

DIPLOMADOLGOZAT

DÉVAI ZSÓFIA

2024



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Georgikon Campus
Természetvédelmi mérnök mesterképzési szak

**A közönséges vidra (*Lutra lutra*) előfordulásának, élőhely
választásának és aktivitásának elemzése a Balaton északi
vízgyűjtőterületén**

Belső konzulens:	Dr. Kondorosy Előd Egyetemi tanár
Intézet/Tanszék:	Természetvédelmi Biológia Tanszék
Külső konzulens:	Prof. Dr. Lanszki József Tudományos tanácsadó, HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet Egyetemi tanár Állattenyésztési Tudományok Intézet
Készítette:	Dévai Zsófia

Készthely

2024

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és célkitűzések	2
2. Szakirodalmi áttekintés	5
2.1 A Balaton	5
2.2 A vidra általános jellemzői	7
3. Alkalmazott módszer (anyag és módszer)	12
3.1 Vizsgált terület	12
3.2 Vidra felmérési módszer	12
4. Vizsgálati eredmények és értékelésük.....	19
4.1 Vizes élőhely jellege	19
4.2 Vízparti növényzet	21
4.3 Vízmélység	22
4.4 Vízfolyás szélessége	24
4.5 Élőhely természetessége	25
4.6 Híd alakja	26
4.7 Híd alatti kiszállóhely (padka) szélessége	27
4.8 Vízpart szennyezettsége	29
4.9 Összegzett zavarás.....	30
4.10 Felmérési módszer	32
5. Következtetések és javaslatok	33
6. Összefoglalás	37
7. Köszönetnyilvánítás	37
8. Irodalomjegyzék	39
9. Ábrák jegyzéke	49
10. Mellékletek	50

1. Bevezetés és célkitűzés

Magyarországon tizenöt ragadozó emlős faj jelenléte bizonyítható (Heltai et al. 2010), így Európában hazánk ragadozó emlősfajokban az egyik leggazdagabb ország. A határainkon belül megtalálható ragadozók közül, a nemzetközileg legrészletesebben tanulmányozott faj a közönséges vidra (*Lutra lutra*, Linnaeus, 1758) (továbbiakban vidra). A vidra, valamint a Magyarországon megtalálható összes ragadozó emlős faj kulcsszerepet töltenek be a táplálékláncban, az életközösségekben, továbbá vadgazdálkodási, tógazdálkodási, valamint természetvédelmi szempontból is kiemelt jelentőséggel bírnak. A vidra vizes élőhelyekhez kötődik, ezen élőhelyek jelentős részén halgazdálkodás is zajlik (Lanszki 2009). Közép - Európa gazdag halastavakban, hazánkban 26.000 hektáron terülnek el halastórendszerek (Woynárovich et al. 2019). A nagyszámú halastavaknak is köszönhető, hogy ebben a régióban a vidrapopulációk stabilabbak, mint a kontinens nyugati területein (Reuther et al. 2000, Heltai et al. 2012, Lehoczky et al. 2016).

Az utóbbi időben Európában, a vidraállomány helyreállításával az ember és az állatfajok közötti konfliktusok egyre gyakoribbá válnak, amit a vidra és a halgazdálkodók között húzódó ellentét is jól mutat (Kranz 2000, Conroy és Chanin 2002). Ennek egyik fő oka, hogy az emberek lakókörnyezete és az általuk használt tér egyre nagyobb átfedést mutat az állatok élőhelyével (Barua et al. 2013). Elmondható, hogy ezek a konfliktusok társadalmi csoportok között zajlanak, valamint ezeket a konfliktusokat elsősorban a megfelelő kommunikáció hiánya, illetve a hiányos, egymással átfedésben nem lévő ismeretek okozzák (Dickmann 2010). A halas- és horgásztavaknál komoly súrlódásokhoz vezet a gazdálkodók és a természetvédők között a védett- és fokozottan védett állatfajok által okozott károk kérdésének megoldatlansága. A kis- és nagy kormorán, kócsagfélék mellett a vidra jelentős kárt okozhat a tavak halállományában (Kranz 2000). A vidra jelenlegi populációjának megőrzése és társadalmi elfogadottsága érdekében szükséges a halállományban okozott veszteségek megelőzése (Kranz 2000, Britton et al. 2006, Marques et al. 2007). Ezen lehetséges konfliktusok kezelése, megoldása is csak a faj jelentős ismerete által lehetséges, ami tovább erősíti azt a tényt, miszerint a faj kutatása, előfordulásának, táplálkozásának minél alaposabb megismerése elengedhetetlen (Lanszki 2002).

A biodiverzitás vizes élőhelyeken magasabb, mint ugyanakkora területű szárazföldön (Otte és Jacob 2008), valamint a Föld teljes fajkészletének mintegy 15 százaléka vizes élőhelyeken fordul elő (Gopal és Ghosh 2008). A vidra Magyarországon 1974-től védett és

