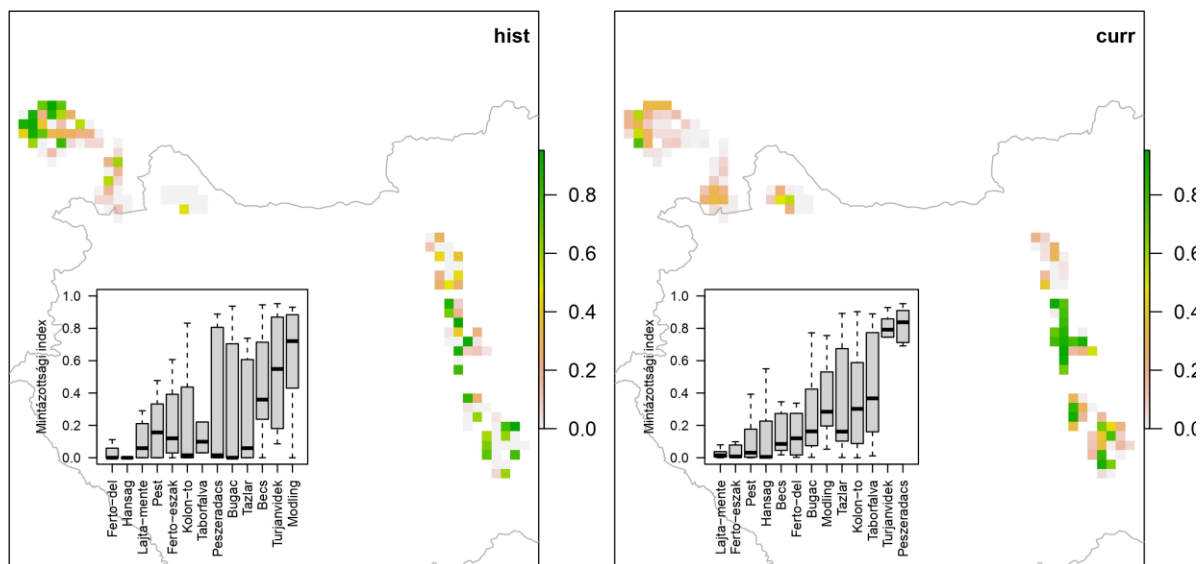
populációval jellemezhető vizsgálati területek közötti különbségét Wilcox-tesztel vizsgáltam. A disszimilitási index hatását a rákosivipera-állomány fennmaradására vagy kihalására általánosított lineáris modellek segítségével vizsgáltam, ahol az illesztett modelleknél binomiális hibaeloszlást feltételeztem.

Vizsgáltam, hogy azok a vizsgálati területek florális közössége, ahol fennmaradt a rákosi vipera populációja, különbözik-e azoktól a területektől, ahol mára már kipusztult a faj. Ehhez egy szűrt közösségi mátrixot hoztam létre, amelyben csak azok az alminták szerepeltek, ahol legalább 5 növényfaj adata jelenvolt és csak azokat a fajokat tartalmazta, amelyek legalább 10 mintavételi egységben jelen voltak. Első lépésben egy PERMANOVA analízissel megvizsgáltam, hogy a kipusztult és fennmaradt rákosi vipera populációs vizsgálati területek különböztek-e a múltban, majd egy SIMPER analízissel kiszámítottam a területek különbözőségét magyarázó fajok hozzájárulását. A kummulatív hozzájárulás legalább 10%-át magyarázó növényfajokat a kiszűrtem a jelenlegi növényközösség mátrixból, hogy a tájtalakítás előtti, valószínűleg biogeográfiai okokra visszavezethető különbségeket okozó fajok ne torzítsák a jelenlegi közösségek különbözőségét magyarázó fajok azonosítását. Az így kapott szűrt közösségi mátrixra is lefutattam a PERMANOVA elemzést a kipusztult és fennmaradt rákosivipera-populációs vizsgálati területek jelenlegi florális közösségének különbözőségének detektálása céljából, és SIMPER analízissel azonosítottam a különbözőséget legnagyobb mértékben magyarázó növényfajokat. Az elemzéshez a vegan csomag funkcióit használtam [49].

Eredmények

Az adatgyűjtés eredményeként összesen $n=261.539$ növény-előfordulási adatpontot sikerült gyűjteni, amelyek $n=1619$ fajhoz tartoztak (fásszárúak nélkül). Egyes adatok nem rendelkeztek gyűjtési/megfigyelési dátummal ezért az elemzésben végül $n=253.493$ adatpontot használtam fel, amelynek 97,4%-a 1975 utánról származott. A múltbeli élőhelyek mintázottsága a térképen és a boxplotok alapján is Mödling, Bécs, illetve a Turjánvidék területén volt a legnagyobb (3. ábra). A Hanság, a Fertő-tó környéke, és Pest mind a múltbeli és mind a jelenlegi adatok fényében alacsony mintázottságot mutatott. A múltbeliekhez képest a jelenlegi adatoknál a mintázottság az ausztriai élőhelyekről a közép-magyarországi élőhelyekre helyeződött át. A legnagyobb értékeket itt a Turjánvidék, Peszéradacs és Táborfalva esetében tapasztaltuk. A

