

37. OTDK Biológia Szekció

Szegedi Tudományegyetem
Természettudományi és Informatikai Kar
Ökológia Tanszék

Kétéltű szaporodóhelyek biztosítása vizesélőhely-rekonstrukciókkal

Készítette:

Lestyán Boldizsár Botond

II. évfolyamos Biológia MSc szakos hallgató

Témavezető:

Dr. Kelemen András

egyetemi adjunktus

Dr. Mizsei Edvárd

projekt koordinátor

Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság

HUNVIPHAB LIFE projekt

Szeged

2025

Tartalom

1. Absztrakt	3
2. Bevezetés	4
3. Célkitűzések	10
4. Anyag és módszer	11
4.1 <i>A mintavételi terület bemutatása</i>	11
4.2 <i>A mintavételi egységek kijelölése</i>	12
4.3 <i>A mintavétel</i>	13
4.4 <i>Statisztikai elemzés</i>	15
5. Eredmények	17
5.1 <i>A megfigyelések összegzése</i>	17
5.2 <i>A kétéltű fajszám és az élőhelytípusok összefüggése</i>	17
5.3 <i>Az élőhelytípusok és a kétéltűek élőhely foglaltságának összefüggése</i>	18
5.4 <i>A vizesélőhely paraméterei és a kétéltűek élőhely foglaltságának összefüggése</i>	19
5.4.1 <i>Vízmélység</i>	19
5.4.2 <i>Növényborítás</i>	20
5.4.3 <i>Növény fajgazdagság</i>	21
5.4.4 <i>Élőhelytípus</i>	22
5.5 <i>A széna és az iszaptranszfer hatása az élőhelyfoglaltságra</i>	23
6. Diskusszió	25
7. Köszönetnyilvánítás	30
8. Irodalomjegyzék	31

1. Absztrakt

A kétéltűek napjainkban a legveszélyeztetettebb gerinces osztály, fajaik több, mint harmadát a kihalás fenyegeti. Visszaszorulásukért számos tényező felel melyek közül a legfontosabbak a klímaváltozás és az élőhelyvesztés. A Kiskunságban jelenleg ennek legfőbb oka a megfelelő vizes élőhelyek eltűnése, korai kiszáradása. 2021-ben és 2022-ben a Rákosi Vipera Védelmi Program keretén belül (LIFE18 NAT/HU/000799) a Felső-kiskunsági Turjánvidéken 23 lápmedence lett kialakítva, mely beavatkozásoknak fő célja a lápi élőhelyek kiterjedésének növelése volt, ezzel együtt pedig a helyi kétéltű populációk helyzetének javítása. A lápi életközösség regenerációjának elősegítése érdekében a kikotort medrek egy részében növénytelepítés, szénaterítés, illetve iszapáthordás történt más, egészséges vizes élőhelyekről. 2024 tavaszán ezen láptó- rekonstrukciókban, emellett csatornáknak és természetes turjánfoltokban gyűjtöttünk előfordulási adatokat a kétéltűek jelenlétéről hálózással, palackcsapdázással, illetve vizuális és akusztikus kereséssel. A kétéltűek élőhely-foglaltságát az egyes víztestekben, valamint a vízínövényzet borításának és fajgazdagságának és a vízmélységnek, illetve a kezelési módszereknek hatását az élőhely-foglaltságra multispecies occupancy modellekkel becsültük. A terület egyéb vizes élőhelyeivel összevetve elmondható, hogy a becsült élőhelyfoglaltság majdnem minden faj esetében nagyobb volt a rekonstrukciókban, mint a természetes típusban és a fajok többségénél nagyobb volt, mint a csatornáknak. A nagyobb vízmélység szinte minden faj esetében pozitív hatással volt az élőhely-foglaltságra. A legtöbb faj, így a közösségi jelentőségű vöröshasú unka (*Bombina bombina*) élőhely-foglaltsága is nagyobb volt azokban a rekonstrukciókban, ahol történt szénaterítés. Az iszapáthordás minden faj élőhely-foglaltságára nézve pozitív hatással volt. A vízfelszín alatti növényborítás szintén pozitívan hatott a vöröshasú unka élőhely-foglaltságára. A növényi fajgazdagság mind a vöröshasú unka, mind a dunai tarajosgöte (*Triturus dobrogicus*) esetében pozitív hatást mutatott. Eredményeink alapján a vizes élőhely rekonstrukciók fontos szaporodóhelyei a kétéltűeknek a területen.

2. Bevezetés

A kétéltűek globálisan a legveszélyeztetettebb gerinces osztály, fajaik 41%-át a kihalás fenyegeti (Pimm et al. 2014). Visszaszorulásukért számos tényező felelős, ilyenek például az illegális kereskedelem, az inváziós fajok, vagy éppen egyes betegségek terjedése (Alford és Richards 1999). Ezek közül az egyik legveszélyesebb a kitridiomikózis, melyet egy rajzospórás gomba, a *Batrachochytrium dendrobatidis* okoz, amely a globális kétéltű diverzitás csökkenéshez jelentősen hozzájárult (Fisher et al. 2009). A bőrszövet károsításával gyakran halálos kimenetelű kórképet idéz elő ezekben az állatokban. A betegség mára világszerte tizedeli a kétéltűeket, különös veszélyességét pedig tovább növeli, hogy gazdaspektrumának szélessége az összes ismert patogénét felülmúlja.

A különböző mérgező, illetve nehézfémvegyületeket tartalmazó gyomirtók és rovarölő szerek széleskörű használata is veszélyt jelent a kétéltűekre, mivel permeábilis bőrükön keresztül a toxikus anyagokat könnyedén felveszik környezetükből (Alford és Richards 1999). Hasonló módon a gyógyszermaradványok, például egyes fogamzásgátló szerek is bejuthatnak a szervezetükbe, és kárt tehetnek az állatok hormonális rendszerében, kihatva ezzel a szexuális viselkedésükre és nemi érésükre, végeredményben pedig csökkenthetik a szaporodási sikerüket (Mosconi et al. 2002, Hoffmann és Kloas 2012). A peték kelési sikerére negatívan hat a megemelkedett UV-B sugárzás, ami emellett a lárvák fejlődése során is zavarokat okozhat, meghosszabbítja a fejlődési idejüket és a mortalitásukat is növeli (Blaustein et al. 1997). Szintén embrionális és lárva korban a legsebezhetőbbek az élőhelyek elsavasodásával szemben is, melyet főként a légszennyezés idéz elő (Alford és Richards 1999).

Fontos megemlíteni az inváziós fajok szerepét is, melyek kompetíció és predáció által veszélyeztetik a kétéltű populációkat (Alford és Richards 1999). Ezek a behurcolt, betelepített ragadozók egy újfajta fenyegetést jelentenek a helyi kétéltűközösségekre. Ilyen inváziós faj például az amurgéb (*Perccottus glenii*), ami bizonyítottan szívesen fogyasztja mind a békák, mind a farkos kétéltűek lárváit és akár adult példányait is (Fayzulin 2021). Szintén Kelet-Ázsiából, az Amur vízrendszeréből származik a kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*), ami a gazdasági célból meghonosított amur és busaivadékokkal érkezett Magyarországra (Gozlan et al. 2010). Ez a csupán 10 cm-esre növő halfaj előszeretettel ragadozza a kétéltűek lárváit, az áradásokkal és az ember, illetve a

vízimadarak segítségével pedig könnyedén kolonizálhatja a korábban halmentes vizeket (Teplitsky et al. 2003). Takács et al. (2017) eredményei szerint hazánk legelterjedtebb idegenhonos halfaja az ezüstkárász (*Carassius gibelio*), amely országszerte előfordul az álló és lassan folyó vizekben. Habár kétéltűekre gyakorolt hatásáról kevés szakirodalom áll rendelkezésre, egy közelrokon faj (egyres források szerint olyan közel állnak egymáshoz, hogy alfaji, vagy annál is kisebb a különbség köztük (Cheng et al. 2012)), az aranyhal (*Carassius auratus*) negatív hatásait a kétéltűekre már többen is kimutatták (Meyer et al. 1998, Monello et al. 2001).

A legerőteljesebb hatása a mérsékeltövi kétéltűpopulációkra azonban a klímaváltozásnak, illetve az élőhelyvesztésnek van (Luedtke et al. 2023). A klímaváltozás hatásai a legkülönbébbek lehetnek, például az egyre gyakoribb tavaszi és nyári hőhullámok megzavarhatják a kétéltű lárvák normális ivari fejlődését, ezzel akár jelentősen eltolva egy-egy populáció ivararányát (Hettyey et al. 2020). Az egyik ivar számottevő túlsúlya végeredményben az adott populáció egyedszámcsökkenését vagy akár teljes kihalását idézheti elő. A klímaváltozás eredményeképp Európa várhatóan a globális átlagnál is gyorsabban fog felmelegedni (Čížková et al. 2013). A magasabb átlaghőmérséklet miatt megnövekedett párolgás csökkenti a talajvíz szintjét, nő az aszályok gyakorisága és hossza, és ezek nagyobb ingadozást idéznek elő a vizes élőhelyek vízszintjében, összességében pedig vízhiányt okoznak. Ezzel együtt a folyószabályozásoknak és lecsapolásoknak kiterjedt és nehezen belátható következményei vannak, a táj természetes vízkörforgásának átalakításával jelentősen hozzájárulnak a klíma megváltozásához regionális léptékben, ezzel a megmaradt vizes élőhelyek kiterjedését is csökkentve (Rakonczai 2011, Timár et al. 2024). A kétéltűek élő- és szaporodóhelyeinek kiszáradása komoly problémát jelent, az időszakos vízborítású, halmentes vizesélőhelyek gyakorta már azelőtt kiszáradnak, hogy a lárvák teljes mértékben kifejlődhetek volna (Zylstra et al. 2019). Egyes betegségek terjedését is megkönnyíti az élőhelyek kiszáradása, emellett immunrendszeri problémák kialakulásához is hozzájárulhat a frissen átalakult egyedek (metamorfok) esetében (Kohli et al. 2019). A megmaradó, szaporodásra alkalmas víztestekben koncentrálódott kétéltűek közt nő a kompetíció mértéke a limitáló forrásokért, emellett a kisebb területeken koncentrálódott állatokra nehezedő predációs nyomás is jelentősen megnőhet (Alford és Richards 1999). Ezekből fakadóan ezek a szaporodóhelyek akár ökológiai csapdaként is működhetnek. A víztestek számának csökkenése miatt, a fennmaradó vizesélőhelyek közt megnő a távolság, így a diszpergáló egyedeknek is nagyobb távokat kell megtenniük, ezzel

párhuzamosan pedig nőhet a mortalitásuk (Walls et al. 2013). Ráadásul a szárazodás a kétéltűek többnyire amúgy is viszonylag gyenge diszperziós képességére is negatív hatással van. A szaporodóhelyül szolgáló vizes élőhelyek sűrűsége, izolációjának mértéke fontos tényező a kétéltűpopulációk fennmaradásának tekintetében. Gulve (1994) a kis tavibéka (*Pelophylax lessonae*) esetében azt találta, hogy a víztestek foglaltsága függ a szomszédos szaporodóhelyek távolságától, illetve az izoláltabb populációkat sokkal inkább veszélyezteti a lokális kihalás. Hasonló összefüggést figyelt meg Halley et al. (1996) a barna varangy (*Bufo bufo*) és a közönséges tarajosgöte (*Triturus cristatus*) esetében is. A kisebb vizes élőhelyek eltűnése, ha kisebb területveszteséggel is jár, súlyos hatással lehet a kétéltűek populációs dinamikáira, mert ezek a víztestek úgynevezett „stepping stone”-okként funkcionálva, a zöldfolyosókhoz hasonlóan megkönnyítik a nagyobb élőhelyfoltok közti mozgást, ezzel fenntartják a táj átjárhatóságát a kétéltűek számára (Semlitsch és Bodie 1998). A vizes élőhelyek lecsapolásával kétéltű szaporodóhelyek tűnnek el (Johnson 1992), és mivel még a kisebb víztestek is jelentős kétéltűszaporulatot képesek produkálni, a populációk közti génáramlásban pedig legfontosabb szerepe a frissen átalakult egyedeknek van (ezek gyakrabban tesznek meg nagyobb távolságokat, mint kifejlett társaik), így ezen élőhelyek eltűnése regionális szinten is kihat a kétéltűközösségekre (Cushman 2006).

Az Amerikai Egyesült Államok, India, Kína, Japán, Közép- és Délkelet-Ázsia mellett a vizes élőhelyek eltűnése Európában a legnagyobb mértékű, ahol az elmúlt három évszázadban ezeknek az élőhelyeknek több, mint fele elveszett, Magyarországon pedig kimagasló, 80% feletti ez az érték (Fluet-Chouinard et al. 2023). Mivel a kétéltűek szaporodása vízhez kötött, ezen élőhelyek visszaszorulása súlyos veszélyt jelent számukra. Az élőhelyek eltűnésének fő oka az ember mezőgazdasági célú tájátalakító munkája, a folyamszabályozások és lecsapolások, melyek folyamánként hatalmas kiterjedésű, korábban értéktelennek vélt területeket vonhattak művelés alá (Asselen et al. 2013, Gardner et al. 2015, Kuiper et al. 2014, Dynesius & Nilsson 1994). A kisebb vizes élőhelyek még inkább kitettek az emberi terjeszkedés és urbanizáció jelentette fenyegetésnek, Nyugat-Európában rendkívül rövid idő alatt, kevesebb, mint 100 év leforgásával az ilyen élőhelyek nagyjából fele elveszett (Curado et al. 2011).