1982-től fokozottan védett (Nechay 2005), továbbá igazi zászlós faj. A vidra védelme által számos más állatfaj, illetve ezek élőhelyeinek védelme is biztosítva van. Jelzi a vizes élőhelyek természeti állapotát. A felszíni vizek szennyezettsége esetén állománya lecsökken (Lanszki 2009). Szerencsére az elmondható, hogy vizes élőhelyek tekintetében Magyarország gazdag ország, ugyanakkor ezek az élőhelyek nagyon sérülékenyek. A vizes élőhelyek a legérzékenyebbek az esetleges negatív hatásokra, műszaki beavatkozásokra. Ezek a hatások, beavatkozások drasztikusan megváltoztatják vizeink élővilágának minőségét. Mint említettem, Magyarország földrajzi helyzete és fekvése következtében jelenleg nem szenved hiányt vizes élőhelyekben, de ha visszatekintünk a múltra más képet kapunk. A Kárpát-medence területének egyes becslések szerint, mintegy negyedét borította időszakosan vagy állandóan víz. A 19. század második felétől megkezdődtek a nagy folyószabályozások, termőföldeket alakítottak ki, utakat építettek, valamint árvízvédelmi intézkedések történtek (Böhm 2011). Akár egyetlen gát is a teljes vizes élőhely átalakulásához vezethet (Moore 2008). Megállapították azt is, hogy folyóknál történő gátépítés vagy öntözés céljára történő vízhasználat következtében kialakult vízszint ingadozás súlyos negatív hatással van a fajok elterjedésére (Humborg et al. 1997). Összeségében elmondható, hogy Magyarországon a vizes élőhelyek 97 százaléka tűnt el az elmúlt évszázadban (Lájer 1998). A vidra tehát kulcsfontosságú jelző fajnak tekinthető, nyugodtan állítható, hogy ez a faj vizeink őrszeme (Lanszki 2009).

A faj Magyarországi állománya stabil (Gera 2004, Heltai et al. 2012), azonban az állomány nem mondható egységesnek (Rakonczay 1990, Lehoczky et al. 2015). Régen minden megyében előfordult, Baranya, Somogy és Tolna megyében volt a legnagyobb az egyedsűrűség (Tankó és Tassi 1978). Korábbi felmérésben hazánkban 2000 előfordulási helye volt ismert (Gera 2004). Továbbra is elmondható, hogy a délnyugat- dunántúli térség, a Kis- Balaton és a Balaton déli, halastórendszereket magukba foglaló vízgyűjtőterületén található vidrapopulációk gyarapodnak feltehetően a legjelentősebben. A Balaton vízminősége azonban nem volt mindig ilyen kedvező. Az 1970-es években Zalaegerszeg csatornahálózatát kibővítették és mivel a szennyvíztisztító rendszereket ezzel párhuzamosan nem fejlesztették, így az egész város szennyvize a Zalán keresztül a Balatonba került. Ebben az időszakban a nagyüzemi állattartó telepek is jelentősen hozzájárultak a tó szervesanyag-terheléséhez. A rendszerváltozás óta nagy mértékben javult a helyzet. Változtak a gazdálkodási módok, szigorodtak a környezetvédelmi előírások, valamint a szűrő funkciót ellátó nádasok és a Kis-Balaton állapota is jelentősen javult (Vörös 2019, Csősz 2021).

A vidraállomány sérülékenységét jelzi, hogy Európában jelentős állománycsökkenés volt megfigyelhető, ezzel összefüggésben a faj elterjedését az 1970-es évektől kezdték el

intenzíven tanulmányozni (pl. West 1975, Mason és Macdonald 1986). A vidra számának jelentős csökkenését két tényezővel hozták összefüggésbe, az élőhelyek pusztulásával és a szennyezéssel (Maugh 1975, Macdonald és Mason 1983, Delibes et al., 1991, Laws 1993, Mason 1998). Mint, ahogy hazánkban a rendszerváltás után, úgy Európában is az 1990-es évektől javult a vizes élőhelyek állapota, csökkent a mérgezőanyagok koncentrációja. Ezzel egyidejűleg a Európa szerte növekedni kezdett a vidra állománya és elterjedése (pl.: Cortés et al. 1998, Ruiz-Olmo és Delibes 1998, Reuther és Roy 2001, Conroy és Chanin 2002). Napjainkban Magyarországon a vidra nyomaival szinte minden vizes élőhelyen találkozhatunk, a természetes élőhelyektől a mesterséges halastórendszerekig, ami azt utal a vizeink kedvező állapotára (Lanszki 2009).

Ahhoz, hogy megértsük az összefüggést a vidrapopulációk aktuális helyzete és az emberi tevékenység által előidézett környezetromlás között, továbbá a megőrzésük és helyreállításuk érdekében, meg kell ismernünk a vidrák táplálkozási szokásait, szaporodásukat és az elterjedésüket (Defra 2001). Dolgozatomban olyan területet választottam, amelyen az utóbbi évtizedekben Petróczi (2000) adatait leszámítva nagyon hiányosan ismert előfordulás, miközben a jelenlét valószínűsíthető például a Balaton-parton, leginkább csak elpusztult példányokról állt rendelkezésre ismeret.

Célkitűzés:

A kutatómunkám során célom volt (1) a vidra előfordulásának felmérése a Balaton északi vízgyűjtőterületén, valamint (2) a faj jelenlétét, élőhelyválasztását befolyásoló tényezők több szempontú elemzése.

2. Szakirodalmi áttekintés

2.1. A Balaton

A Balaton a világ és kontinensünk jelentős természetes állóvizei közé sorolható (Papp-Váry 1992), valamint Közép-Európa legnagyobb sekély tava (Pécsi és Sárfalvi 1960). Hazánk egyik legfontosabb kincse, a Dunántúli-középhegység délkeleti lábánál fekszik (Vörös 2018). Átlagos mélysége 3,3 méter, átlagos szélessége 7,5 km. A teljes felülete közel 600 km², a vízgyűjtőterülete (**1. ábra**) pedig a tó felületének majdnem tízszerese (Virág 1998, Vörös 2018). A tóba befolyó vízmennyiség több mint fele a Zala vízgyűjtő területéről származik, ellenben a Balatonba folyó 50 vízfolyás túlnyomó része az északi parton helyezkedik el, vízhozamuk kicsi. A Balaton édesvízű tó, kémhatása enyhén lúgos, pH-ja 8,5 körüli. Négy medencére osztható: Keszthelyi-medence, Szigligeti-medence, Szemesi-medence és a Siófoki-medence (Virág 1998, Vörös 2018).