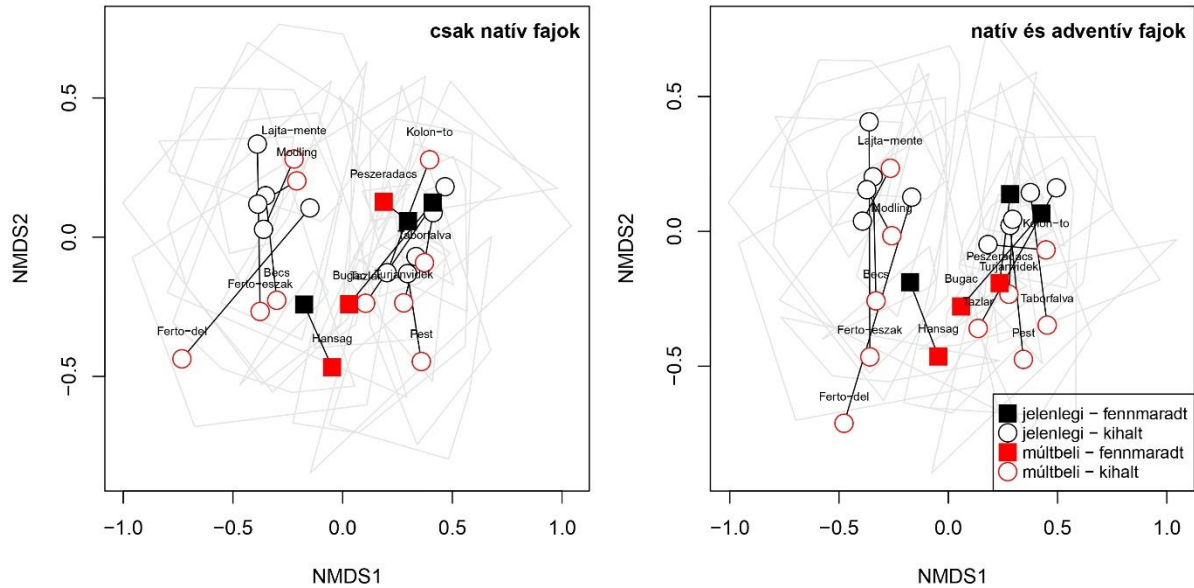
múltbeli adatsorban a legfajgazdagabb almintában $n=376$ faj volt, és a legelterjedtebb faj a vizsgálati terület 9,3%-án, $n=17$ cellában volt jelen (*Molinia coerulea*). A jelenlegi adatsorban a legfajgazdagabb almintában $n=605$ faj volt, és a legelterjedtebb faj a vizsgálati terület 27,7%-án, $n=51$ cellában volt jelen (*Iris sibirica*).



3. ábra. A vizsgált területek mintázottsági indexei boxplotokon és térképen ábrázolva. A térképeken a minél zöldebb UTM négyzetek jelzik a nagyobb mintázottsági indexeket. A múltbeli adatok esetében Mődling, Bács és a Turjánvidék, a jelenlegiekénél pedig a Turjánvidék mellett, Peszéradacs mintázottsága volt a legnagyobb.