Green (1979) szerint hazánkban a mezőgazdasági célú lecsapolásokkal már 1975-re felszámolták a vizes élőhelyek 74%-át. A Kárpát-medencében rendkívül erős az antropogén behatás, az átlaghőmérséklet növekedése, illetve a száraz periódusok hosszának növekedése is részben visszavezethető az ember nagyfokú tájátalakító munkájára (Rakonczai 2011,

Kovács et al. 2017, Timár et al. 2024). A Duna-Tisza közén, legfőképp a homokhátságon az 1970-es évek elejétől fogva napjainkig, korábban nem tapasztalt, nagymértékű és kiterjedt talajvízszint-süllyedés tapasztalható (Kertész & Mika 1999, Ladányi et al. 2010). Mértéke helyenként akár 6-8 méter is lehet, fő okozója pedig egyértelműen a klímaváltozás, és a nem megfelelő vízgazdálkodás (Rakonczi 2011, Kovács et al. 2017). Az egyre kedvezőtlenebb eloszlású csapadék nem csak közvetlenül, hanem közvetett módon is hozzájárul a talajvízszint-csökkenéséhez, a megnövekedett öntözési igényt ugyanis a felszín alatti vizek kitermelésével kénytelenek fedezni (Pálfai, 1994). A talajvíz mellett a rétegvizek öntözési céllal történő felhasználása is jelentősen lejjebb húzhatja a talajvízszintet. A terület legnagyobb részére jellemző, rossz vízháztartással rendelkező, gyenge vízmegtartó képességű homoktalajok csak tovább súlyosbítják a helyzetet (Zsákovics et al. 2009). Egyes feltételezések szerint a szénhidrogén bányászat is hozzájárulhat a süllyedéshez, a vízzáró rétegek átfúrásával (Pálfai, 1994). A kilátások pedig nem javulnak, a jövőben a jelenlegi tendencia fog folytatódni, azaz az aszályos időszakok hossza nő, az éves középhőmérséklet nő, és a csapadékatlag is csökkenhet (Kovács et al. 2017), a talajvízszint-süllyedés pedig folytatódik (Szabó et al. 2023, Szabó et al. 2022). Mindemellett folyamatosan tovább szárítják a tájat a területen jelenlévő erdőültetvények is (Pálfai, 1994). Tölgyesi et al. (2020) rávilágít, hogy a laza talajú és csupán csapadékból vizet kapó területekre telepített ültetvény erdők gátolják a talajvíz utánpótlását, fokozva a táji szintű szárazodást. Végül, de nem utolsó sorban fontos megemlíteni a kiterjedt belvízelvezető, lecsapoló csatornahálózatot is, ami nagy hatásfokkal vezeti el még mindig a vizet az Alföld teljes területéről (Timár et al. 2024).

A felsorolt okoknak köszönhetően a Duna-Tisza köze természetes vizes élőhelyeinek többsége elveszett, az üde rétek, mocsár- és láprétek, korábbi buckaközi mélyedésekben kialakult vizes élőhelyek (pl. zombékosok) kiszáradtak, gyakran teljes mértékben száraz homokpuszta gyepekké alakulva (Ladányi et al. 2010, Biró, 2011). A Duna-Tisza közén 1951-ben még 230 szikes tavat tartottak számon, amelyből 2001-re 193 eltűnt, és ez a tendencia azóta is folytatódik, jelenleg kevesebb, mint 20 szikes tó található a területen (Szamosvári, 2023). A térségben korábban nagy számban előforduló állandó vizű tavak közül is csupán néhány maradt fent napjainkban, ezek is jellemzően degradálódott állapotban. A kételtűek helyzetét tovább nehezíti, hogy a tájban fennmaradt állandó vizekben (mélyebb csatornák, belvízi tározók, halas- és horgásztavak stb.) jellemző a halak előfordulása, amik a petékre és lárvákra predációs nyomást jelentenek, ezért a halas vizek

a legtöbb kétéltűfaj számára nem ideális szaporodóhelyek (Bronmark & Edenhamn 1994, Beebee, 1997, Hartel et al. 2010, Hartel et al. 2007).

Napjainkban a Kiskunság területén természetes módon már nem képződnek új vizes élőhelyek. Magyarország más tájain is már csak a hód alakít ki természetes módon új vizes élőhelyeket, a térségben pedig a hód aktuálisan csupán a Duna és a Tisza hullámterében van jelen ([http1](#)). A fennmaradt vizes élőhelyek pedig egyre nagyobb veszélynek vannak kitéve a szárazodás, a szukcesszió és degradáció miatt. A területen működő Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságnak ennek okán több ízben is szükséges volt vizes élőhelyeket revitalizálnia vagy rekonstruálnia a régióban. Ezek gyakran megvalósíthatók vízmegtartással, mint ahogy a mórahalmi Nagyszéksós-tó esetén történt, vagy ahol ez nem elég, ott természetes vagy mesterséges víztestekből való felszíni vízpótlással. Ezekre jó példa az alpári Nagy-tó revitalizációja, mely során kiterjedt állandó vízfelszín alakítottak ki kotrással ([http2](#)), és a pusztaszeri Vesszős-szék vízpótlása, amely során a szikes tavak természetes, asztatikus vízjárását állították helyre ([http3](#)). Ha a vízpótlás ezekkel a módszerekkel sem megoldható és bizonyos élőhelyek, illetve a hozzájuk kötődő fajok az adott tájban erősen veszélyeztetettek, szükség lehet arra, hogy a talajvíz közelébe, vagy akár a talajvíztükör alá mélyített kotrások segítségével hozzanak létre vizes élőhelyeket. Ilyeneket a Kiskunságban a Kolon-tavon végeztek, és jelenleg csupán ezekben a kotrásokban maradt meg a láptavi élővilág.

Jelenlegi mintaterületeinket is kotrásokkal hozták létre, mely során a Kiskunsági Nemzeti Parkhoz tartozó, a Felső-kiskunsági turjánvidék (HUKN20003) Natura 2000-es területen, a „LIFE HUNVIPHAB - A rákosi vipera természetvédelmi helyzetének javítása a Pannon régióban” LIFE projekt keretében 13 helyen végeztek vizesélőhely-rekonstrukciókat Kunpeszér és Kunadacs térségében ([http4](#)). A rekettöfűzések által benőtt lápteknők gyökérszénázás kotrásával összesen 23 medret alakítottak ki, melyek fő célja az igencsak megritkult időszakos többletvízhatásnak kitett élőhelyek kiterjedésének növelése volt. Emellett a beavatkozások egyik várt hatása ebben a drasztikusan szárazodó térségben, hogy a kétéltűek ezeket sikeresen kolonizálhatják és használhatják szaporodóhelyként. A lápi életközösség regenerációjának elősegítése érdekében a kimélyített láptavak egy részében növénytelepítés, szénaráhordás, illetve iszapáthordás történt más, természetközeli vizesélőhelyekről.

Mivel a klímaváltozás és az ember tájátalakító munkájának következtében egyre fogynak a kétéltűek szempontjából is kiemelkedően fontos vizesélőhelyek, a

konzervációbiológia egyik fontos és aktuális kérdése, hogy a természetvédelmi célból mesterséges beavatkozásokkal létrehozott víztestek képesek-e megfelelő szaporodóhelyet biztosítani ennek a globálisan is veszélyeztetett csoportnak. Erről a kérdéstről korábbi kutatások eddig nem készültek Magyarországon. A jövőben kialakításra kerülő vizes élőhely-rekonstrukciók szempontjából fontos a rendelkezésre álló ismeretanyag bővítése, azaz, hogy ezen víztestek egyes paraméterei milyen hatással vannak a bennük előforduló kételtűek élőhely foglaltságára. Emellett vizsgálatunk információt szolgáltat a tájban rendelkezésre álló egyéb vizes élőhelyek kételtűek általi élőhelyfoglaltságáról, és az ezt meghatározó környezeti tényezőkről. A kételtűek megőrzésében előreláthatóan hazánkban is egyre inkább előtérbe fognak kerülni a különféle vizes élőhely-rekonstrukciók, így a már kialakítottak megfelelő hatásmonitoringja és vizsgálata elengedhetetlen.

3. Célkitűzések

Vizsgálatunkban négy hipotézist fogalmaztunk meg, melyek két kérdés köré csoportosulnak:

1. Pótolhatók-e kotrásokkal a szárazodás miatt fogyatkozó számú és területű kétéltű szaporodóhelyek?

Hipotézis 1: A kotrásokkal létrehozott élőhelyek kétéltű fajszáma nem különbözik a foglaltsági adatok alapján a táj egyéb vizes élőhelyeitől (csatornák, természetes vizes élőhelyek).

Hipotézis 2: Az egyes kétéltű fajok élőhelyfoglalása nem különbözik a kotrásokban létrejött vizes élőhelyek és a táj egyéb vizes élőhelyei között.

2. Hogyan függ a vizes élőhelyek tulajdonságaitól a bennük szaporodó kétéltűek fajszáma és élőhelyfoglalása?

Hipotézis 3: Minél nagyobb egy élőhelyen a vízmélység, a vízalatti növényzet borítása és fajgazdagsága, annál nagyobb lesz a kétéltűek általi foglaltsága.

Hipotézis 4: A kotrások esetén az alkalmazott élőhelyrekonstrukciós módszerek is hatással vannak a foglaltság mértékére, mind az iszap transzfer, mind a szénaráhordás növeli az élőhely foglaltságának mértékét.

4. Anyag és módszer

4.1 A mintavételi terület bemutatása

A kutatásban szereplő vizes élőhelyek mindegyike a Duna-Tisza közén, a Felső-kiskunsági turjánvidék kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területen (HUKN20003) található, Kunpeszér és Kunadacs térségében.

A Duna-Tisza köze mérsékelten kontinentális éghajlatú. Jellemző rá a hőmérséklet nagy napi és évi ingadozása, a viszonylagos szárazság, nagyon alacsony légnedvesség, illetve az országban itt a legnagyobb a napsütéses órák száma, az évi átlagos csapadék 520 mm (Kocsis et al. 2018). Ezek a klimatikus adottságok főként a szárazsággkedvelő és melegigényes növényzetnek kedveznek, azonban kutatási területünk részét képezi az úgynevezett Turján-vidéknek, ahol a Homokhátság északi részéről a Duna-sík felé áramló vizek a felszín közelében és helyenként a felszínen is időszakosan, vagy állandó jelleggel többletvízhatást okoznak. A gyakran legelőként vagy kaszálóként hasznosított láprétek, rétsztyeppék és homoki sztyepprétek mellett így a legmélyebben fekvő területeken időszakosan vagy állandóan vízzel borított, facsoportokkal, rekettyefüzesekkel tarkított turjánfoltok jöhetnek létre.

Mivel a terület vízutánpótlásának jelentős részét a Homokhátság felől áramló, csapadék eredetű felszín alatti vizek biztosítják, ennek a forrásnak a beszűkülése súlyos hatással van ezekre az élőhelyekre. A mintavételi területen a korábban állandó vizű turjánok ma már a nyár folyamán, a kevésbé mélyek pedig akár már áprilisban is kiszáradnak. Állandó vizű élőhelyek így főként csatornában maradtak meg, azonban szűkebb léptékben a felmérés területén a nyár második felére az összes csatorna kiszáradt, fenekükön csupán a vaddisznótúrásokban maradt meg helyenként néhány víztócsa. Stabílan állandó vízborítású élőhelyként csupán egy sóderbányászat következtében létrejött tó, illetve egy ennek közvetlen közelében található gödör van jelen, de ezek, és a nagyobb csatornák halállományuk miatt kevésbé ideális kételtű szaporodóhelyek.