1. ábra: A Balaton vízgyűjtőterületének elhelyezkedése (Forrás: Google Maps)

A Balaton összefüggő vízfelülete 6000-8000 éve alakulhatott ki, tehát limnológiai és geológiai szempontból is fiatalnak mondható (Bendefy 1968, Zólyomi 1995). A 19. században

kezdődött meg a Balaton élővilágának kutatása Lóczy Lajos és munkatársai által. Ő indítványozta a Balaton Bizottság megalapítását, ezeknek a kutatásoknak köszönhetően látjuk a tó élővilágának évtizedek óta zajló változását és ezek következményét (Bíró 2001, Fodor 2006). Vízsintje a Sió zsilip és csatornán keresztül 1863 óta mesterségesen szabályozott. A vízszintet 70 és 110 cm között igyekeznek tartani, a vízállás megengedett maximuma 120 cm (Virág 1998, Vituki, OVF 2012). Sajnos napjainkban sokszor alakul ki tartósan alacsony vízszint. Az előrejelzések szerint a 21. század második felétől tartós vízkészletcsökkenés várható, ez a folyamat káros az élővilágra nézve (Szemes et. al 2015). A Balaton vízminőségére, élővilágára a turizmus is jelentős negatív hatást gyakorol. A táj nagymértékű átalakítása és a balatoni élet fellendülése már a reformkorban, a hajózás megteremtésével megkezdődött (Gulyás és Nagy 2013) Az 1930-as években már megjelentek a „kulturális eutrofizáció” első jelei (Sebestyén 1976). A 2000-es évek adatai szerint 500-700 ezer fő lenne a tó terhelhetősége, ennek ellenére már húsz évvel ezelőtt 1-1,2 millió fős hétvégi csúcsok is gyakran előfordultak (Puczkó és Rátz 2001).

A Balatonba folyó 30 állandó és 20 időszakos vízfolyásnak (Karászi 1981) rendkívül nagy szerepe van a tó életében. A vidra táplálékául is szolgáló halak számára az északi és déli befolyások refúgium, azaz menedék területekként szolgálnak. A múltban lecsapolt berekterületeket és a feltöltött öblöket, amik a halak számára ideális élőhelyeket biztosítottak, most ezek a befolyó patakok helyettesítik (Bíró 2000). A tó vízminőségére kiemelt figyelmet kell fordítani. Már több tömeges halpusztulás is történt. Az első 1965-ben feltehetően klórozott szénhidrogének felhalmozódása következtében történt. Tíz évvel később, valamint az 1990-es években is bekövetkezett egy tömeges halpusztulás és ezt követően több időnként halpusztulást jegyeztek fel (1975, 1977, 1978, 1981, 1984, 1985, 1988) (Bíró 2002). Napjainkban számos olyan mérgező anyag (gyógyszerek, növényvédelemben használt szerek, drogok) jelenlétét mutatták ki, amelyek az állatvilágra és az emberre is károsak (Maasz et al. 2021, Molnár et al. 2021).

A Balaton-medence már a múlt század nyolcvanas éveire túlterhelté vált. A Balaton természeti egyensúlyi állapotát teljesen felborították az emberi beavatkozások, amik a tó vízfelületének csökkenésén túl számos más folyamatot indítottak el és csak tudatos emberi beavatkozással lehet ezeket a hatásokat csökkenteni, az egyensúlyi állapotot helyreállítani (Gulyás és Nagy 2013). A vizes élőhelyek védelmét nemzetközi egyezmények szabályozzák. Ilyen kiemelendő nemzetközi egyezmény a Ramsar-i egyezmény vagy a Natura2000, amelynek elsődleges célja a jó állapotú élőhelyek elérése az emberi jelenlét fenntartása mellett (Zlinszky, 2013).

2.2 A vidra általános jellemzői



2. ábra: Közönséges vagy eurázsiai vidra (Fotó: Lanszki József)

A közönséges vagy eurázsiai vidra (*Lutra lutra*) az emlősök osztályába, a ragadozók rendjébe, a menyétfélék családjába és a vidraalakúak alcsaládjába tartozik. A vidra Európában a leghosszabb és a harmadik legnagyobb tömegű menyétféle. A vidra testfelépítése - **2. ábrán** látható - kiválóan alkalmazkodott a vízi életmódhoz. Többek között a hengeres teste, rövid lábai, hosszú farka, kicsi fülei, szőrzete és a lábujjai között lévő úszóhártyák nagyszerű úszóvá teszik. Vízben akár 10-12 km/órás sebességre is képes. Egy átlagos merülése fél-másfél percig tart, de fejlett tüdejének köszönhetően ennél sokkal tovább is lent tud maradni, mialatt szívritmusa lelassul, orr- és fülnyílásai bezáródnak. A vidra a vizes élőhelyeink jelentős ragadozó emlős faja, azonban életének jelentős részét a szárazföldön tölti (Mason és Macdonald 1986, Kemenes 2005, Lanszki 2009).

Jogi státusz

A faj szerepel a Washingtoni Egyezmény I. függelékében, a Berni Egyezmény II. függelékében, az Élőhelyvédelmi Irányelv (43/92/EEC) IV. (fokozottan védett fajok) és II. mellékletében (különleges védelemben részesülő élőhelyek hálózatának kialakítását is igénylő állatfajok), továbbá a Vörös Listán (veszélyeztetettség közeli /Near Threatened; www.iucnredlist.org). A faj Magyarországon 1974-től védett és 1982-től fokozottan védett, természetvédelmi értéke 250.000 Ft (Rakonczay 1990, Nechay 2005).