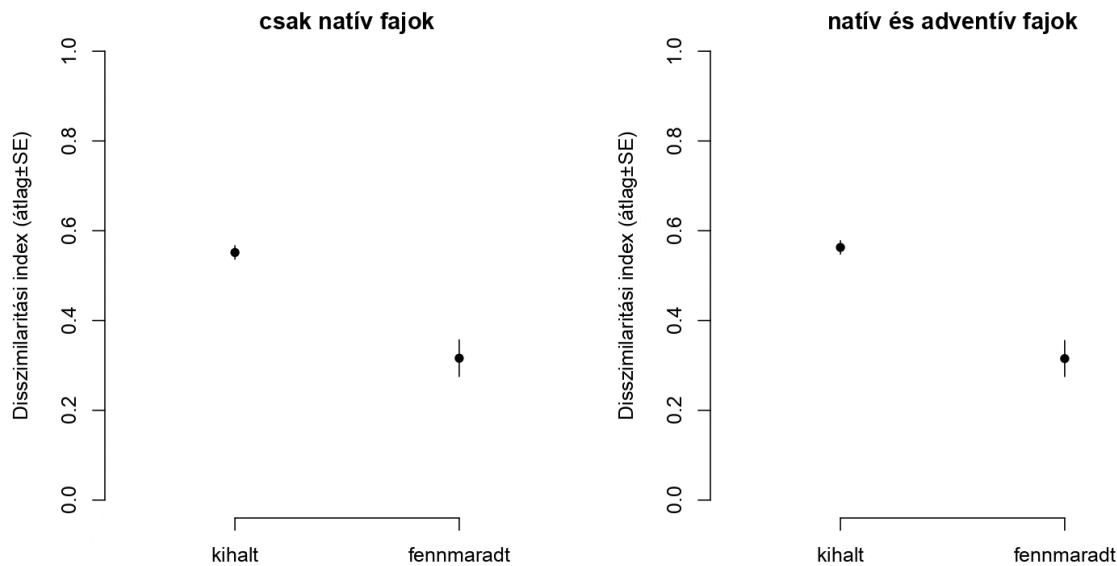
Közösségek összehasonlítása

Az NMDS elemzések alapján a vizsgált alminták jelenlegi és múltbeli növényközössége területenként különböző mértékben tolódott el, változott meg (4. ábra). A vizsgálati területek közösségeinek centroidjainak túlnyomó része hasonló irányban, az NMDS 2 tengelyen mozdult el. A csak natív és a minden fajt (natív és adventív fajok) tartalmazó NMDS-ek nem mutatnak jelentős eltéréseket. Mindkét ordinációban, azok a vizsgálati területek, amelyeken fennmaradt a rákosi vipera a múltban hasonlóak voltak, ezek közül, a kiskunsági élőhelyek jelenlegi fajkompozíciója is hasonló maradt.



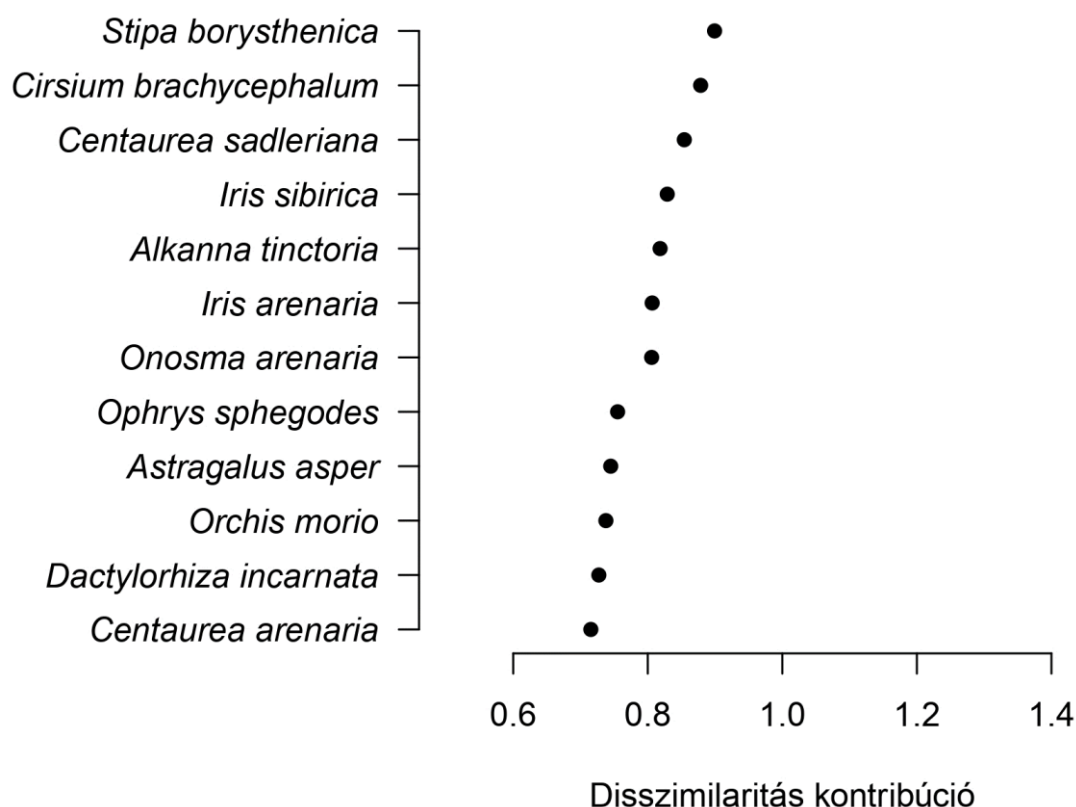
4. ábra. Az egykori és mai élőhelyek növényi fajközösségének változásai, nem-metrikus multidimenzionális skálázással (NMDS) ábrázolva. A bal oldali ábra csak a natív, a jobb oldali pedig a natív és adventív fajokat is figyelembe vette, de az ábrák nem mutatnak jelentős eltéréseket. Piros színnel a múltbeli, feketével pedig a jelenlegi élőhelyek közösségének centroidjai láthatóak, körrel vagy négyzettel jelölve aszerint, hogy kihalt vagy fennmaradt-e a vipera az adott élőhelyen.

Adott alminta múltbeli-jelenlegi növényközösségének disszimilitása szignifikánsan nagyobb volt azokon a területeken, ahol a rákosi vipera populációja nem maradt fenn napjainkra a csak natív fajok ($W=48907$, $p < 0,0001$) és a natív és adventív fajok ($W=52459$, $p < 0,0001$) alapján rekonstruált közösségek alapján is (5. ábra). A rákosi vipera fennmaradására a disszimilitási index szignifikáns negatív hatásának bizonyult a csak natív fajok (becslés = $-1,444 \pm 0,292$ SE, $z = -4,948$, $p < 0,0001$) és a natív és adventív fajok (becslés = $-1,515 \pm 0,288$ SE, $z = -5,261$, $p < 0,0001$) alapján rekonstruált közösségek alapján is.