Az utóbbi években a „LIFE HUNVIPHAB - A rákosi vipera természetvédelmi helyzetének javítása a Pannon régióban” LIFE projekt keretein belül rekettyefüzesek gyökérszónájának kotrásával negatív felszínformákat – 13 helyen összesen 23 medencét - alakítottak ki a terület alacsony fekvésű pontjain. A 13 kotrás mérete eltérő, 1250 m²-től

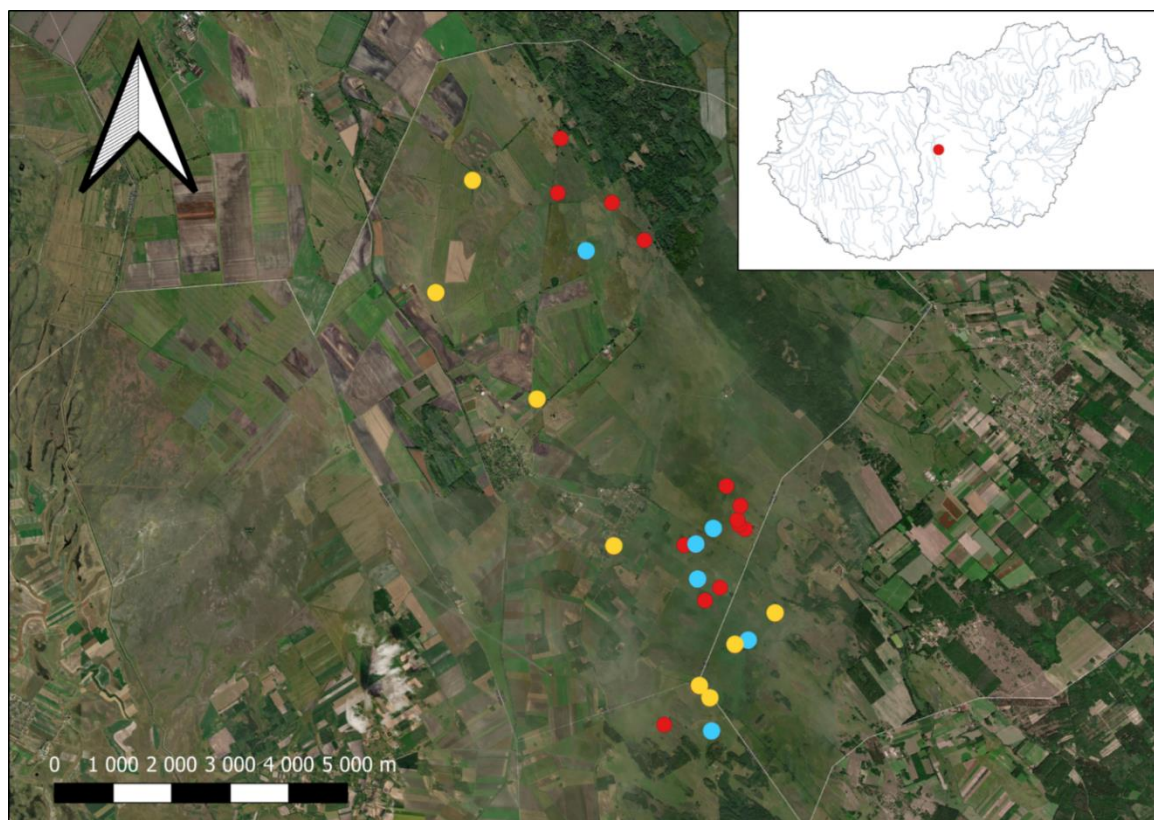
15000 m²-ig változik. A lápi életközösség gyorsabb és hatékonyabb regenerációjának érdekében a kotrásokban növénytelepítés (magvetés és hínárnövény telepítés), és egy részükbe széna, illetve iszapáthordás történt természetközeli élőhelyekről. 11 medence esetében történt szénaráhordás, 5 medencébe került iszap, 2 medence esetén pedig mindkét kezelési módot alkalmazták.

4.2A mintavételi egységek kijelölése

A mintavételi helyeket 3 élőhely típusba soroltuk: (i.) természetes élőhelyek (kontroll), (ii) csatornák, illetve (iii) rekonstrukció (1. ábra, 2. ábra). A természetes kontroll típushoz mélyebb, hosszabb vízborítottságú turjánfoltokat (6 db) választottunk. A csatornák kiválasztásakor szintén szempont volt a minél hosszabb hidroperiódus, ezeken 8 mintavételi helyet jelöltünk ki (egyes csatornákon több mintavételi hely is volt, eltérő szakaszokon). Ezen két típus esetében korábbi terepbejárások alkalmával szerzett tapasztalatok alapján, illetve műholdképek segítségével választottuk ki a mintavételi helyeket. A rekonstrukciók mindegyike belekerült a felmérésbe (13db). A kotrással kialakított 23 lápmedencét az adatelemzés során végül 13 egységként kezeltük, mivel a mintavétel egy részében több közeli medence még egybefüggő víztestet alkotott, így elkülönítésük jelen esetben nem volt célszerű.



1. ábra: A 3 élőhelytípus. 1.- természetes, 2.- csatorna, 3.- rekonstrukció



2. ábra: A felmért vizesélőhelyek elhelyezkedése Magyarországon, illetve Kunpeszér és Kunadacs térségében. Kék: természetes, sárga: csatorna, piros: rekonstrukció.

4.3A mintavétel

2024 tavaszán ezen láptó-rekonstrukciókban, csatornáknál és természetes turjánfoltokban gyűjtöttünk előfordulási adatokat a kétéltűek jelenlétéről. A mintavétel március elejétől júniusig tartott. A kétéltűek lehető legjobb detektálása érdekében minden mintavételi helyen alkalmaztunk hálós és csapdás gyűjtést, vizuális, illetve akusztikus kétéltűkeresést is. A kétéltű-adatokat a KNPI OpenBioMaps szerverén található “LIFE HUNVIPHAB KNPI” projekt adatbázisában rögzítettük (faj, egyedszám, koordináta, dátum, észlelési módszer, kor, ivar, állapot). A felmérés során az alábbi fajok előfordulására számítottunk: barna varangy (*Bufo bufo*), zöld varangy (*Bufotes viridis*), vöröshasú unka (*Bombina bombina*), barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*), zöld levelibéka (*Hyla arborea*), erdei béka (*Rana dalmatina*), mocsári béka (*Rana arvalis*), nagy tavibéka (*Pelophylax ridibundus*), pettyes göte (*Lissotriton vulgaris*), dunai tarajosgöte (*Triturus dobrogicus*).

A hálózást, akusztikus és vizuális keresést minden víztest esetén ketten végeztük, mintavételi helyenként minimum három napon, illetve ügyeltünk arra is, hogy ne legyen olyan víztest, ahol, vagy csak a mintavételi időszak elején, vagy csak annak a végén járunk.

Ez azért fontos, mert a korábban szaporodó fajok (pl. erdei béka) metamorfjai a felmérés végére már elhagyták a vizet, így detektálásuk csupán olyankor nem lett volna lehetséges. Ugyanígy a később szaporodó fajok (pl. dunai tarajosgöte) a felmérés kezdeti szakaszában nehezen kimutathatók. Összességében tehát a vízben előforduló kétéltűlárvák és kifejlett egyedek fajösszetétele is változik a tavasz folyamán, így a mintavételek időpontjait az egyes helyszíneken úgy választottuk meg, hogy a lehető legtöbb fajt tudjuk detektálni az adott víztestben. Törekedtünk a mintavételi terület alapos lefedésére, így a keresésre ráfordított idő a víztest méretétől függően változott. A hálós gyűjtéshez fejenként 1-1 hálót használtunk, az egyik 30 cm × 30 cm négyzet, a másik 16 cm átmérőjű kör alapú. Mindkét háló sűrű szövésű, az apró lárvák detektálására is alkalmas.

A csapdázás szűkebb időintervallumban történt, március közepén kezdtük és áprilisban fejeztük be. Minden mintavételi egység esetén egymást követő két éjszakát palackcsapdáztunk (Deeming, 2008, Box et al. 2019, Wilkinson, 2015), főként a farkos kétéltűek jobb detektálása érdekében. Használatuk valóban szükségesnek bizonyult, nem egy esetben fordult elő, hogy a dunai tarajosgötenek csupán csapdával fogott, adult egyedei kerültek elő egy-egy víztestből (emellett gyakorlatilag minden faj előkerült a palackcsapdákból a felmérés során, azonban a legtöbb faj esetében nem ez bizonyult a legjobb detektálási módszernek). Előzetesen a Dewsbury típusú götecsapdákat is kipróbáltuk a helyszínen (Dewsbury, 2014), azonban a jóval könnyebb kezelhetőség, ezáltal igen jelentős időmegtakarítás, sokkal jobb költséghatékonyság, könnyebb szállítás és tárolás, kisebb helyigény miatt ezek használatát a palackcsapdák javára hanyagoltuk. A próbaalkalmak során a Dewsbury csapdák esetében nem figyeltünk meg jobb fogási arányt (ezekkel nem fogtunk kétéltűt, míg a palackcsapdákkal igen). A palackcsapdákkal jóval nagyobb ismétlésszámot tudtunk elérni, mint amilyet Dewsbury csapdák használatával elérhettünk volna.

A csapdák száma víztestenként 10 és 20 között változott az adott víztest méretének függvényében. Ugyan az adatelemzés során a tavasszal egybefüggő víztestet alkotó medencéket együtt kezeltük, a mintavétel során azonban a 10-20 csapdát medrenként helyeztük ki. A csapdákat a délután folyamán tettük ki, majd másnap ellenőriztük, a megfogott kétéltűeket és egyéb állatokat (főként makrogerincteleneket) ugyanott elengedtük. A csapdák visszakerültek a vízbe, a második éjszakát követően pedig begyűjtöttük őket, a fogással ugyanúgy jártunk el.

A kutatás során az összes vizesélőhelyen történt vegetációfelmérés is, a kétéltű mintavételi időszak közepén, azaz április végén. A vegetációfelmérés során minden élőhelyen 3 db 1 m × 1 m-es kvadrátban írtuk fel az összes előforduló edényes növényfaj borítását. A borításértékeket a vegetáció három elkülönülő szintjén írtuk fel: (I.) víz alatti borítások, (II.) víz felszínén detektált borítás, (III.) vízből kiemelkedő növényi részek borítása. Az elemzésekben az első két kategóriát összevonva kezeljük és „vízalatti növényborítás” kategóriaként utalunk rá. Az összevonás során az egyes növényfajok és az összesített borítás esetében is a két kategória borításértékei közül a magasabbat használtuk. A továbbiakban az „víz feletti növényborítás” alatt, a vízből kiemelkedő növényi részek borítását értjük. A mintavétel idején az összes vizsgált víztestnek olyan nagy volt az átlátszósága, hogy jól láttuk a víz alatt található növényeket, sőt a vízfenékgig is leláttunk. A vegetációfelvételezéssel egyidőben mértük a vízmélységeket is, az élőhelyek legmélyebb pontján.

4.4 Statisztikai elemzés

A kétéltűek jelenlétét az egyes víztestekben, valamint a vízinövényzet borításának és fajgazdagságának, a vízmélységnek, illetve a kezelési módszereknek a hatását több-fajos foglaltság modellekkel becsültük. A több-fajos foglaltság modellek (multispecies occupancy modellek, MSOM) részletes betekintést nyújtanak a ritka fajok, és azok élőhelyei közti kapcsolatokba, miközben metrikus adatokat szolgáltatnak a fajgazdagságról (Dorazio és Royle 2005, Kéry és Royle 2008). A MSOM-ek hierarchikus szerkezetének egyik fő előnye az egyfajos modellekkel szemben, hogy képesek megmutatni az egyes fajok reakcióit, valamint a teljes közösség kollektív reakcióját egy-egy paraméterre. Ebben a tanulmányban az MSOM-ek alkalmazásával azonosítottuk azokat a biotikus és abiotikus tényezőket, amelyek formálják a kétéltű metaközösség szerkezetét. Emellett tárgyilagos, torzítatlan élőhelyfoglaltság-valószínűség becsléseket készítettünk minden faj esetében.

A Rota et al. (2016) által javasolt MSOM megközelítést követve ez a hierarchikus modell összekapcsolja a fajspecifikus detekciót és az élőhelyfoglaltságot, amely egy robusztusabb kibővítése a nem tökéletesen detektálható fajok foglaltsági becslésére általánosan használt egyfajos hierarchikus modelleknek (Dorazio és Royle 2005, Dorazio et al. 2006, Kéry és Royle 2008, Rota et al. 2016). Azáltal, hogy a foglaltsági és detektálási paramétereket random hatásokként kezeljük, nem pedig fix vagy determinisztikus

hatásként, a MSOM javítja a fajspecifikus paraméterbecslések pontosságát oly módon, hogy minden önálló becslést kapcsolódó változók halmazában helyez el (Link 1999, Link et al. 2002, Rota et al. 2016). Emellett a módszer pontosítja a ritka vagy nehezen megfigyelhető fajokra vonatkozó becsléseket is azáltal, hogy azokat a közösségi dinamikák szélesebb kontextusában értelmezi (Sauer és Link 2002, Russell et al. 2009).

Az élőhely tulajdonságainak és a kezelési módszerek hatásának becsléséhez megbecsültük a fajspecifikus válaszokat (élőhelyfoglaltság valószínűsége) hat élőhelyi változóra: maximum vízmélység, a vízalatti növényborítás, víz feletti növényborítás, teljes növény fajgazdagság, valamint iszapáthordás és szénaráhordás mint faktorok. A modellek illesztése előtt minden folytonos változót 0 középvértékre és 1 szórásra standardizáltunk, és a korreláció kiszámításával megbizonyosodtunk arról, hogy nincs számottevő kollinearitás a változók között (Pearson $r < 0,7$).

Továbbá alkalmaztunk felmérés-specifikus változókat is, hogy ezekkel közösen becsüljük meg a detekció valószínűségét, figyelembe vettük a különböző mintavételi módszerek detektálási valószínűségének eltéréseit is. Ilyen változó a terepi felmérések megkezdésétől (amely egybeesett a kételtűek aktivitási időszakának kezdetével) eltelt napok száma, valamint a felmérési módszer (vizuális, akusztikus, hálós, csapdás).

Mivel csak korlátozott számú helyszínt tudtunk felmérni, egyszerű felépítésű, egyváltozós MSOM-eket használtunk komplex modellek helyett, amelyek egyszerre számos magyarázó változót tartalmaznának. Ez azt jelenti, hogy minden modellben csak egy élőhelyre vonatkozó változót szerepeltettünk (foglaltság almodell), a felmérés napját és módszerét pedig detekciós magyarázóváltozóként (detekciós almodell) vettük figyelembe. Ugyan a módszer alkalmas rá, a vizsgált kételtűfajok egymás közötti interakcióit nem modelleztük. Az egyes modelleket Akaike-féle információs kritériumok (AIC) alapján rangsoroltuk, az élőhelyi változók hatását pedig a koefficiens becslések szignifikanciája alapján értékeltük. A felmérések adatainak előkészítése és formázása a 'hunviphab' csomag occupancy pipeline alkalmazásával történt (Mizsei 2022), a modelleket pedig az 'unmarked' csomag segítségével illesztettük (Fiske és Chandler 2011). Minden statisztikai elemzést az R 4.1.3 szoftvernyelven végeztünk (R Core Team 2024).