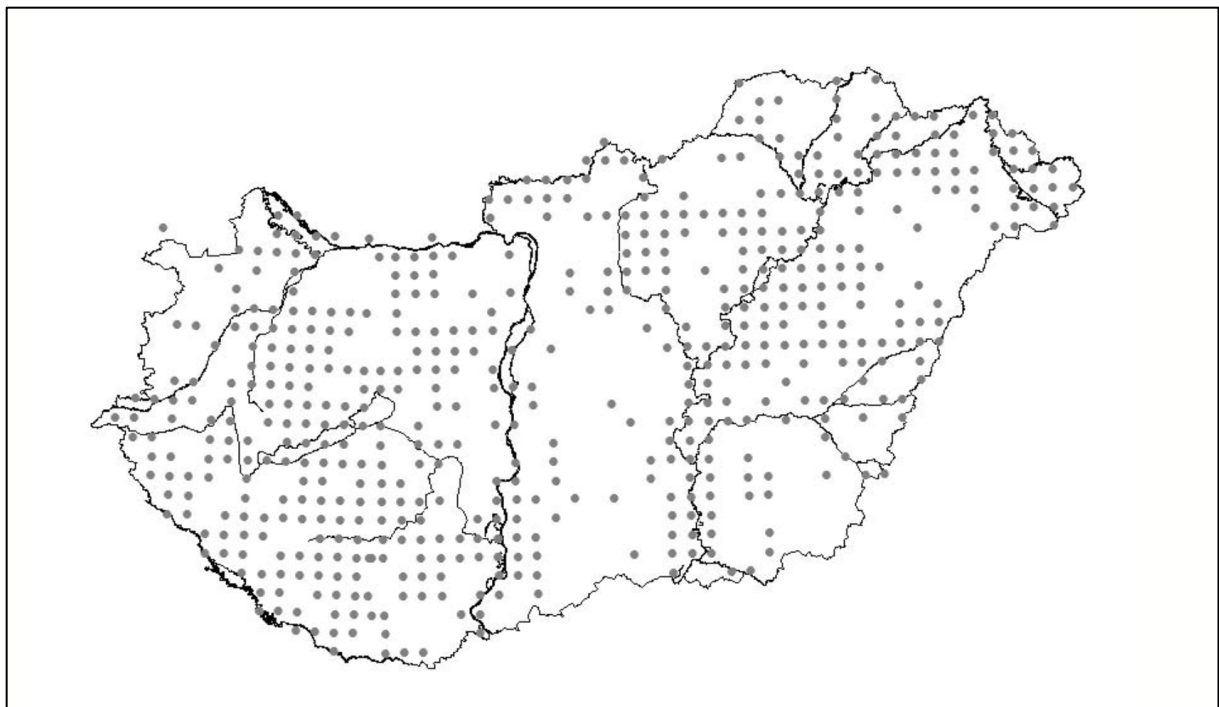
Táplálkozás

A faj energiaigénye méretéhez képest jóval magasabb, a napi táplálékfogyasztása a testtömegének kb. 15%-át teszi ki (McNab 1989, Kruuk 2006). Ennek oka, hogy a táplálékból származó energia jelentős részét hőszabályozásra fordítja, mivel nem rendelkezik olyan vastag szigetelőréteggel, illetve a víz hőmérséklete általában alacsonyabb, mint a testhőmérséklete (Kruuk 1995; Kruuk et al. 1997). Jellemző vadászati stratégiája a foltban vadászás, amikor ugyanazon a területen többször alámerülve keresi a prédát. A kisebb halakat a vízfelszínén fogyasztja el, a nagyobbakat a szárazföldön (Kruuk és Moorhouse 1990, Kruuk et al. 1990). Többféle zsákmányállattal táplálkoznak, de legfőképpen halakkal (Webb 1975, Jenkins et al. 1979, Wise et al., 1981, Mason és Macdonald 1986, Kruuk 1995, Lanszki et al. 2016). A vidra specializálódott piscivor (Kruuk 1995), egyben táplálékgeneralista. A táplálékspecialista fajokkal ellentétben, sokféle táplálékot fogyaszt. A feltételekhez alkalmazkodva, a nagy mennyiségben jelen lévő, könnyen elérhető halakat ejti zsákmányul (Erlinge 1967, Kruuk 2006). Vannak olyan területek, ahol a zsákmányállatok között a rákok vagy a békák dominálnak (Erlinge 1967, McFadden és Fairley 1984). Emlősöket ritkán fogyasztanak, ha mégis, akkor inkább közönséges kőszapockot (Jenkins et al. 1979, Wise et al., 1981). Kemenes és Nechay (1990) a Balatonon végzett táplálék-összetétel elemzés alapján azt találta, hogy a hal volt a domináns táplálékforrás, de másodlagosan fontos táplálékot képeztek a rovarok, és a kételtűek is, amelyek jelentős részét adták a tápláléknak. Feltételezték, hogy a halpreferencia függ a halak úszási sebességétől, illetve az adott halfaj mennyiségi előfordulásától. Erlinge (1967, 1968, 1969) megállapítása is az, hogy az egyik legfontosabb tényező a préda elérhetősége és sűrűsége. A másik fontos tényezőnek a hal előfordulási helyét tartotta, nevezetesen, hogy a zsákmányállat a vidra táplálkozási zónájában fordul-e elő. Kutatási eredmények azt mutatják, hogy a lassabban mozgó halakat a vidrák előnyben részesítik (Erlinge 1968a), illetve a zsákmányolt halak mérete is a mennyiségi eloszlásuktól függ (Mason és Macdonald, 1986). Több európai tanulmány

megállapította, hogy a vidra hajlamos a kisméretű, 17 és 72 g közötti testtömegű halak fogyasztására (Wise et al. 1981, Kyne et al. 1989, Watt 1991, Brzezinski et al. 1993, Kruuk 1995, Carss és Kruuk 1996). Kruuk et al. (1993) összefüggést talált a tavaknál a halsűrűség és a faj előfordulása között. Sjoåsen (1997) eredményei is ezt támasztják alá. Ő arra az eredményre jutott, hogy a vidrák jelenléte a nagy biomassza termelésű tavakhoz és folyókhoz kötődik. Végül White et al. (2003) megállapítása is ezt erősíti, mivel a pisztráng sűrűség és a vidraürülék előfordulása között pozitív korrelációt figyelt meg. Összeségében elmondható és a kutatások is azt támasztják alá, hogy a vidra zsákmányszerző magatartása jelentősen függhet a környezeti feltételektől (Lanszki 2009).