5. ábra. A vizsgált területek múltbeli és jelenlegi növényközösségei alapján számolt disszimilitási indexeinek átlagai és szórásai aszerint, hogy a területen kihalt, vagy fennmaradt-e a rákosi vipera. A bal oldali ábra csak a natív fajokat, a jobb oldali a natív és adventív fajokat is figyelembe vette a flóra különbözőségének meghatározásához, de a kettő közt nem látható jelentős eltérés. Azon közösségek, melyekről eltűntek a viperák jobban különböznek a múltbeli állapotukhoz képest, mint amelyeken fennmaradt a faj.

A vizsgálati területek múltbeli növényközössége nem tért el szignifikánsan aszerint, hogy mára kipusztult vagy fennmaradt a rákosi vipera populációja ($p = 0,997$), azonban ezek a területek jelenlegi florális közösségei szignifikánsan különböznek ($p = 0,002$). A mára kipusztult vagy fennmaradt rákosivipera-populációval jellemezhető vizsgálati területek florális közössége közötti disszimilitáshoz a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthénica*), a kiséfűszű aszat (*Cirsium brachycephalum*), a Sadler-imola (*Centaurea sadleriana*), a szibériai nőszirm (*Iris sibirica*) és további 8 faj járult hozzá a legnagyobb mértékben (6. ábra).



6. ábra. A mára kipusztult vagy fennmaradt rákosivipera-populációval jellemezhető vizsgálati területek florális közössége közötti disszimilaritáshoz legnagyobb mértékben hozzájáruló fajok. Mindegyik faj a vipera által lakott valamely élőhelytípus ritka, jellegzetes karakterfaja.

Diszkusszió

Több mint 260.000 növény-előfordulási pont alapján hasonlítottam össze a kijelölt élőhelyek egykori és mai növényközösségét. A mintázottság és a növényközösségek változásának mértéke élőhelyenként eltérő volt, de az eltolódás iránya általában hasonlított. Az eltolódást és az élőhelyek különbözőségét nem befolyásolta, hogy csak a natív vagy a natív és adventív fajok adatai alapján történt-e az összehasonlítás. Szignifikánsan kisebb volt a növényközösségek múlt-jelen közötti disszimilaritása azokon a területeken, amelyeken fennmaradt a rákosi vipera szemben azokkal, melyekről kipusztult, a disszimilaritási index pedig szignifikánsan negatívan hatott a vipera perzisztenciájára. A múltbeli élőhelyek fajközösségei nem különböztek szignifikánsan a vipera fennmaradása vagy eltűnése esetében, azonban a területek jelenlegi közösségei szignifikánsan különböztek. A csak egykor, illetve a ma is viperás élőhelyek növényközösségének disszimilaritáshoz legnagyobb mértékben a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthenica*), és a kiskécskű aszat (*Cirsium brachycephalum*) járult hozzá.

Az egykori növényközösségek rekonstruálása korábbi kutatásoknál akár évmilliókig visszamenő időtávlatra is irányult [51, 52], a paleobotanika mellett azonban a jelen vizsgálathoz hasonló módon az elmúlt évszázadok változását is vizsgálták adott terület flórájára nézve [53, 54]. Az általam rekonstruált növényi adatbázisba megfelelő mennyiségű adatot és fajt sikerült összegyűjteni, más, területek flóráját rekonstruáló cikkekben általában kevesebb faj és adat alapján végeztek elemzéseket [54]. Az adataink döntő többsége 1975 utánról származik, ami biztosan befolyásolja az előtte-utána összehasonlítások reprezentativitását, habár ehhez az adatok kis hányadát kitevő múltbeli adatok mintaelemszáma is elegendő. A cellákban leggyakoribb múltbeli és jelenlegi fajok (*Molinia caerulea* és *Iris sibirica*) nem meglepő módon a rákosi vipera élőhelyein jellemző tipikus tárulások, a kékperjés láprétek jellegzetes karakterfajai [55].

Az élőhelyek összehasonlítása során kapott eredményeink értelmezéséhez elengedhetetlen az egyes helyek mintázottságának ismerete, hiszen ezzel elkerülhető a különböző mintázottságból eredő torzítás hatása [45]. Az elkészített ignorancia-térképeken látható, hogy a múltbeli flóra adatok mintázottsága Bécs és a közvetlen szomszédságában elhelyezkedő Mödling almintáiban, illetve a Turjánvidéken a legnagyobb. Az osztrák adatok arról tanúskodnak, hogy Bécs környékén számos herbáriumi gyűjtés történt 1975 előtt. A múltbeli és jelenlegi adatok közül Pest valószínűleg a korai beépítések miatt megfogyatkozó értékes élőhelyek miatt rendelkezik alacsony mintázottsággal. A legnagyobb mintázottsággal a nemzeti parkok működési területébe eső élőhelyek rendelkeznek, mint a Turjánvidék és Peszéradacs. A jövőben érdemes lenne a nemzeti parkok adatgyűjtéseit összehangolni, hogy a kutatók könnyen elemezhető, azonos formátumú adatokkal dolgozhassanak.