5 Eredmények

5.1 A megfigyelések összegzése

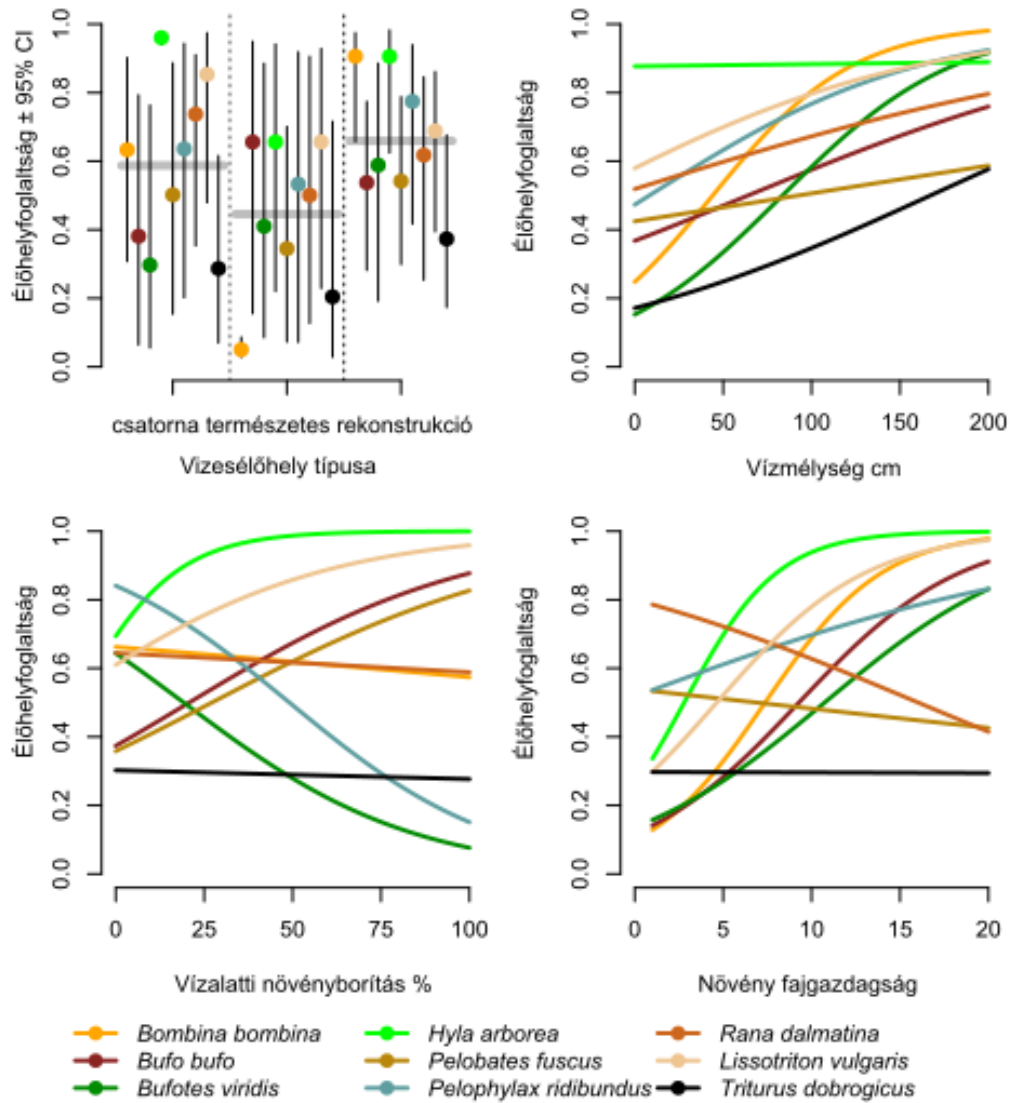
A felmérésünk során 27 mintavételi helyen a területen előforduló 10 kétéltűfajból 9-et sikerült detektálnunk (1. táblázat). A mocsári béka nem került elő a felmérés alatt, sajnos ezt a fajt már évek óta nem találják a területen. A területen aktuális előfordulással rendelkező kétéltűfajok mindegyike szaporodott rekonstruált víztestben. Ráadásul csak a rekonstruált víztestek között voltak olyanok, ahol egy mintavételi helyszínen mind a 9 faj szaporodott. A közösségi jelentőségű dunai tarajosgőtét és vöröshasú unkat nem detektáltuk természetes víztestből.

Fajnév	Mintavételi helyek száma	Fajnév	Mintavételi helyek száma
Zöld levelibéka	24	Barna varangy	14
Pettyes gőte	20	Barna ásóbéka	13
Nagy tavibéka	18	Zöld varangy	11
Erdei béka	17	Dunai tarajosgőte	7
Vöröshasú unka	17		

1. táblázat: Mintavételi helyek száma, ahol az adott fajt legalább egyszer észleltük

5.2 A kétéltű fajszám és az élőhelytípusok összefüggése

A foglaltsági adatok alapján az átlagos kétéltű fajszám nagyobb a kotrások és csatornák esetén, mint a természetes vizesélőhelyeken, a legnagyobb fajszámmal pedig a rekonstrukciók rendelkeznek (3. ábra).

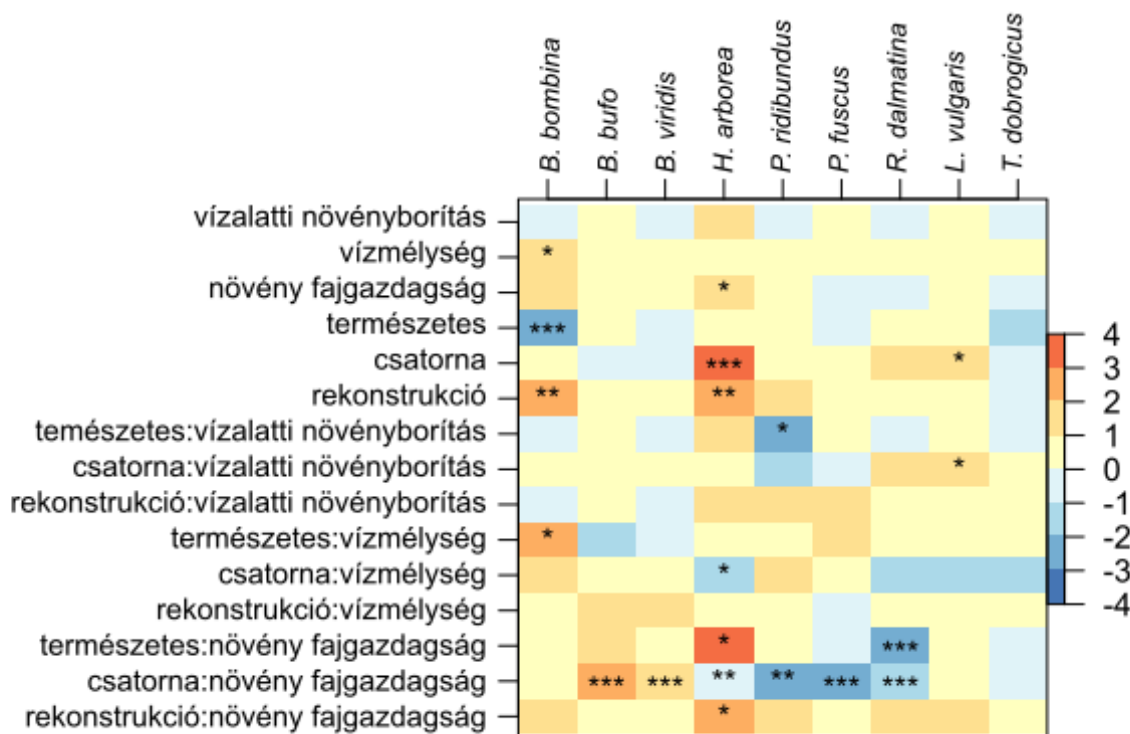


3. ábra: A becsült élőhelyfoglaltságok a különböző változók függvényében. Az egyes színek a különböző fajokat jelölik. Az élőhelyfoglaltsági értékek az ismert adatok alapján a magyarázó változók értékeinek teljes értéktartományára exportálva lettek. (nem minden hatás szignifikáns)

5.3 Az élőhelytípusok és a kételtűek élőhely foglaltságának összefüggése

Általánosan elmondható, hogy a vizes élőhely-rekonstrukciók és a csatornák élőhely foglaltsága nagyobb a természetes vizes élőhelyek foglaltságánál, a legnagyobb élőhelyfoglaltsága pedig a rekonstrukcióknak van (3.ábra).

5.4 A vizesélőhely paraméterei és a kétéltűek élőhely foglaltságának összefüggése



4. ábra: Az egyváltozós/interakciós modellek beta koefficiens becslései. A hatás erőssége -4 és +4 között van ábrázolva és az egyes értékeknek megfelelő színnel jelölve. * $p \leq 0,05$, ** $p \leq 0,01$, *** $p \leq 0,001$

5.4.1 Vízmélység:

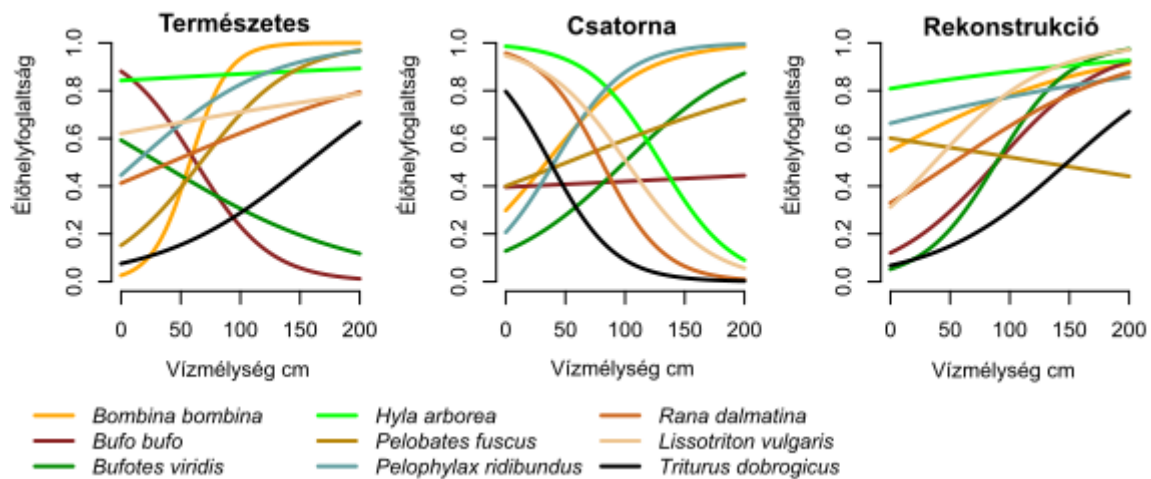
A nagyobb vízmélységnek szignifikáns pozitív hatása volt a vöröshasú unka élőhelyfoglaltságára (estimate = 1.1370 ± 0.5765 , $Z=1.9724$, $p=0.0486$; 3. ábra, 4. ábra).

A természetes élőhelytípus esetén a nagyobb vízmélység szignifikáns pozitív hatással volt a vöröshasú unka élőhelyfoglaltságára

(estimate = 2.828 ± 1.2969 , $Z=2.1806$, $p=0.0292$; 4. ábra, 5. ábra).

A csatorna élőhelytípus esetén viszont a nagyobb vízmélység szignifikáns negatív hatással volt a zöld levelibéka élőhelyfoglaltságára

(estimate = -1.4815 ± 0.6097 , $Z=-2.4301$, $p=0.0151$, 4. ábra, 5. ábra).



5. ábra: A vízmélység és az élőhelyfoglaltság összefüggése a különböző élőhelytípusok esetén. Az egyes színek a különböző fajokat jelölik. Az élőhelyfoglaltsági értékek az ismert adatok alapján a magyarázó változók értékeinek teljes értéktartományára exportálva lettek. (nem minden hatás szignifikáns)

5.4.2 Növényborítás:

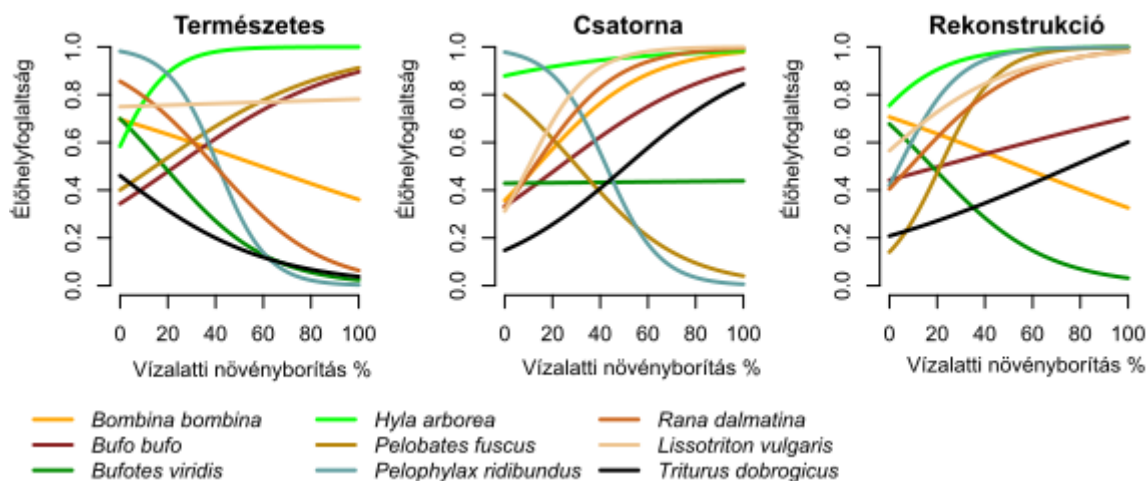
A nagyobb vízalatti növényborításának nem volt szignifikáns hatása egyik kételtűfaj élőhelyfoglaltságára sem. A zöld levelibéka élőhelyfoglaltságára marginálisan szignifikáns pozitív hatása volt (estimate = 1.5027 ± 0.7961 , $Z=1.8876$, $p=0.0591$; 3. ábra, 4. ábra).