Elterjedés

Az eurázsiai vidra a 13 vidrafaj közül a legszélesebb elterjedésű, Európán kívül Észak-Afrikában, illetve -a délkeleti szigetek egy részének kivételével- egész Ázsiában is előfordul. A faj a vizes élőhelyek szinte minden típusán előfordul. A magas hegységek kivételével, állóvízen, vízfolyáson, mocsáron, lápon és tengerparti területeken is találkozhatunk a fajjal vagy nyomaival (Mason és Macdonald 1986). Territórium-tartó ragadozó emlős faj, tehát nem képes „túlszaporodni” egy adott területen. Egyedsűrűsége függ a környezet eltartóképességétől, a rendelkezésre álló táplálékkészlettől, valamint a zsákmányfajok évközi állomány változásától (Erlinge 1967, 1968a, Kruuk et al. 1990, 1991, Kruuk és Moorhouse 1990). További fontos tényezők, a jó vízminőség, ami összefügg a táplálékkészlettel, illetve a partvonal megfelelő takartsága (Kemenes 2005). Magyarországon stabil állománnyal rendelkezik (**3. ábra**), csak az ország középső, szárazabb területein, az Északi-középhegységben és a Kisalföldön ritkább (Kemenes 2005, Heltai et al. 2012).



3. ábra: A közönséges vidra magyarországi elterjedése (Bihari et al. 2007)

Szaporodás

Két éves koruk körül érik el teljes felnőttkori testméretüket és ivarérettségüket (Stubbe 1969). Olyan területeken, mint Magyarországon is, ahol a táplálék egész évben elérhető a faj számára, ott folyamatos ivari ciklus jellemzi (Chanin 1985, Mason és Macdonald 1986, Kruuk 1995, Lanszki et al. 2008b). Az állomány sérülékenységet a hosszú generáció intervallum is jelzi, vagyis a kölykök akár 8-12 hónapon keresztül is az anyjukkal maradnak, ezalatt a hosszú kölyöknevelési időszak alatt az anya nem szaporodik. Egy alom általában 2-3 kölyökből áll (Kruuk 1995, Kemenes 2005, Lanszki 2009).

Élethossz

Nagyon nehéz pontos adatot mondani az élethosszukra vonatkozóan. Sok adat található fogságban élő vidrák élethosszával kapcsolatban, viszont annál kevesebb adat van vadon élő példányok esetében. A fogságban tartott példányok adataiból arra lehet következtetni, hogy átlagban 10-15 évig élnek és csak ritkán érik el vagy haladják meg a 20 éves kort. Nehézséget jelent élethosszuk pontos meghatározásában, mert a vadon élő példányok többsége nem éli le a

teljes potenciális élettartamát. A megtalált, elhullott állatok általában betegség vagy baleset áldozatául esnek (Chanin 1985). Összeségében kijelenthető, hogy a nem természetes vidra pusztulás elsődleges oka közúti gázolások (Green 1991, Chanin 2006, Lanszki et al. 2018). Ez a tendencia sajnos romlik, mivel az úthálózatok bővülnek, az utak egyre zsúfoltabbak és a járművek is egyre gyorsabbak (Chanin 2006). Egy irodalmi áttekintés 15 közlemény által regisztrált adatokat összesítve azt találta, hogy az elütött emlősök közül, a legnagyobb természetvédelmi veszteség a vidra esetében volt tapasztalható. Összesen 177 egyedet dokumentáltak, ami több mint, 44 millió forint természetvédelmi kárt jelentett (Borza et al. 2021).

továbbfejlesztve, lehetőség nyílt az Európai országok által dokumentált felmérési eredmények összevetésére (Petróczi 2000, Reuther et al. 2000, Lanszki 2009). A vidra jelenlétének a kimutatására széles körben alkalmazzák a vidraürülék és vidra lábnyomok keresését (Crawford *et al.* 1979, Green és Green 1980, Lenton *et al.* 1980), ami Reuther et al. (2000) részletesen szemléltetett.

Vita tárgyát képezi, hogy a felmérési módszer által kapott adatok, megbízható és pontos információkat szolgáltatnak- e a faj élőhelyhasználatával és tevékenységével kapcsolatban (Kruuk et al. 1986, 1987; Mason és MacDonald 1987). Ennek oka, hogy nem ad információt az egyedsűrűségről, továbbá az egyedek nagy távolságokat képesek rövid idő alatt megtenni, így nyomjeleikkel is több helyen találkozhatunk (egyedi azonosíthatóság nélkül). Napjainkban azonban széles körben elfogadott technika a vidra előfordulás és a populációs trendek tanulmányozására (Reuther et al. 2000). Felmérésünk is az IUCN/OSG által javasolt vidra felmérési módszerrel történt a Balaton északi vízgyűjtő területén. Az alkalmazott felmérőív az **5. ábrán** látható.

2. melléklet: Vidra előfordulás és élőhely felmérő lap**1. Alapadatok**

Sorszám:.....