A mintázottsági értékek segítenek döntést hozni abban, hogy az NMDS ordinácók eredményeit, mely élőhelyek múltbeli-jelenlegi párjainál fogadhatjuk el a legnagyobb megbízhatósággal. Megállapítható, hogy az átlagostól leginkább eltérő élőhelyek legtöbbször az alacsonyabb mintázottsággal rendelkezők, így lehet, hogy az eltérés ennek tudható be. A jelenleg viperás helyek fajközössége a múltban és többnyire a jelenben is hasonlóak voltak, ami arra utal, hogy a vipera adott típusú élőhelyekhez alkalmazkodhatott, melyek közösségei nem tértek el jelentősen 1975 előtt, illetve után. A natív és nem-natív fajokat is tartalmazó mintában a különbségek hiánya kérdéses, mert ezzel ellentétben más kutatások kimutatták az adventív, elsősorban a kertészeti növények terjedésének hatását a közösségekre nézve [54, 56].

A kutatás talán legfontosabb eredményei, hogy az adott alminták múltbeli-jelenlegi disszimilitása szignifikánsan nagyobb azon területek esetében, amelyekről kipusztult a rákosi vipera, illetve a disszimilitási index szignifikáns negatív hatásának bizonyult a rákosi vipera perzisztenciájára nézve. Ez azt bizonyítja, hogy a mai viperaélőhelyek jobban hasonlítanak a múltbeli képükre, mint azok az élőhelyek, ahonnan eltűntek a viperák. Ez megfelel az előzetes elvárásainknak, hiszen a flóra megváltozását vártuk azon helyeken, ahonnan eltűnt a vipera. A fajkészlet múltbeli-jelenlegi különbözőségét okozhatja akár az urbanizáció [57], az élőhelyek szárazodása [58] vagy a helytelen gyephasználat is [59]. Emellett persze az is elképzelhető, hogy maga a megváltozott növényi fajkészlet is negatívan befolyásolja a vipera fennmaradását. Meglepő módon a csak natív, natív és adventív fajok figyelembevétele itt sem okozott eltérést az eredményekben.

A jelenlegi vipera-élőhelyek mind természetvédelmi oltalom alatt és sokszor viperabarát kezelés alatt állnak, aminek köszönhetően értékes, ritka fajokat is tartalmazó növényközösségek találhatóak meg rajtuk. Valószínűsíthető, hogy a fennmaradt élőhelyek az egykori lelőhelyek flórájának utolsó mentsváraiként maradtak fenn, ezek ismeretében belátható, hogy a jelenleg nem viperalakta gyepek miért különböznek tőlük szignifikánsan. A mára kipusztult vagy fennmaradt rákosivipera-populációval jellemezhető vizsgálati területek növényközösségei közötti disszimilitáshoz egyes élőhelytípusok karakterfajai és túlnyomó részt védett, ritka fajok járultak hozzá a legnagyobb mértékben. A homoki árvalányhaj (*Stipa borysthena*), a homoki nőszirm (*Iris arenaria*), a homoki báránypirosító (*Alkanna tinctoria*) és a homoki vértő (*Onosma arenaria*) például a szárazabb, általában magaslatokon elhelyezkedő, felnyíló homoki gyepek értékes fajai, míg a szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), a láprétek jellegzetes faja, melyek mind érzékenyek gyepek túlhasználatára, degradációjára, így a védett, kíméletesen kezelt viperás gyepek alkalmas refúgiumként maradtak fenn számukra. Ezek ismeretében belátható, hogy a disszimilitáshoz való hozzájárulás miatt e fajoknál a legnagyobb: az élőhelyeket múltban érő negatív hatások a növényfajokat és a viperákat is érzékenyen érintették, ezzel jó indikátorai lehetnek az élőhelyek átalakításának, megváltozásának.

Eredményeink alapján megállapítható, hogy a múltbeli herbárium, cönológiai és florisztikai adatok alkalmasak az élőhelyek növényközösségeinek rekonstruálására. A múltbeli fajkészlet jobban különbözött a mai állapothoz képest azon élőhelyeken, melyekről kipusztult a rákosi vipera, ezek alapján a flóra változása és a vipera fennmaradása vagy eltűnése között van

összefüggés. A múltbeli elterjedésről gyűjtött ismeretek felhasználásával az *ex situ* tenyésztésből született egyedek kibocsátási helyszíneit megalapozottan választhatjuk ki. Az egykori élőhelyek rekonstrukciójának vagy a meglévő gyepek diverzifikációjának hatékonyságát növelendő, érdemes lenne az egyes területek múltbeli fajkészlete alapján végezni ezen tevékenységeket a bizonyíték-alapú konzerváció jegyében.