A csatorna élőhelytípus esetén a nagyobb vízalatti növényborításnak marginálisan szignifikáns negatív hatása volt a nagy tavibéka élőhelyfoglaltságára (estimate = -1.9152 ± 1.0797 , $Z=-1.7738$, $p=0.0761$; 4. ábra, 6. ábra), ezzel szemben szignifikánsan pozitív a pettyes göte élőhelyfoglaltságára nézve (estimate = 1.6934 ± 0.7939 , $Z=2.1329$, $p=0.0329$; 4. ábra, 6. ábra).

A természetes élőhelytípus esetén szignifikáns negatív hatása volt a nagyobb vízalatti növényborításnak a nagy tavibéka élőhelyfoglaltságára nézve (estimate = -2.0796 ± 1.0059 , $Z=-2.0675$, $p=0.0387$; 4. ábra, 6. ábra), illetve marginálisan szignifikáns pozitív hatása a zöld levelibéka élőhelyfoglaltságára nézve (estimate = 1.8967 ± 1.125 , $Z=1.686$, $p=0.0918$; 4. ábra, 6. ábra).

A nagyobb vízalatti növény borítás szignifikáns pozitív hatással volt a vöröshasú unka élőhelyfoglaltságára (estimate = 2.5466 ± 0.8944 , $Z=2.8474$, $p=0.0044$; 8. ábra, 9. ábra) és a barna ásóbéka élőhelyfoglaltságára (estimate = 1.8043 ± 0.7247 , $Z=2.4898$, $p=0.0128$; 8. ábra, 9. ábra) a rekonstrukciókat egymással összevetve.

A nagyobb víz feletti növényborítás szignifikáns pozitív hatással volt a vöröshasú unka élőhelyfoglaltságára (estimate = 2.8205 ± 0.6797 , $Z=4.1496$, $p=0.0000$; 8. ábra, 9. ábra) és a barna ásóbéka élőhelyfoglaltságára (estimate = 2.9942 ± 0.5709 , $Z=5.2445$, $p=0.0000$; 8. ábra, 9. ábra).



5. ábra: A vízalatti növényborítás és az élőhelyfoglaltság összefüggése a különböző élőhelytípusok esetén. Az egyes színek a különböző fajokat jelölik. Az élőhelyfoglaltsági értékek az ismert adatok alapján a magyarázó változók értékeinek teljes értéktartományára exportálva lettek. (nem minden hatás szignifikáns)

5.4.3 Növény fajgazdagság

A nagyobb növény-fajgazdagság szignifikáns pozitív hatással volt a vöröshasú unka élőhelyfoglaltságára (estimate = 1.3681 ± 0.6020 , $Z=2.2727$, $p=0.0230$; 3. ábra, 4. ábra).

A természetes élőhelytípusnál a nagyobb növény fajgazdagság szignifikáns pozitív hatással volt a zöld levelibéka élőhelyfoglaltságára

(estimate = 3.1388 ± 1.3671 , $Z=2.296$, $p=0.0217$; 4. ábra, 7. ábra), az erdei béka élőhelyfoglaltságára ezzel szemben szignifikáns negatív hatása volt

(estimate = -2.9604 ± 0.6215 , $Z=-4.7633$, $p=0.0000$; 4. ábra, 7. ábra).

A csatorna élőhelytípus esetén a nagyobb növény fajgazdagság szignifikáns pozitív hatással volt a barna varangy élőhelyfoglaltságára

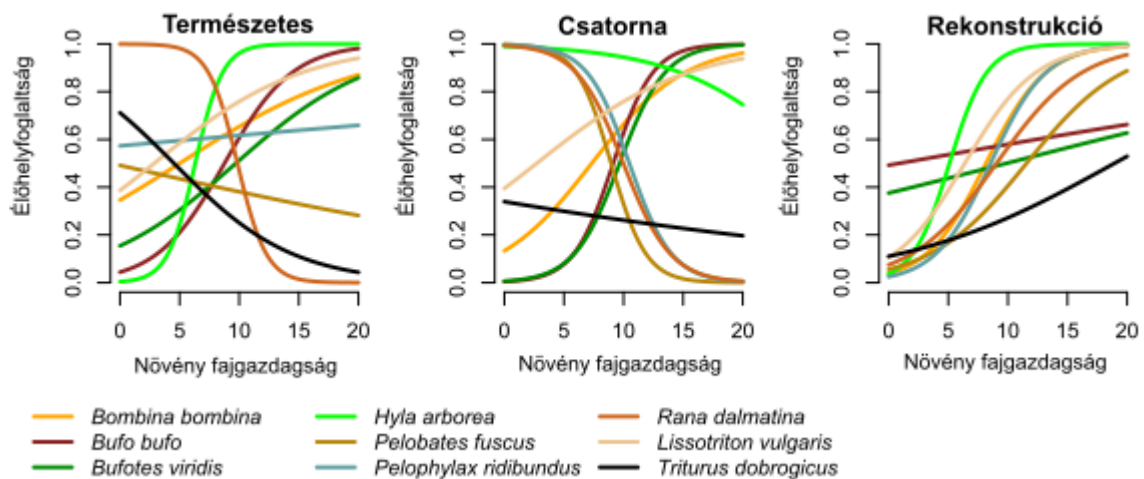
(estimate = 2.1629 ± 0.508 , $Z=4.2575$, $p=0.0000$; 4. ábra, 7. ábra) és a zöld varangy élőhelyfoglaltságára (estimate = 1.8896 ± 0.481 , $Z=3.9284$, $p=1e-04$; 4. ábra, 7. ábra), ezzel szemben szignifikáns negatív hatású volt a zöld levelibéka

(estimate = -0.6371 ± 0.2035 , $Z=-3.1302$, $p=0.0017$; 4. ábra, 7. ábra), a nagy tavibéka

(estimate = -2.0265 ± 0.6512 , $Z = -3.112$, $p = 0.0019$; 4. ábra, 7. ábra), a barna ásóbéka (estimate = -2.4535 ± 0.6533 , $Z = -3.7555$, $p = 2e-04$; 4. ábra, 7. ábra) és az erdei béka (estimate = -1.8187 ± 0.537 , $Z = -3.3867$, $p = 7e-04$; 4. ábra, 7. ábra) élőhelyfoglaltságára.

A rekonstrukció élőhelytípus esetén a nagyobb növény fajgazdagság szignifikáns pozitív hatással volt a zöld levelibéka élőhelyfoglaltságára (estimate = 2.306 ± 1.0463 , $Z = 2.2041$, $p = 0.0275$; 4. ábra, 7. ábra).

A nagyobb növény fajgazdagság marginálisan szignifikáns pozitív hatással volt a pettyes göte élőhelyfoglaltságára a rekonstrukciókat egymással összevetve (estimate = 1.1647 ± 0.6003 , $Z = 1.9403$, $p = 0.0523$; 8. ábra, 9. ábra).



6. ábra: A növény fajgazdagság és az élőhelyfoglaltság összefüggése a különböző élőhelytípusok esetén. Az egyes színek a különböző fajokat jelölik. Az élőhelyfoglaltsági értékek az ismert adatok alapján a magyarázó változók értékeinek teljes értéktartományára exportálva lettek. (nem minden hatás szignifikáns)

5.4.4 Élőhelytípus

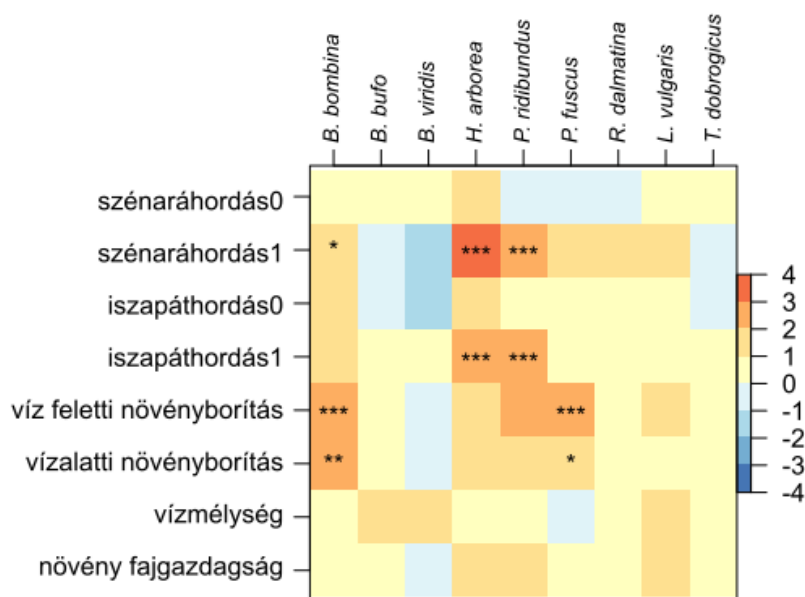
Szignifikáns negatív hatása volt a természetes élőhelytípusnak a vöröshasú unka élőhelyfoglaltságára (estimate = -2.9404 ± 0.3421 , $Z = -8.5958$, $p = 0.0000$; 4. ábra).

A csatorna élőhelytípusnak szignifikáns pozitív hatása volt a zöld levelibéka élőhelyfoglaltságára (estimate = 3.1834 ± 0.2178 , $Z = 14.6155$, $p = 0.0000$; 4. ábra), illetve a pettyes göte élőhelyfoglaltságára nézve is szignifikáns pozitív hatás mutatkozott (Becsülés: 1.7608 ± 0.8687 , $Z = 2.0269$, $p = 0.0427$; 4. ábra).

A rekonstrukció élőhelytípusnak szignifikáns pozitív hatása volt a vöröshasú unka (estimate = 2.2656 ± 0.8032 , $Z = 2.8206$, $p = 0.0048$; 4. ábra) és a zöld levelibéka

(estimate = 2.2620 ± 0.8056 , $Z=2.8077$, $p=0.0050$; 4. ábra) élőhelyfoglaltságára, emellett marginálisan szignifikáns pozitív hatása volt a nagy tavibéka élőhelyfoglaltságára (estimate = 1.2337 ± 0.6916 , $Z=1.7838$, $p=0.0745$; 4. ábra).

5.5 A széna és az iszaptranszfer hatása az élőhelyfoglaltságra

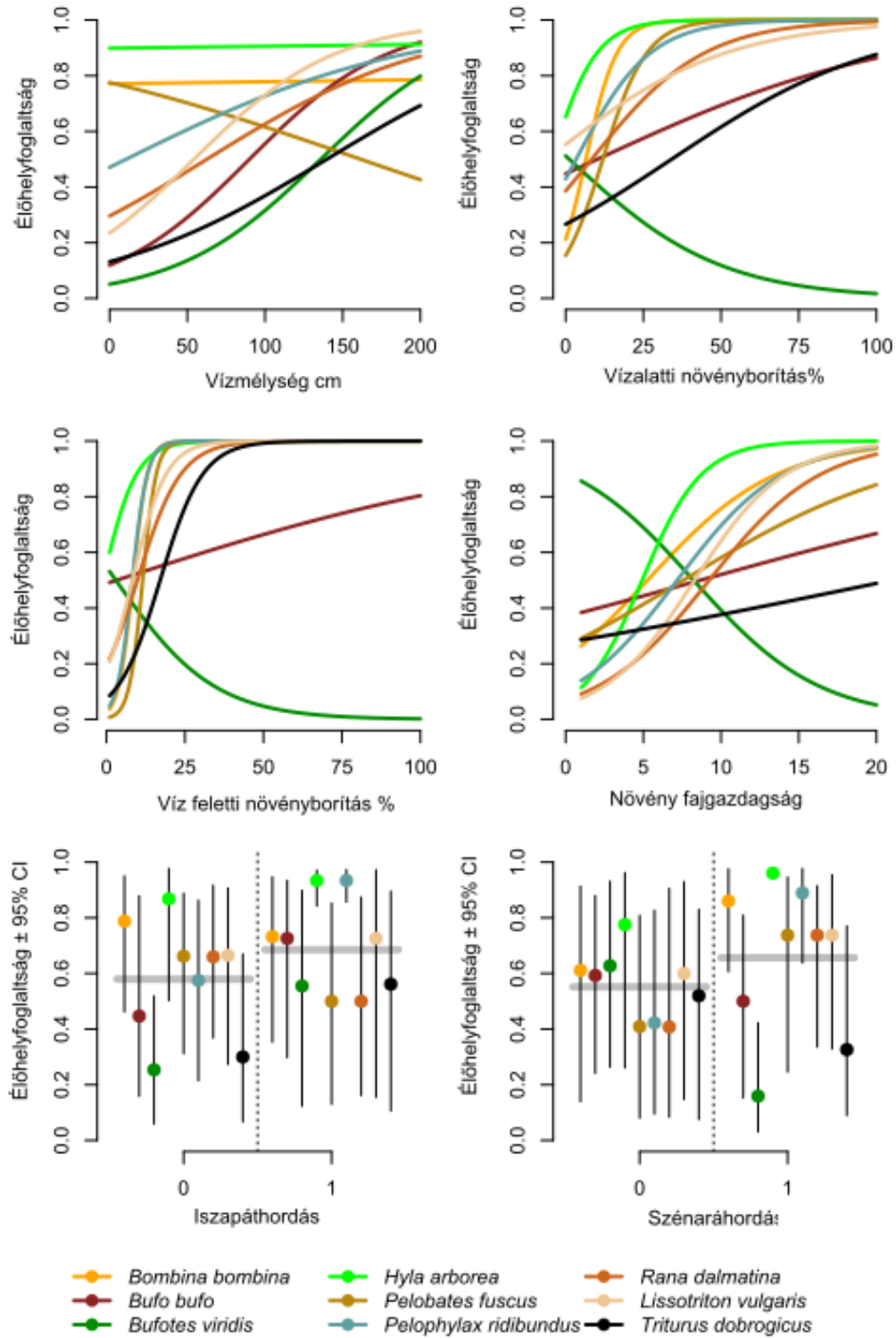


7. ábra: Az egyváltozós/interakciós modellek beta koefficiens becslései. Ebben az esetben csak a rekonstrukciókat vettük figyelembe. A hatás erőssége -4 és +4 között van ábrázolva és az egyes értékeknek megfelelő színnel jelölve. * $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$

Az iszapáthordás hiánya marginálisan szignifikáns pozitív hatással volt a zöld levelibéka élőhelyfoglaltságára (estimate = 1.8831 ± 0.9662 , $Z=1.949$, $p=0.0513$; 8. ábra).