Felmérés időpontja (év/hónap/nap):

Helyszíne: legközelebbi település(ek):

Terület neve:

2. A felmért terület leírása.

GPS mérés:.....UTM koordináta:tengerszint f.m.:

A víz/élőhely típusa*: patak, csatorna, öntözőcsatorna, vízvezető árok, folyó,

halastó, teletöltő, horgásztó, víztározó, láp, mocsár, holtág, egyéb:

Vizes élőhely kiterjedése: hektár, vagyx.....m. Időjárás felméréskor:

Vízfolyás szélessége*: <1m, 1-2m, 2-5m, 5-10m, 10m< megjegyzés:.....

Vízmélység*: <30 cm, 30-100 cm, 100cm< megjegyzés:.....

Vízparti növényzet*: kopár (kibetonozott partvonal, öntözőcsatornák kaszált töltése)

gyér (nincs búvóhely, alacsony gyomborítás, növényzettel ritkán benőtt)

foltszerűen alkalmas (váltakozó növényzettel sűrűn benőtt és ritkás terület)

dús, összefüggő (nagy kiterjedésű, sűrű, pl. nádas, bozotos, mocsaras terület)

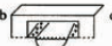
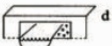
Vízpart meredeksége*: sík (<15°) / lankás (15-45°) / meredek 45°< megjegyzés:.....

Vízpart*: kövezett, betonozott, földes, homokos, füves, sásos/nádas, egyéb:

Vízszint viszonyok az utóbbi kb. 2 hétben*: áradás, magas, normális, alacsony, extrém alacsony,

állóvíz foltok, kiszáradt, egyéb:

Vízparti növényzet típusa (több is lehet) *: erdő / ültetvény / nád, gyékény / bokorfűzes / magassás / legelő /

Híd típusa, alakja*: a  b  c  d  e  egyéb:.....

Híd alatti terület szélessége:m, magassága:m, normál vízszintnél.

Híd alatti kiszállóhely szélessége:m, megjegyzés:

Híd alatti kiszállóhely*: kövezett, betonozott, földes, homokos, füves, egyéb:

Egyéb információk: gát, rostély, egyéb:

Emberi behatás*: Település: nincs / néhány ház / kis falu / nagy falu / város / nagyváros,

Forgalom: nincs / földút / kis forgalmú műút / forgalmas alsóbb. út / főút / autópálya és autótű,

Zavarás: nincs / vadgazd. / halgazd. / horgászat / növényterm. / állattartás / ipari üzem,

Szennyezettség: mentes / „csak” hordalék szemét / alkalmi szeméttlerakás / ipari méretű

Összegzett emberi behatás: 0 (nincs) 1 2 3 (nagymértékű)

Zavaró tényező részletezése:

Élőhely: természetes / védett terület / félig természetes / vegyes / település.....

3. Felmérő módszer

A felmérő helyen a keresés iránya/módja vízfolyásoknál*: bal, jobb oldal, hídtól felső, alsó vízfolyás

állóvizeknél: É, K, D, NY

Nyomjel keresési távolság*: csak híd körül, 600 m, egyéb (pl. 4x150, 2x300 m) méterben:

Vizsgálat*: megállás az első jelnél, teljes távolság, befolyásoló tényezők (ha rövidebb a keresés):

4. Vidra jelenlét

Vidra előfordulása*: Pozitív / Negatív (Ha pozitív: Állandó / Nem állandó / Nem eldönthető)

Talált jelek: db friss (<1 napos) vidrahulladék / jelölő ürülék begyűjtve: igen /nem

..... db nedves hulladék (1-2 napos) begyűjtve: igen /nem

..... db régi hulladék (száraz) begyűjtve: igen /nem

vidranyom (egyedszám:adult,fiatal) fotó: igen / nem

táplálékmaradvány: hal / kételtű / egyéb: fotó: igen / nem

vidravár / fészkek: megjegyzés: fotó: igen / nem

egyéb: élő vidra megfigyelés, kölykök megfigyelése, hang, elpusztult vidra: részletezés

Megjegyzések:

Fotó készült az alábbiakról:

Felmérő neve, postacíme, telefonszámai, e-mail, egyéb:

*aláhúzni, vagy bekarikázni

5. ábra: Vidra előfordulás és élőhely felmérő lap (Lanszki 2009)

Vidra jelenlét

A vidra jelenléte jellegzetes életnyomok alapján megállapítható egy adott élőhelyen. Ilyen jellegzetes és elsődleges életnyomnak számít a lábnyom, az ürülék, a nyálka (jelölőváladék), a közvetlen megfigyelés (élő és tetem), a hang, a fülabda (**1. melléklet**). Másodlagos nyomjelek, mert összetéveszthetők más fajokéval: a zsákmánymaradvány, a kaparásnyoma kotorék. A faj rejtőzködő, éjszakai életmódja miatt vizuális megfigyelése a természetben csak nagyon ritkán lehetséges, ezért az általuk hátrahagyott nyomokra tudunk támaszkodni. Ebből adódóan, továbbá, hogy nem tudjuk teljes biztonsággal megállapítani hány egyed által hagyott nyomot vagy nyomokat találtunk, a felméréssel pontos mennyiségi adatot nem tudunk megállapítani, így ez a módszer jelenlét – hiány megállapítására alkalmas (Petróczi 2000, Lanszki 2009). További módszerek is ismertek (áttekintő munkák: Lanszki 2009, Heltai et al. 2010), például az ürülminták molekuláris genetikai elemzésre alapozott egyedi azonosítása, a kameracsapdázás (**2. melléklet**).