Összefoglalás

A kutatásom célja a veszélyeztetett rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) egykori (1975 előtti) elterjedésének, illetve az élőhelyek flórájának meghatározása és annak összehasonlítása a fennmaradt élőhelyekével. A múltbeli lelőhelyek azonosítása után herbáriumi, cönológiai és florisztikai adatok felhasználásával létrehoztam egy növény-előfordulási adatbázist ($n=261.539$). A múltbeli-jelenlegi flóra eltéréseinek ábrázolásához NMDS-t alkalmaztam, és a különbségeiket Raup-Crick disszimilitási indexszel jellemeztem. A disszimilitás hatását a vipera fennmaradására GLM-mel vizsgáltam. A florális közösségeket PERMANOVA, illetve SIMPER analízissel hasonlítottam össze, majd meghatároztam az eltéréseket leginkább magyarázó növényfajokat. Az élőhelyek flórája szignifikánsan kevésbé különbözött azon területeken, amelyeken fennmaradt a vipera. A disszimilitási index szignifikánsan negatívan hatott a vipera perzisztenciájára. A múltbeli élőhelyek flórája nem tért el szignifikánsan a vipera fennmaradása vagy eltűnése esetében, azonban a jelenlegi flórájuk szignifikánsan különbözött. Az egykori-jelen viperás élőhelyek különbségéhez legnagyobb mértékben a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthena*) és a kiskécskű aszat (*Cirsium brachycephalum*) járult hozzá. Ezek alapján a vipera érzékeny az élőhelyén található flóra változására és azon lelőhelyeken maradt fenn, melyek jobban hasonlítanak egykori flórájukban, eredményeink pedig elősegíthetik az élőhelyrekonstrukciók hatékonyabbá tételét.

Szerzői hozzájárulás

1. Irodalmi és múzeumi adatok felhasználásával feltártam a rákosi vipera múltbeli elterjedését, illetve Quantum GIS és R szoftverek segítségével ábrázoltam azt.
2. Különböző forrásokból összegyűjtöttem a lelőhelyekről származó növény adatpontokat, egységes formátumúra alakítottam őket és létrehoztam egy növényi adatbázist.
3. R szoftverkörnyezetben végeztem az adatok elemzését és az eredmények ábrázolását témavezetőm segítségével.
4. Kiértékeltem az adatokat és elkészítettem a dolgozatot.

Köszönetnyilvánítás

Hálával tartozom témavezetőmnek, Dr. Mizsei Edvárdnak, az átfogó témavezetésért és a rengeteg szakmai segítségnyújtásért. Köszönettel tartozom elsősorban Bérces Sándornak (DINPI), Kovács Évának (KNPI), Barina Zoltánnak (WWF) és Takács Gábornak (FHNPI), valamint Molnár Ábelnek (MATE) és Takács Attilának (DE) a számos növényzeti adatért, továbbá Sós Tibornak az erdélyi viperapopulációkról biztosított adataiért, valamint Dr. Házi Juditnak, hogy lehetővé tette az Állatorvostudományi Egyetem Növénytani Tanszékén található régi folyóiratok átnézését.

Irodalomjegyzék

- 1) Vitousek PM (1994) Beyond global warming: ecology and global change. Ecology 75 (7) 1861-1876 <https://doi.org/10.2307/1941591>
- 2) Habel JC, Dengler J, Janišová M, Török P, Wellstein C, Wenzik M (2013) European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. Biodiversity and Conservation 22 (10) 2131-2138 <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0537-x>
- 3) Deák B, Valkó O, Török P, Tóthmérész B (2016) Factors threatening grassland specialist plants-A multi-proxy study on the vegetation of isolated grasslands. Biological Conservation 204 255-262 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.023>
- 4) Gustavsson E, Lennartsson T, Emanuelsson M (2007) Land use more than 200 years ago explains current grassland plant diversity in a Swedish agricultural landscape. Biological conservation 138 (1-2) 47-59 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.004>
- 5) Piessens K, Hermy M (2006) Does the heathland flora in north-western Belgium show an extinction debt? Biological Conservation 132 (3) 382-394 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.032>
- 6) Page LM, MacFadden BJ, Fortes JA, Soltis PS, Riccardi G (2015) Digitization of biodiversity collections reveals biggest data on biodiversity. BioScience 65 (9) 841-842 <https://doi.org/10.1093/biosci/biv104>
- 7) Hedrick, BP, Heberling, JM, Meineke EK, Turner KG, Grassa CJ, Park DS, Davis CC (2020) Digitization and the future of natural history collections. BioScience 70 (3) 243-251 <https://doi.org/10.1093/biosci/biz163>
- 8) Szabó P (2010) Why history matters in ecology: an interdisciplinary perspective. Environmental Conservation 37 (4) 380-387 <https://doi.org/10.1017/S0376892910000718>