A szénaráhordásnak szignifikáns pozitív hatása volt a vöröshasú unka (estimate = 1.8158 ± 0.8139 , $Z=2.2309$, $p=0.0257$; 8. ábra, 9. ábra), zöld levelibéka (estimate = 3.1832 ± 0.1835 , $Z=17.3449$, $p=0.0000$; 8. ábra, 9. ábra) és a nagy tavibéka élőhelyfoglaltságára (estimate = 2.0833 ± 0.6133 , $Z=3.3967$, $p=7e-04$; 8. ábra, 9. ábra). Marginálisan szignifikáns negatív hatása volt a zöld varangy élőhelyfoglaltságára (estimate = -1.6639 ± 0.931 , $Z=-1.7871$, $p=0.0739$; 8. ábra, 9. ábra).

Az iszapáthordás szignifikáns pozitív hatással volt a zöld levelibéka élőhelyfoglaltságára (estimate = 2.6459 ± 0.3067 , $Z=8.6282$, $p=0.0000$; 8. ábra, 9. ábra) és a nagy tavibéka élőhelyfoglaltságára (estimate: 2.6459 ± 0.3067 , $Z=8.6282$, $p=0.0000$; 8. ábra, 9. ábra).



8. ábra: A rekonstrukciókban becsült élőhelyfoglaltságok a különböző változók függvényében. Az egyes színek a különböző fajokat jelölik. Az élőhelyfoglaltsági értékek az ismert adatok alapján a magyarázó változók értékeinek teljes értéktartományára exportálva lettek. (nem minden hatás szignifikáns)

6 Diszkusszió

Eredményeink arra utalnak, hogy a vizesélőhely rekonstrukciók megfelelő szaporodóhelyként szolgálnak a területen előforduló kétéltűek számára. Minden faj szaporodott kotrásban, illetve két rekonstrukcióban mindegyik detektált kétéltűfaj jelen volt. A terület egyéb vizes élőhelyeivel összevetve elmondható, hogy a becsült élőhelyfoglaltság majdnem minden faj esetében nagyobb volt a rekonstrukciókban, mint a természetes típusban és a fajok többségénél nagyobb volt, mint a csatornában. A hipotézisünk, miszerint mind a széna, mind az iszaptranszfer pozitív hatással van a kétéltűek élőhelyfoglaltságára beigazolódott, az iszapáthordás minden faj esetén, a szénaterítés pedig többnyire pozitívan befolyásolta az élőhelyfoglaltságot. Az alkalmazott kezelések tekintetében a szignifikáns hatások mindegyike pozitív volt.

A felmérésünk során a területen előforduló 10 kétéltűfajból 9-et detektáltunk. A kivételt képző mocsári béka az elmúlt években a térségben bekövetkezett hidrológiai és klimatikus változásokat valószínűleg kevésbé volt képes tolerálni. A faj korábban is ritkának számított a felmérésünk területén, jelenleg viszont nagy valószínűséggel teljesen eltűnt, vagy a kimutathatósági küszöb alá csökkent az állományának mérete. Annak, hogy olyan vizes élőhelyeken fordul elő, amelyeket a mintavételezésbe nem vettünk bele, csekély a valószínűsége, mivel a tájban előforduló vizes élőhelytípusok mindegyikének több állományát is vizsgáltuk (kivétel ez alól egy halakban gazdag bányató).

A legtöbb víztestben előforduló fajnak a zöld levelibéka bizonyult, amit szinte minden vizesélőhelyen megtaláltunk. Ez a faj jobb kolonizációs képességgel rendelkezik, mobilisabb, ami feltehetően hozzájárul ahhoz, hogy a rekonstrukciókat gyorsan birtokba tudta venni. A nagy tavibéka gyakorisága is hasonlóképpen magyarázható. Ficetola és De Bernardi (2004) felmérésükben szintén azt tapasztalták, hogy a nagyobb távolságok megtételére képes olasz levelibéka (*Hyla intermedia*) és a kecskebéka (*Pelophylax kl. esculenta*) könnyebben foglalja el az izoláltabb víztesteket is. A pettyes göte gyakori előfordulásában szerepet játszhat, hogy a faj még megfelelően képes kihasználni a területen jelen lévő csatornákat és természetes vizesélőhelyeket, illetve a kotrások egy része is olyan helyeken lett kivitelezve, ahol korábban is fennállt hosszabb-rövidebb felszíni vízborítás, ebből fakadóan ezeket már korábban is használhatta szaporodásra és nem kellett újra kolonizálnia. A dunai tarajosgöte fordult elő a legkevesebb mintavételi helyen, erre a fajra

valószínűleg nagyon jelentős hatással voltak az elmúlt évek aszályai, a szaporodóhelyeinek kiszáradása, mivel lárvái viszonylag későn alakulnak át, így jelentősen megritkult.

Első és második hipotézisünk, miszerint a kotrások fajsza és élőhelyfoglaltsága nem különbözik a terület egyéb vizes élőhelyeinek fajszaától és élőhelyfoglaltságától, nem bizonyult igaznak. Eredményeink szerint a csatornák és vizesélőhely-rekonstrukciók becsült élőhelyfoglaltsága nagyobb volt a természetes élőhelytípusba tartozó víztestek foglaltságánál. Ez legfőképpen a vízzel borított időszak hosszának tudható be. A természetes víztestek kevésbé mélyek, korábban kiszáradnak, így a kétélűlárvaaknak nincs elég idejük teljesen kifejlődni. A hosszabb hidroperiódus legtöbb faj számára előnyös hatását már többször is dokumentálták (Hartel et al. 2011, Hartel et al. 2010, Hartel et al. 2005), így ezen a száradás által rendkívül fenyegetett területen eredményeink egyáltalán nem meglepőek, és rávilágítanak a természetvédelmi célból létrehozott vizesélőhelyek pozitív hatására. Ráadásul a legnagyobb élőhelyfoglaltságot a rekonstrukciók esetén kaptuk, melyek mélyebbek, állandóbb vízborítással rendelkeznek, így nem, vagy csak későn száradnak ki. Legtöbbjük rendelkezik megfelelő vegetációval, illetve sokszor már meglévő, de a vízhiány által veszélyeztetett vizesélőhelyek területén lettek kimélyítve, ezáltal a kétélűek könnyebben kolonizálhatják őket, illetve a környezetük is optimálisabb lehet számukra. A rekonstrukció élőhelytípus szignifikáns pozitív hatással volt a zöld levelibéka és a vöröshasú unka élőhelyfoglaltságára, emellett marginálisan szignifikáns hatása a nagy tavibéka élőhelyfoglaltságára is volt. A zöld levelibéka és a pettyes göte élőhelyfoglaltságára a csatorna élőhelytípus is pozitívan hatott. Ezek az eredmények szintén alátámasztják a mesterséges eredetű vizes élőhelyek szükségességét a kétélűek számára ebben a tájban, a közösségi jelentőségű vöröshasú unka élőhelyfoglaltságára például szignifikáns negatív hatással van a természetes élőhelytípus, ami azt jelenti, hogy ezek a víztestek az egyébként is későn szaporodó faj számára már egyáltalán nem biztosítanak ideális szaporodóhelyet. A nagyobb vízmélység ezen élőhelytípus esetén és általánosan is pozitív hatással volt a vöröshasú unka jelenlétére. Mivel ez a faj viszonylag későn szaporodik, ezért létfontosságú számára a nagyobb mélységű, állandóbb vízű szaporodóhelyek jelenléte a tájban (Stravinskaité et al. 2024). A pettyes göte tipikusan kevésbé jó kolonizációs képességű faj (Baker et al. 1999), ez is okozhatja, hogy a jóval idősebb csatornában gyakrabban fordul elő, melyeket azonban a hosszabb vízborításuk miatt előnyben részesít a természetes vizekkel szemben. Habár a dunai tarajosgöte élőhelyfoglaltsága hasonló volt a természetes, illetve rekonstruált vizekben és csatornában, a

beavatkozások pozitív hatással vannak a fajra nézve, mert amellett, hogy a rekonstrukciókkal növekedett szaporodóhelyeinek száma, a területen ezen víztestek maradnak fent legtartósabban, így ezek alkalmasak leginkább a lárvák teljes kifejlődésére. Ugyanezen oknál fogva eredményeink arra utalnak, hogy a kétéltűek szaporodási sikere is ezekben a víztestekben a legmagasabb. A beavatkozási területek, még ha ezek egy része nem is egész évben állandó vízü, a szaporodási periódusban nem száradtak ki, így a kétéltűlárvák kifejlődéséhez megfelelő körülményeket biztosítanak, ezért is lehet, hogy a vízmélység hatása nem jelenik meg esetükben szignifikánsan. A nagyobb vízmélység negatív hatása a zöld levelibéka élőhelyfoglaltságára a csatornában adódhat abból, hogy ez a faj viszonylag korán szaporodik, így a kellően tartós vízü csatornában az ebihalak ki tudnak fejlődni, a mélyebbekben viszont már nagyobb a kompetíció és a predáció (Pearman 1995).

A növényzet borításának fontosságát a kétéltűekre nézve számos esetben hangsúlyozták már (Hartel et al. 2009, Hartel et al. 2010, Vági et al. 2013, Hartel et al. 2007, Burrow és Maerz 2022). A rekonstrukciókat egymással összevetve a vízalatti, és a víz feletti növényborítás esetében is szignifikáns pozitív hatást kaptunk a barna ásóbéka és a vöröshasú unka élőhelyfoglaltságára nézve. A vízalatti növényzet menedékkül szolgál a kétéltűlárvák számára, a rajta növvő alga táplálékot biztosít nekik, illetve a növényzetnek a peterakás során is fontos szerepe van. A víz feletti növényzet rejtekhelyet biztosít, a hímek előszeretettel szólnak a vegetáció nyújtotta takarásból, a vöröshasú unka előszeretettel énekel a zombékok alól. A csatorna élőhelytípus esetén a vízalatti növényborításnak pozitív hatása volt a pettyes göte élőhelyfoglaltságára, ez a faj petéit a levelekre ragasztja, így elengedhetetlen számára a megfelelő növényzet, emellett az búvóhelyként is fontos számára.

A vízalatti növényzet szignifikáns negatív hatása a nagy tavibékára a természetes élőhelytípus esetén abból fakadhat, hogy csupán egy ilyen víztestben találtuk meg, ami ráadásul a vegetációfelmérés idejére kiszáradt. Emellett a faj egyébként is kedveli az alacsonyabb növényborítással rendelkező vizeket (Pille et al. 2024). Valószínűleg általánosságban és a kotrások esetében is azért nem találtunk szignifikáns hatást, mert a legtöbb mintavételi egység megfelelően gazdag vegetációval rendelkezett, csupán egy-két rekonstrukció volt kopárabb. A zöld levelibéka élőhelyfoglaltságára marginálisan szignifikáns pozitív hatása volt kimutatható.