Az általunk készített felmérés azonban, a pozitív (jelenlét) és negatív (hiány) megállapításon túl, részletesebb megállapításokat is tartalmaz. Negatív a jelenlét, ha felmérési módszertől függően, legalább 600 méteres szakaszon, vagy híd alatt és körül végzett alapos keresés után sem találunk semmilyen, a faj jelenlétére utaló nyomjelet. Pozitív előfordulás esetén az elsődleges nyomjelek korára hagyatkozva el tudjuk különíteni, hogy a vidra jelenléte az adott élőhelyen állandó-e (pl. vannak friss és régi nyomjelek is), vagy csak időszakos. Az ürülék kora alapján lehet friss, nedves és régi az ürülék. Frissnek tekintjük a még nedves, nyálkás ürüléket, nedvesnek az ép, száraz és halszagú ürüléket, réginek a száraz, esetleg széthullott és szagtalan ürüléket. A felmérő lapon is látható (**5. ábra**), hogy pozitív esetben három jelenlét különböztethető meg: állandó, nem állandó és nem eldönthető. Állandó a vidra jelenléte az adott élőhelyen, ha legalább két különböző korú ürüléket találunk, továbbá anális váladék (jelölő ürülék) megtalálása esetén is megállapítható az állandó előfordulás. Nem állandó a jelenléte, ha csak egyféle korú, friss vagy régi nyomjelet találunk (Lanszki 2009).

Alapadatok és a felmért terület leírása

A felmérő lapon minden helyszínen rögzítésre kerültek az alapadatok: a felmérés időpontja, helyszíne és a terület neve. Minden helyszínen rögzítettük a GPS koordinátákat, ezeket a koordinátákat minden esetben feljegyeztük. Ezután a vizes élőhely részletes jellemzése következett. A felmért vizes élőhely típusát, kiterjedését, vízfolyás szélességét és a

vízmélységet is jellemeztük. A vízparti növényzet típusa és sűrűsége alapján is besoroltuk a négy lehetőség közül a megfelelőbe, valamint dokumentáltuk, hogy sík, lankás vagy meredek vízpart jellemzi-e az adott mintavételi területet. Az előbb említett szempontok mind nagyon fontosak a vidra előfordulásának szempontjából. Kemenes és Demeter (1994) vizsgálta az összefüggéseket a vízmélység, a parti vegetáció sűrűsége, a partoldal meredeksége, az élőhely zavartsága és a vidra jelenléte között. Ez a szempont bekerült a felmérésbe. Az élőhely növényzetborítása nélkülözhetetlen eleme a vidra jelenlétének, azonban a borítás követelményei, minimális feltételei még nem ismertek (Mason 1995). Összeségében elmondható, hogy a vidra minden olyan vizes élőhelyen előfordul, aminek a táplálékellátottsága megfelelő, illetve alkalmas rejtőzködő és szaporodó hely található (Carss 1995, Kruuk 1995, Lanszki és Széles 2010). Ezeknek a feltételeknek a megléte, állapota és típusa pedig a fent felsorolt szempontoktól függenek. A vízparti növényzet típusát olyan egyszerű, jól megállapítható kategóriákba soroltuk mint, például az erdő, ültetvény, nád és gyékény, bokorfüzes, magassás vagy legelő. A helyszínen az aktuális vízszint állapota is könnyen meghatározható. Célszerű normál vízszintnél végezni az adatgyűjtést, mivel ekkor a legvalószínűbb a vidra előfordulásának a kimutatása. Hazánkban erre a hideg, vegetációs időszakon kívüli hónapok (november - április) a legalkalmasabbak (Lanszki 2009), felmérésünket mi is ebben az időszakban végeztük. Néhány jellegzetes élőhely típust a **3. melléklet** fényképfelvételei szemléltetnek.

Híd jellemzése

A vidrafelmérést praktikusán hidak alatt és közvetlen környezetében is végezhetjük, erre monitorozást alapozhatunk (Chanin 2003). A hidak jellemzése, pontos leírása az egyik legfontosabb szempont a felmérést tekintetében, mivel a hidaknál a vidrák területjelzést végeznek (Lanszki 2009). Az ilyen emberi szerkezetek, mint a hidak, fontos jelölő területeket biztosítanak a faj számára, mert védik a jelölő váladékot az időjárás viszontagságaitól, a csapadéktól és a hőtől (Hönigsfeld Adamič 2003). Az ilyen fedett, viszonylag védett területeken a lehető leghosszabb ideig fennmarad a kémiai jelük (Hutchings és White 2000). Ezeket a helyeket többször is használhatják ugyanazok vagy áthaladó más egyedek is (Hönigsfeld Adamič 2003). A jelölő ürülék mellett, más kémiai kommunikációt is használnak a vidrák, mint a vizeletürítés és az arcdörzsölés (Hönigsfeld Adamič et al. 2011). A felmérő lapon sematikus ábrák (**5. ábra**) mutatják be a híd típusokat, melyekből ötfélét különböztettünk meg: a) oszlopokon álló híd; b) a vízfolyás mindkét oldalán padkával ellátott híd, padkája normál

vízszintnél kiemelkedik; c) a vízfolyás egyik oldalán padkával ellátott híd, padkája normál vízszintnél kiemelkedik; d) padka nélküli, vagy normál vízszintnél híd alatti átjárást nem biztosító híd, és e) csőszerű/kör alakú átjárójú híd. A híd típusának regisztrálása után rögzítettük a híd alatti terület és kiszállóhely nagyságát méterben megadva (Lanszki 2009). A felmérő lapon rögzítettük, ha a mintavételi helyszínen gátat, rostélyt, zsilipet vagy más hidromechanikai szerkezetet láttunk. Összeségében elmondható, hogy ezek a létesítmények, gátak nem biztosítanak megfelelő élőhelyet a vidra számára, főként a táplálékszerkezetek átjutásának a gátlása miatt (Bouchardy 1986, Ruiz- Olmo 1991, Gutleb 1992).