- 9) Verheyen K, De Frenne P, Baeten L, Waller DM, Hédli R, Perring MP, Bernhardt-Römermann M (2017) Combining biodiversity resurveys across regions to advance global change research. *BioScience* 67 (1) 73-83 <https://doi.org/10.1093/biosci/biw150>
- 10) Vellend M, Brown CD, Kharouba HM, McCune JL, Myers-Smith IH (2013) Historical ecology: using unconventional data sources to test for effects of global environmental change. *American Journal of Botany* 100 (7) 1294-1305
<https://doi.org/10.3732/ajb.1200503>
- 11) Besnard G, Gaudeul M, Lavergne S, Muller S, Rouhan G, Sukhorukov AP, Jabbour F (2018) Herbarium-based science in the twenty-first century. *Botany Letters* 165 (3-4) 323-327 <https://doi.org/10.1080/23818107.2018.1482783>
- 12) Primack D, Imbres C, Primack RB, Miller-Rushing AJ, Del Tredici P (2004) Herbarium specimens demonstrate earlier flowering times in response to warming in Boston. *American journal of botany* 91 (8) 1260-1264 <https://doi.org/10.3732/ajb.91.8.1260>
- 13) Robbirt KM, Davy AJ, Hutchings MJ, Roberts DL (2011) Validation of biological collections as a source of phenological data for use in climate change studies: a case study with the orchid *Ophrys sphegodes*. *Journal of Ecology* 99 (1) 235-241
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01727.x>
- 14) Molnár A, Tököllyi J, Végvári Z, Sramkó G, Sulyok J, Barta Z (2012) Pollination mode predicts phenological response to climate change in terrestrial orchids: a case study from central Europe. *Journal of Ecology* 100 (5) 1141-1152 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2012.02003.x>
- 15) Pauw A, Hawkins JA (2011) Reconstruction of historical pollination rates reveals linked declines of pollinators and plants. *Oikos* 120 (3) 344-349 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.19039.x>
- 16) Nualart N, Ibáñez N, Soriano I, López-Pujol J (2017) Assessing the relevance of herbarium collections as tools for conservation biology. *The Botanical Review* 83 (3) 303-325 <https://doi.org/10.1007/s12229-017-9188-z>
- 17) Magurran AE, Henderson PA (2011) Commonness and rarity. *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford University Press: Oxford 97-104
- 18) Garcillán PP, Ezcurra E (2011) Sampling procedures and species estimation: testing the effectiveness of herbarium data against vegetation sampling in an oceanic island. *Journal of Vegetation Science* 22 (2) 273-280 <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01247.x>
- 19) Bottin M, Peyre G, Vargas C, Raz L, Richardson JE, Sanchez A (2020) Phytosociological data and herbarium collections show congruent large-scale patterns but differ in their local descriptions of community composition. *Journal of Vegetation Science* 31 (1) 208-219
<https://doi.org/10.1111/jvs.12825>
- 20) Korsós Z (1991) Európa legveszélyeztetettebb mérgeşkígyója a parlagi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*). *Természetvédelmi Közlemények* 1 83-88

- 21) Méhely L (1893) A magyar fauna egy új mérges kígyója. – Matematikai és természettudományi értesítő 12 87-92
- 22) Korsós Z, Fülöp T (1994) A parlagi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) száz éve. Állattani Közlemények 78 Suppl 31-38
- 23) Mizsei E, Zinenko O, Sillero N, Ferri V, Roussos SA, Szabolcs M (2018) The distribution of meadow and steppe vipers (*Vipera graeca*, *V. renardi* and *V. ursinii*): a revision of the New Atlas of Amphibians and Reptiles of Europe. Basic and Applied Herpetology 32 77-83 <https://doi.org/10.11160/bah.94>
- 24) Dankovics R, Halpern B, Pellingier A, Péchy T, Somlai T, Sós E, Szövényi G, Takács G (2004) Rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*): Fajmegőrzési Tervek (Hungarian meadow viper – species conservation plan). Budapest Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatala (Ministry of Environment and Water Affairs)
- 25) Korsós Z (2002) The biology and ecology of *Vipera ursinii rakosiensis*. – IN: Kovács T, Korsós Z, Rehák I, Corbett K, Miller PS (eds) (2002) Population and habitat viability assessment for the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). Workshop Report, IUCN/SSC Conservation Breeding Species Group Apple Valley MN USA 61-64
- 26) Caughley G (1994) Directions in conservation biology. Journal of animal ecology 215-244 <https://doi.org/10.2307/5542>
- 27) Móré A, Mizsei E, Vadász C, Tóthmérész B, Heltai M (2022) Analysis of mammal mesopredator scat samples indicates significant predation on the endangered Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). Wildlife Biology e01033 <https://doi.org/10.1002/wlb3.01033>
- 28) Mizsei E (2019) Hüllőfajok populációinak lokális abundancia-viszonyait befolyásoló tényezők vizsgálata. Kutatási jelentés, Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét
- 29) Újvári B, Madsen T, Kotenko T, Olsson M, Shine R, Wittzell H (2002) Low genetic diversity threatens imminent extinction for the Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). Biological Conservation 105 (1) 127-130 [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00176-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00176-8)
- 30) Cromsigt JP, Kerley GI, Kowalczyk R (2012) The difficulty of using species distribution modelling for the conservation of refugee species—the example of European bison. Diversity and Distributions, 18(12) 1253-1257 <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00927.x>
- 31) Kerley GIH, Kowalczyk R, Cromsigt JPGM (2011) Conservation implications of the refugee species concept and the European bison: king of the forest or refugee in a marginal habitat? Ecography 35 (6) 519-529 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.07146.x>
- 32) Sutherland WJ, Pullin AS, Dolman PM, Knight TM (2004) The need for evidence-based conservation. Trends in ecology & evolution 19 (6) 305-308 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.018>