A nagyobb növény-fajgazdagság szignifikáns pozitív hatással volt a vöröshasú unka, illetve marginálisan szignifikáns pozitív hatással volt a pettyes göte élőhelyfoglaltságára. A természetes élőhelytípusnál a nagyobb növény fajgazdagság pozitív hatással volt a zöld levelibékára, csatorna élőhelytípus esetén a barna varangyra és a zöld varangyra, rekonstrukció élőhelytípus esetén pedig a zöld levelibéka élőhelyfoglaltságára. Az élőhely nagyobb növény-diverzitása komplexebb élőhelystruktúrát eredményez, változatosabb peterakóhelyet, búvóhelyet az adult illetve lárvá egyedek számára, a nagyobb makrogerinctelen-diverzitáshoz is hozzájárulhat, ami pedig nagyobb táplálékbőséget biztosíthat a kételtűek számára. A zöld levelibéka, nagy tavibéka, barna ásóbéka és az erdei béka élőhelyfoglaltságára a nagyobb növény fajgazdagság negatívan hatott a csatorna élőhelytípus esetén, az erdei békánál a természetes típus esetén is, mely hatás megértéséhez további vizsgálatok és elemzések elvégzése szükséges. A növény fajgazdagság kapcsolatban állhat a vízzel borított időszak hosszával is, hiszen a rövidebb hidroperiódusú élőhelyeken több olyan növényfaj is előfordulhat, ami nem kedveli az állandó vízborítást (Little és Church 2018, Boers et al. 2007). Így ezek habár diverzebb növényzettel rendelkeznek, kevésbé jó szaporodóhelyek lehetnek, mivel korábban száradnak ki. Harmadik hipotézisünk, azaz, hogy a nagyobb vízmélység, növény fajsza és borítás növeli az adott víztest kételtű fajszaát és foglaltsáát, nem minden esetben igazolódott be egyértelműen. Ebben az egyes fajok eltérő élőhelyigényei (Pille et al., 2024) és egyéb, nem mért háttérváltozók is közrejátszhattak.

Ezzel ellentétben a kotrásokon alkalmazott kezelési módszerek hatása jóval egyértelműbb. Bebizonyosodott az a predikciónk, hogy mindkét kezelési módszer általánosan pozitívan hat a kotrás foglaltságára. A szénaráhordásnak pozitív hatása volt a vöröshasú unka, zöld levelibéka és a nagy tavibéka élőhelyfoglaltságára is. A rekonstrukciók kialakítását követő tavasszal ezekben még alig volt növényzet, így a kételtűekre kezdetben is közvetlen jótékony hatása volt a szénaterítésnek, ugyanis az ebből származó növényi részekre petéztek, illetve ezeket használták ki búvóhelyként. Az iszapáthordásnak minden faj esetén pozitív hatása volt. Ezek a beavatkozások növelik a növényzet diverzitását és borítását, az élőhely komplexitását, és elősegíti egy sokkal természetközeli állapot elérését. Hozzájárulnak a propagulumok, makrogerinctelenek, és egyéb élőlények bejutásához az új vizesélőhelyre, növelik a növény fajszaát és segítik alacsony diszperziós képességű növényfajok megtelepedését, gyorsítják a vizesélőhelyek regenerációját (Pfadenhauer és Grootjans 1999). Bizonyos növényfajok jelenléte pedig

szintén fontos tényező lehet a kétéltűekre nézve (Magnus és Rannap 2019), például a gőtéek esetén a szaporodóhely megválasztásánál szempont lehet az általuk preferált fajok jelenléte (pl. *Potamogeton* spp.) mind búvóhely, mind peterakás szempontjából (Kaplan et al. 2014, O'Brien et al. 2021).

Habár eredményeink fontos információkkal szolgálnak, fontos kiemelni a vizsgálat korlátait is. Az elemzések során nem vettük figyelembe az élőhelyek konnektivitását, amely faktor számos esetben bizonyítottan befolyásolja az egyes kétéltűfajok jelenlétét egy-egy élőhelyen (Clauzel et al. 2015, Moore et al. 2024, Rannap et al. 2009). Más víztestek forráspopulációként szolgálhatnak, így az azokban előforduló fajok nagyobb valószínűséggel telepedhetnek meg a közeli élőhelyeken. Szintén figyelmen kívül hagytuk a táji változókat is, a környező szárazföldi élőhely pedig gyakran hatással van az adott víztest kétéltűközösségének összetételére (Magnus és Rannap 2019, O'Brien et al. 2021). Ezen tényezők jelentőségére a mintavételi területünkön további adatgyűjtés és elemzések után derülhet csak fény. Nem vizsgáltuk továbbá a szaporodási sikert sem, ezért előfordulhatnak olyan esetek, hogy az adott élőhelyen nem szaporodott egy faj annak ellenére, hogy detektáltuk az adult példányait (Clauzel et al. 2015), azonban ez a lehetőség csupán egy-két esetben áll fenn (főként a dunai tarajosgőténél) általában, ahol észleltünk egy fajt, ott szaporodási aktivitás is volt (petecsomók, lárvák, éneklő hímek). Az a lehetőség is fennállhat, hogy egy faj ugyan szaporodik egy adott víztestben, ám a nagyobb számban jelenlévő kifejlett egyedekhez és petékhez képest valamilyen okból kifolyólag (pl. peték pusztulása, predáció) jóval kevesebb lárvá fejlődik (Soomets et al. 2023). Fontos kiemelni, hogy a vizsgálat csupán egy szaporodási időszakot ölelt fel, a területen jelen kutatáshoz nem készült korábbi években megfelelő alapállapot-felmérés.

Ugyan eredményeink a vizesélőhely rekonstrukciókkal kapcsolatban rövidtávon ígéretesnek bizonyulnak, a hosszútávú hatásuk vizsgálatára mindenképpen szükséges további monitoring (Adam et al. 2024). A további kotrások kialakítása során jelen vizsgálatunk nyomán is mindenképpen érdemes megfontolni a széna és iszaptranszfer alkalmazását, emellett a növénytelepítések különböző lehetőségeit is figyelembe venni. Habár egyik rekonstrukcióban sem fordultak elő halak, a rendelkezésre álló szakirodalom arra enged következtetni, hogyha a kétéltűek védelme a cél, mindenképp célszerű ezek betelepítését mellőzni, megtelepedésüket pedig ahol csak lehet, akadályozni. Továbbá terepi megfigyeléseink egybevágóak Porej és Hetherington (2005) eredményeivel, azaz, hogy a lankás partoldal, kiterjedt littorális zóna megfelelő vegetációval előnyös a kétéltűek

száma. A meredek partoldalon nehezebben telepedhetnek meg a növények, illetve az erózió, a talaj bemosódása miatt ezek a kotrások gyorsabban is töltődhetnek fel, mindemellett a kétéltűek is nehezkesebben tudják csak használni. Szintén megfigyeltük, hogy a nagyobb kiterjedésű kotrásokban több faj fordul elő (a két legnagyobb kotrásban detektáltuk az összes fajt) és az egyedszámuk is magasabb, így érdemes lehet nagyobb medencéket létrehozni. Fontos emellett a további talajvízszint csökkentő hatásuk mérlegelése, illetve, hogy olyan helyeken legyenek kialakítva, amelyek mélyebben fekszenek, vagy ahol korábban is vizesélőhely volt, így a megfelelő vízbázis és vízzáró réteg jelenléte biztosított. A spontán szukcesszió, további szárazodás vagy egyéb külső behatások miatt (pl. haszonállatok taposása) előfordulhat, hogy ezek a mesterséges víztestek időről időre újabb beavatkozásokat és mélyítéseket igényelnek. Ezek során körültekintően kell eljárni, hiszen a vízzáró réteget elérve a kotrások tovább már nem igazán mélyíthetők, a vízzáró réteg megbolygatása pedig nagy természetvédelmi károkat okozhat. Felmerülhetnek aggályok, hogy ezek a beavatkozások lényegében ökológiai csapdákat hoznak létre, azonban ez jelen esetben egyáltalán nem volt így.

Ezek a beavatkozások tehát sok esetben egy-egy területen előforduló kétéltűfajok végső menedékeként szolgálhatnak, illetve segíthetnek növelni tájleptékben is a kétéltű-diverzitást és egyedszámot, azonban létrehozásuk során a lehető legkörültekintőbben kell eljárni és számtalan szempontot figyelembe kell venni, hogy a lehető leginkább megfeleljenek a kívánt természetvédelmi céloknak.

7 Köszönetnyilvánítás

Köszönettel és hálával tartozom Dr. Kelemen Andrásnak és Dr. Mizsei Edvárdnak, témavezetőimnek, a segítségükért és útmutatásért, külön köszönöm Dr. Mizsei Edvárdnak a statisztikai elemzésben való közreműködését, Dr. Kelemen Andrásnak és a vele együttműködő hallgatóknak a vegetációfelmérést, valamint Wenner Bálintnak a közös munkát a mintavételek során.

8 Irodalomjegyzék

- Adam, M., Cooper, D. J., Jaunatre, R., Clément, J. C., & Gaucherand, S. (2024). Wetland restoration: can short-term success criteria predict long-term outcomes?. *Restoration Ecology*, 32(7), e14231.
- Alford, R. A., & Richards, S. J. (1999). Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual review of Ecology and Systematics*, 30(1), 133-165.
- Asselen, S. V., Verburg, P. H., Vermaat, J. E., & Janse, J. H. (2013). Drivers of wetland conversion: a global meta-analysis. *PloS one*, 8(11), e81292.
- Baker, J. M., & Halliday, T. R. (1999). Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal*, 9(2), 55-63.
- Beebee, T. J. (1997). Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years on chalk downland in Sussex, England. *Biological Conservation*, 81(3), 215-219.
- Biró, M. (2011). Változástérképek használata tíz év alatt bekövetkezett élőhelypusztulási tendenciák kimutatására a Kiskunsági-homokhátság területén. *Tájökológiai Lapok | Journal of Landscape Ecology*, 9(2), 357-374.
- Blaustein, A. R., Kiesecker, J. M., Chivers, D. P., & Anthony, R. G. (1997). Ambient UV-B radiation causes deformities in amphibian embryos. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 94(25), 13735-13737.
- Boers, A. M., Veltman, R. L., & Zedler, J. B. (2007). *Typha*× *glauca* dominance and extended hydroperiod constrain restoration of wetland diversity. *Ecological Engineering*, 29(3), 232-244.
- Box, J., Harpham, E., & Jackson, R. (2019). Translocation of a large population of great crested newts. *Herpetological Journal*, 29(2).

- Brönmark, C., & Edenhamn, P. (1994). Does the presence of fish affect the distribution of tree frogs (*Hyla arborea*)?. *Conservation biology*, 8(3), 841-845.
- Burrow, A., & Maerz, J. (2022). How plants affect amphibian populations. *Biological Reviews*, 97(5), 1749-1767.
- Cheng, L., Chang, Y. M., Lu, C. Y., Cao, D. C., & Sun, X. W. (2012). DNA barcoding and species and subspecies classification within genus *Carassius*.
- Čížková, H., Květ, J., Comín, F. A., Laiho, R., Pokorný, J., & Pithart, D. (2013). Actual state of European wetlands and their possible future in the context of global climate change. *Aquatic Sciences*, 75, 3-26.
- Clauzel, C., Bannwarth, C., & Foltete, J. C. (2015). Integrating regional-scale connectivity in habitat restoration: An application for amphibian conservation in eastern France. *Journal for Nature Conservation*, 23, 98-107.
- Curado, N., Hartel, T., & Arntzen, J. W. (2011). Amphibian pond loss as a function of landscape change—a case study over three decades in an agricultural area of northern France. *Biological Conservation*, 144(5), 1610-1618.
- Cushman, S. A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological conservation*, 128(2), 231-240.
- Deeming, D. C. (2008). Capture of smooth newts (*Lissotriton vulgaris*) and great crested newts (*Triturus cristatus*) correlates with the lunar cycle. *The Herpetological Journal*, 18(3), 171-174.
- Dewsbury, D. (2014). A novel, effective and safe newt trap. *Wasserfallen für Amphibien—praktische Anwendung im Artenmonitoring.—Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde*, 77, 189-208.
- Dorazio, R. M., & Royle, J. A. (2005). Estimating size and composition of biological communities by modeling the occurrence of species. *Journal of the American Statistical Association*, 100(470), 389-398.

- Dorazio, R. M., Royle, J. A., Söderström, B., & Glimskär, A. (2006). Estimating species richness and accumulation by modeling species occurrence and detectability. *Ecology*, 87(4), 842-854.
- Dynesius, M., & Nilsson, C. (1994). Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science*, 266(5186), 753-762.
- Fayzulin, A. I. (2021, July). Impact assessment of the Amur sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 on amphibians in Samara oblast. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 818, No. 1, p. 012009). IOP Publishing.
- Ficetola, G. F., & De Bernardi, F. (2004). Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological conservation*, 119(2), 219-230.
- Fisher, M. C., Garner, T. W., & Walker, S. F. (2009). Global emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and amphibian chytridiomycosis in space, time, and host. *Annual review of microbiology*, 63(1), 291-310.
- Fiske, I., & Chandler, R. (2011). Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of statistical software*, 43, 1-23.
- Fluet-Chouinard, E., Stocker, B. D., Zhang, Z., Malhotra, A., Melton, J. R., Poulter, B., ... & McIntyre, P. B. (2023). Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature*, 614(7947), 281-286.
- Gardner, R. C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C., Galewski, T., Harrison, I., ... & Walpole, M. (2015). State of the world's wetlands and their services to people: a compilation of recent analyses.
- Green, F. H. W. (1979). Field drainage in Europe: a quantitative survey.
- Gozlan, R. E., Andreou, D., Asaeda, T., Beyer, K., Bouhadad, R., Burnard, D., ... & Robert Britton, J. (2010). Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish and Fisheries*, 11(4), 315-340.