- 33) James SA, Soltis PS, Belbin L, Chapman AD, Nelson G, Paul DL, Collins M (2018) Herbarium data: Global biodiversity and societal botanical needs for novel research. Applications in plant sciences 6 (2) e1024 <https://doi.org/10.1002/aps3.1024>
- 34) Pärtel M, Szava-Kovats R, Zobel M (2013) Community completeness: linking local and dark diversity within the species pool concept. Folia Geobotanica 48 (3) 307-317 <https://doi.org/10.1007/s12224-013-9169-x>
- 35) Swetnam TW, Allen CD, Betancourt JL (1999) Applied historical ecology: using the past to manage for the future. Ecological applications 9 (4) 1189-1206 [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[1189:AHEUTP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[1189:AHEUTP]2.0.CO;2)
- 36) Mizsei E, Fejes Z, Malatinszky Á, Lengyel S, Vadász C (2020) Reptile responses to vegetation structure in a grassland restored for an endangered snake. Community Ecology 21 (2) 203-212 <https://doi.org/10.1007/s42974-020-00019-2>
- 37) Méhely L (1895) Magyarország kurta kígyói (*Vipera berus* L. és *Vipera ursinii* Bonap.). – Mat. Term.tud. Közl. 26 (4) 1-108
- 38) Méhely L (1912) A hazai viperákról. Természettudományi Közlöny 44 1–48
- 39) Grillitsch H (2010) Chronologie des Aussterbens der Wiesenotter, *Vipera (Pelias) ursinii rakosiensis* MÉHELY, 1893, in Österreich. Herpetozoa 23 (1/2) 25-50
- 40) Krecsák Z, Zamfirescu S (2008) *Vipera (Acridophaga) ursinii* in Romania: historical and present distribution..North-Western Journal of Zoology 4 (2) 339-359
- 41) Dely OGy, Janisch M (1959) A parlagi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* MÉHELY) elterjedése a Kárpát-medencében Vertebrata Hungarica 1/1-2
- 42) Halpern B, Péchy T (2018) A felső Turjánvidék viperaélőhelyei. Rosalia 10 915-928
- 43) Szujkó-Lacza J (1993) Flowering plants in the Kiskunság National Park and the other region between the Danube and Tisza Rivers. The flora of the Kiskunság National Park 1 60-439
- 44) Bartha D, Bán M, Schmidt D, Tiborcz V (2022) Magyarország edényes növényfajainak online adatbázisa (<http://floraatlasz.uni-sopron.hu>. – Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytan és Természetvédelmi Intézet.)
- 45) Ruete A (2015) Displaying bias in sampling effort of data accessed from biodiversity databases using ignorance maps. Biodiversity Data Journal (3)
- 46) R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing Vienna Austria URL <https://www.R-project.org/>
- 47) Hijmans RJ, Etten JV (2012) raster: Geographic analysis and modeling with raster data. R package version 2.0-12 <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- 48) Chase JM, Kraft NJ, Smith KG, Vellend M, Inouye BD (2011) Using null models to disentangle variation in community dissimilarity from variation in α -diversity. Ecosphere 2 (2) 1-11 <https://doi.org/10.1890/ES10-00117.1>

- 49) Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'hara RB, Oksanen MJ (2013) Package 'vegan'. Community ecology package version 2 (9) 1-295
<https://github.com/vegandevs/vegan>
- 50) Wickham H (2007) Reshaping Data with the Reshape Package. Journal of Statistical Software 21 1-20 <https://www.jstatsoft.org/v21/i12/>
- 51) Barbacka M. (2011) Biodiversity and the reconstruction of Early Jurassic flora from the Mecsek Mountains (southern Hungary). Acta Palaeobotanica 51 (2) 127-179
- 52) Suc JP, Popescu SM, Fauquette S, Bessedik M, Jiménez Moreno G, Bachiri TN, Klotz S (2018) Reconstruction of Mediterranean flora, vegetation and climate for the last 23 million years based on an extensive pollen dataset. Ecologia mediterranea 44 (2) 53-85
- 53) Lavoie C, Saint-Louis A (2008) Can a small park preserve its flora? A historical study of Bic National Park, Quebec. Botany 86 (1) 26-35 <https://doi.org/10.1139/B07-106>
- 54) Knapp S, Kühn I, Stolle J, Klotz S (2010) Changes in the functional composition of a Central European urban flora over three centuries. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 12 (3) 235-244 <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2009.11.001>
- 55) Taylor K, Rowland AP, Jones HE (2001) *Molinia caerulea* (L.) Moench. Journal of Ecology 89 (1) 126-144 <http://www.jstor.org/stable/3072125>
- 56) Mosena A, Steinlein T, Beyschlag W (2018) Reconstructing the historical spread of non-native plants in the North American West from herbarium specimens. Flora 242 45-52
<https://doi.org/10.1016/j.flora.2018.03.002>
- 57) Dolan RW, Moore ME, Stephens, JD (2011) Documenting effects of urbanization on flora using herbarium records. Journal of Ecology 99 (4) 1055-1062
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01820.x>
- 58) Matusick G, Ruthrof KX, Fontaine JB, Hardy GESJ (2016) Eucalyptus forest shows low structural resistance and resilience to climate change-type drought. Journal of Vegetation Science 27 (3) 493-503 <https://doi.org/10.1111/jvs.12378>
- 59) Dajić Stevanović Z, Peeters A, Vrbničanin S, Šoštarić I, Aćić S (2008) Long term grassland vegetation changes: case study Nature Park Stara Planina (Serbia). Community Ecology 9 (1) 23-31 <https://doi.org/10.1556/ComEc.9.2008.S.5>