- Halley, J. M., Oldham, R. S., & Arntzen, J. W. (1996). Predicting the persistence of amphibian populations with the help of a spatial model. *Journal of applied ecology*, 455-470.
- Hartel, T., Băncilă, R., & Cogălniceanu, D. (2011). Spatial and temporal variability of aquatic habitat use by amphibians in a hydrologically modified landscape. *Freshwater Biology*, 56(11), 2288-2298.
- Hartel, T., Moga, C. I., & Nemes, S. (2005). Use of temporary ponds by amphibians in a wooded pasture, Romania. *Biota*, 6(1-2), 21-28.
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Moga, C. I., Lesbarreres, D., & Demeter, L. (2009). Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape. *Acta Oecologica*, 35(1), 53-59.
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Schweiger, O., Moga, C. I., & Demeter, L. (2007). The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia*, 583, 173-182.
- Hartel, T., Nemes, S., Oellerer, K., Cogălniceanu, D. A. N., Moga, C., & Arntzen, J. W. (2010). Using connectivity metrics and niche modelling to explore the occurrence of the northern crested newt *Triturus cristatus* (Amphibia, Caudata) in a traditionally managed landscape. *Environmental Conservation*, 37(2), 195-200.
- Hartel, T., Nemes, S., Oellerer, K., Cogălniceanu, D. A. N., Moga, C., & Arntzen, J. W. (2010). Using connectivity metrics and niche modelling to explore the occurrence of the northern crested newt *Triturus cristatus* (Amphibia, Caudata) in a traditionally managed landscape. *Environmental Conservation*, 37(2), 195-200.
- Hartel, T., Öllerer, K., Cogălniceanu, D., Nemes, S., Moga, C. I., & Demeter, L. (2010). Pond-based survey of amphibians in a Saxon cultural landscape from Transylvania (Romania). *Italian Journal of Zoology*, 77(1), 61-70.

- Hettyey, A., Bertalan, R., Ujszegi, J., Ujhegyi, N., & Bókony, V. (2020). A klímaváltozás hatása kétéltűek ivari fejlődésére: Eltűnnek a békalányok?. *Élet és Tudomány*, 2020(29), 905-907.
- Hoffmann, F., & Kloas, W. (2012). Estrogens can disrupt amphibian mating behavior. *PloS one*, 7(2), e32097.
- Hunt, S. D., Guzy, J. C., Price, S. J., Halstead, B. J., Eskew, E. A., & Dorcas, M. E. (2013). Responses of riparian reptile communities to damming and urbanization. *Biological Conservation*, 157, 277-284.
- Johnson, B. (1992). Habitat loss and declining amphibian population. Occasional paper. Canadian Wildlife Service. Ottawa ON[OCCAS. PAP. CAN. WILDL. SERV.]. 1992.
- Kaplan, Z., Šumberová, K., Formanová, I., & Ducháček, M. (2014). Re-establishment of an extinct population of the endangered aquatic plant *Potamogeton coloratus*. *Aquatic Botany*, 119, 91-99.
- Kertész, A., & Mika, J. (1999). Aridification—climate change in South-Eastern Europe. *Physics and Chemistry of the Earth, Part A: Solid Earth and Geodesy*, 24(10), 913-920.
- Klimaszewski, K., Pacholik, E., & Snopek, A. (2016). Can we enhance amphibians' habitat restoration in the post-mining areas?. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 16941-16945.
- Kocsis, K., Horváth, G., Keresztesi, Z., & Nemerkenyi, Z. (Eds.). (2018). *Magyarország nemzeti atlasza: természeti környezet*. Magyar Tudományos Akadémia, Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, Földrajztudományi Intézet.
- Kohli, A. K., Lindauer, A. L., Brannelly, L. A., Ohmer, M. E., Richards-Zawacki, C., Rollins-Smith, L., & Voyles, J. (2019). Disease and the drying pond: examining possible links among drought, immune function, and disease development in amphibians. *Physiological and Biochemical Zoology*, 92(3), 339-348.

- Kovács, A. D., Hoyk, E., & Farkas, J. Z. (2017). Homokhátság-a special rural area affected by aridification in the Carpathian basin, Hungary. *European Countryside*, 9(1), 29-50.
- Kuiper, J. J., Janse, J. H., Teurlincx, S., Verhoeven, J. T., & Alkemade, R. (2014). The impact of river regulation on the biodiversity intactness of floodplain wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 22, 647-658.
- Ladányi, Z., Deák, Á., & Rakonczai, J. (2010). The effect of aridification on dry and wet habitats of Illancs microregion, SW Great Hungarian Plain, Hungary. *Acta Geographica Debrecina Landscape & Environment series*, 4(1), 11-22.
- Link, W. A. (1999). Modeling pattern in collections of parameters. *The Journal of wildlife management*, 1017-1027.
- Link, W. A., Cam, E., Nichols, J. D., & Cooch, E. G. (2002). Of BUGS and birds: Markov chain Monte Carlo for hierarchical modeling in wildlife research. *The Journal of wildlife management*, 277-291.
- Little, A. M., & Church, J. O. (2018). Ephemeral pond vegetation within the glaciated Upper Midwest: a comparison with permanent wetlands. *Freshwater Science*, 37(1), 31-41.
- Luedtke, J. A., Chanson, J., Neam, K., Hobin, L., Maciel, A. O., Catenazzi, A., ... & Stuart, S. N. (2023). Ongoing declines for the world's amphibians in the face of emerging threats. *Nature*, 622(7982), 308-314.
- Magnus, R., & Rannap, R. (2019). Pond construction for threatened amphibians is an important conservation tool, even in landscapes with extant natural water bodies. *Wetlands Ecology and Management*, 27, 323-341.
- Meyer, A. H., Schmidt, B. R., & Grossenbacher, K. (1998). Analysis of three amphibian populations with quarter-century long time-series. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 265(1395), 523-528.

- Mizsei, E. 2022. hunviphab. – GitHub Repository. Hozzáférés: <https://github.com/edvardmizsei/hunviphab>.
- Monello, R. J., & Wright, R. G. (2001). Predation by goldfish (*Carassius auratus*) on eggs and larvae of the eastern long-toed salamander (*Ambystoma macrodactylum columbianum*). *Journal of Herpetology*, 35(2), 350-353.
- Moor, H., Bergamini, A., Vorburger, C., Holderegger, R., Bühler, C., Bircher, N., & Schmidt, B. R. (2024). Building pondscapes for amphibian metapopulations. *Conservation Biology*, e14165.
- Mosconi, G., Carnevali, O., Franzoni, M. F., Cottone, E., Lutz, I., Kloas, W., ... & Polzonetti-Magni, A. M. (2002). Environmental estrogens and reproductive biology in amphibians. *General and comparative endocrinology*, 126(2), 125-129.
- O'Brien, D., Hall, J. E., Miró, A., O'Brien, K., & Jehle, R. (2021). A co-development approach to conservation leads to informed habitat design and rapid establishment of amphibian communities. *Ecological Solutions and Evidence*, 2(1), e12038.
- Pálfai, I. (1992). Vízhiány a Duna-Tisza közti hátságon [Lack of water on the Duna-Tisza Interfluve]. *Hidrol Tájékoztató*, 1992, 43-44.
- Pálfai, I. (1994). Összefoglaló tanulmány a Duna–Tisza közti talajvízszint-süllyedés okairól és a vízhiányos helyzet javításának lehetőségeiről. *A Nagyalföld Alapítvány kötetei*, 3, 111-125.
- Pearman, P. B. (1995). Effects of pond size and consequent predator density on two species of tadpoles. *Oecologia*, 102, 1-8.
- Pfadenhauer, J., & Grootjans, A. (1999). Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. *Applied Vegetation Science*, 2(1), 95-106.
- Pille, F., Salomon, L., Comau, A. C., Tendron, P., Duret, C., & Denoël, M. (2024). One frog to rule them all: wide environmental niche of invasive marsh frogs induces large co-occurrence patterns with native amphibian prey in ponds. *Hydrobiologia*, 1-13.

- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., ... & Sexton, J. O. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *science*, 344(6187), 1246752.
- Porej, D., & Hetherington, T. E. (2005). Designing wetlands for amphibians: the importance of predatory fish and shallow littoral zones in structuring of amphibian communities. *Wetlands Ecology and Management*, 13, 445-455.
- Rakonczai, J. (2011). Effects and consequences of global climate change in the Carpathian Basin. *Climate change—geophysical foundations and ecological effects*, 297-322.
- Rannap, R., Lõhmus, A., & Briggs, L. (2010). Restoring ponds for amphibians: a success story. *Pond conservation in Europe*, 243-251.
- Rota, C. T., Ferreira, M. A., Kays, R. W., Forrester, T. D., Kalies, E. L., McShea, W. J., ... & Millsaugh, J. J. (2016). A multispecies occupancy model for two or more interacting species. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(10), 1164-1173.
- Russell, R. E., Royle, J. A., Saab, V. A., Lehmkuhl, J. F., Block, W. M., & Sauer, J. R. (2009). Modeling the effects of environmental disturbance on wildlife communities: avian responses to prescribed fire. *Ecological applications*, 19(5), 1253-1263.
- Sauer, J. R., & Link, W. A. (2002). Hierarchical modeling of population stability and species group attributes from survey data. *Ecology*, 83(6), 1743-1751.
- Semlitsch, R. D., & Bodie, J. R. (1998). Are small, isolated wetlands expendable?. *Conservation biology*, 12(5), 1129-1133.
- Soomets, E., Lõhmus, A., & Rannap, R. (2023). Restoring functional forested peatlands by combining ditch-blocking and partial cutting: An amphibian perspective. *Ecological Engineering*, 192, 106968.
- Stravinskaitė, K., Jautakienė, R., Čitavicienė, I., Pikūnienė, A., Stankevičė, G., & Rakauskas, V. (2024). The methodology for rearing the Fire-bellied Toad (*Bombina orientalis*) from protected,

small, isolated (but degraded) habitats in its northern distribution range. *Amphibian & reptile conservation.*, 18(1-2), 47-57.

Szabó, A., Gribovszki, Z., Kalicz, P., Szolgay, J., & Bolla, B. (2022). The soil moisture regime and groundwater recharge in aged forests in the Sand Ridge region of Hungary after a decline in the groundwater level: an experimental case study. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 70(3), 308-320.

Szabó, Z., Pedretti, D., Masetti, M., Ridavits, T., Csiszár, E., Falus, G., ... & Mádl-Szőnyi, J. (2023). Rooftop rainwater harvesting by a shallow well—Impacts and potential from a field experiment in the Danube-Tisza Interfluvium, Hungary. *Groundwater for Sustainable Development*, 20, 100884.

Takács, P., Czeglédi, I., Ferincz, Á., Sály, P., Specziár, A., Vitál, Z., ... & Erős, T. (2017). Non-native fish species in Hungarian waters: historical overview, potential sources and recent trends in their distribution. *Hydrobiologia*, 795, 1-22.

Teplitsky, C., Plénet, S., & Joly, P. (2003). Tadpoles' responses to risk of fish introduction. *Oecologia*, 134, 270-277.

Timár, G., Jakab, G., & Székely, B. (2024). A Step from Vulnerability to Resilience: Restoring the Landscape Water-Storage Capacity of the Great Hungarian Plain—An Assessment and a Proposal. *Land*, 13(2), 146.

Tölgyesi, C., Török, P., Hábczyus, A. A., Bátori, Z., Valkó, O., Deák, B., ... & Kelemen, A. (2020). Underground deserts below fertility islands? Woody species desiccate lower soil layers in sandy drylands. *Ecography*, 43(6), 848-859.

Vági, B., Kovács, T., Băncilă, R., Hartel, T., & Anthony, B. P. (2013). A landscape-level study on the breeding site characteristics of ten amphibian species in Central Europe. *Amphibia-Reptilia*, 34(1), 63-73.

- Walls, S. C., Barichivich, W. J., & Brown, M. E. (2013). Drought, deluge and declines: the impact of precipitation extremes on amphibians in a changing climate. *Biology*, 2(1), 399-418.
- Wilkinson, J. W. (2015). *Amphibian survey and monitoring handbook*. Pelagic Publishing Ltd.
- Zipkin, E. F., DeWan, A., & Andrew Royle, J. (2009). Impacts of forest fragmentation on species richness: a hierarchical approach to community modelling. *Journal of Applied Ecology*, 46(4), 815-822.
- Zylstra, E. R., Swann, D. E., Hossack, B. R., Muths, E., & Steidl, R. J. (2019). Drought-mediated extinction of an arid-land amphibian: insights from a spatially explicit dynamic occupancy model. *Ecological Applications*, 29(3), e01859.
- Zsákovics, G., Kovács, F., & Kiss, A. (2009). A szárazodás veszélyének többszemponútú térbeli elemzése a Duna-Tisza közén. *TÁJÖKÖLÓGIAI LAPOK | JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY*, 7(1), 117-126.
- R Core Team (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Hozzáférés: <https://www.R-project.org/>.
- Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10), 1-23. Hozzáférés: <https://www.jstatsoft.org/v43/i10/>.
- Szamosvári, I. (2023). *A homokhátság vízháztartási és vízgazdálkodási problémáinak enyhítése*. Országos Vízügyi Főigazgatóság, Hozzáférés: https://www.hidrologia.hu/wp-content/uploads/2023/11/0224_szamosvari_istvan.pdf
- http1: <https://hodterkep.hu/>
- http2: <https://www.knp.hu/hu/vizes-elohely-rekonstrukcioja-es-a-fokgazdalkodas-lehetosegenek-megteremtese-a-tiszaalpari-nagy-to-teruleten>
- http3: <https://www.knp.hu/uploads/2024/04/ket-viz-osszevont-2023-3-4-lq-vegleges-08091913.pdf>
- http4: <https://www.knp.hu/hu/hirek/rakosi-vipera-elohelyek-helyreallitasa-a-felso-kiskunsagban-173>