Emberi behatás

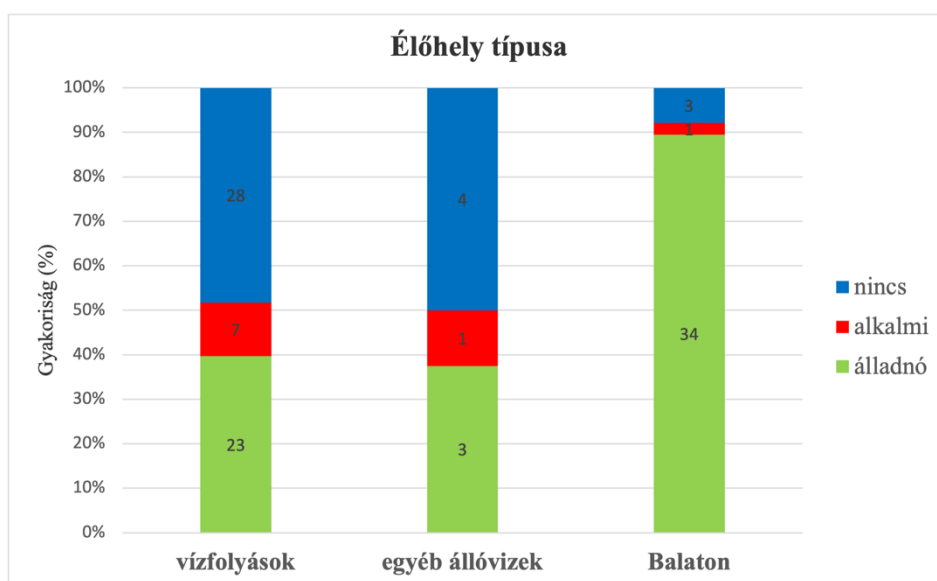
Az már bizonyosságot nyert, hogy a ragadozók az emberi zavarásokra különösen érzékenyek. Ez abból adódik, hogy nagy a territóriumuk, alacsony az egyedsűrűségük, hosszú a generációs idejük és alacsony a termékenységük (Woodroffe 2000, Purvis et al. 2000, Baker and Leberg 2018) és ezekhez még hozzáadódik az ember által okozott zavarás, üldözés (Mason és Macdonald 1987, Kemenes 1995, Purvis et al. 2000, Treves és Karanth 2003). A vidra esetében már számos tanulmány kimutatta, hogy a felmérés során talált vidraürülék és nyomok számát befolyásolja például az évszak, az időjárás és az emberi tevékenység (Lenton et al. 1980, Jefferies 1986, Macdonald és Mason 1987). Éppen ezért fontos az emberi hatás lehető legpontosabb felmérése, ami a felmérő lap következő pontjában több szempont szerint is jellemzésre került. Első szempontnál a település méretét határoztuk meg, aszerint, hogy van-e ház a környéken és ha van, akkor mekkora az ott lévő település. A forgalom értékelésénél mindig a vizes élőhely közvetlen közelében lévő utat vettük figyelembe. Az út mérete és a rajta áthaladó járművek mennyisége, forgalom nagysága alapján soroltuk be a megfelelő kategóriába. Zavarásnak tekintettünk minden olyan emberi tevékenységet, ami konkrétan az adott mintavételi területen zajlott. Zavarás kategóriák: halgazdálkodás, vadgazdálkodás, horgászat, növénytermesztés, intenzív legeltetés, ipari üzem, egyéb, valamint, ha ezek közül egyiket sem észleltük, akkor a nincs zavarás kategóriába soroltuk a területet. Az élőhely jellemzése során természetes kategóriába tudtuk sorolni azokat a vizes élőhelyeket, ahol a természetes partmenti növényzet borítása jelentős volt és a partvonalát jelentősen nem módosították, tehát számottevő emberi beavatkozás nem figyelhető meg. Félig természetes élőhely esetében természetes, természetközeli növényzettel találkozunk, de a környéken intenzíven kezelt területeket is előfordulnak. Településsel élőhely típusra egy mesterséges környezet jellemző, az élőhelyen jelentős emberi beavatkozás figyelhető meg. Vegyes

természeti állapotú területnél a természetes és a települési kategória is megfigyelhető az adott élőhelyen (Lanszki 2008, 2009). Négy kategóriát különböztetünk meg a területen előforduló szemét mennyiségétől, a szemétkerakás mértékétől függően. A négy kategória: mentes, „csak” hordalék szemét, alkalmi szemétkerakás vagy ipari mértékű. Lanszki (2009) azt találta, hogy a szeméttől mentes területen nagy arányú volt a vidra előfordulás és a szemét mennyiségének növekedésével csökkent a faj jelenléte (Lanszki 2008, 2009). Végül a különböző emberi hatások együttes jelenlétét is értékeljük egy 0-3-ig terjedő skálán (Lanszki 2009).

Felmérő módszer

A felmérés során amikor a környezet lehetővé tette, törekedtünk a minimum standard módszer által javasolt 600 méteres partszakasz bejárására. A javasolt keresési távolság felmérése a legtöbb vizes élőhelyen lehetséges volt (pl. Balaton part többségén), ezt a felmérő lapon rögzítettük. Előfordult, hogy kevesebb, mint 600 métert tudtunk bejárni, de olyan is, hogy több, mint 600 méteren keresztül tudtuk ellenőrizni a partszakaszt. Sok olyan mintavételi helyszín is volt, amit „csak a híd körül” tudtunk bejárni, ez azt jelenti, hogy a híd alatti területet és a híd körüli néhány méteres környezetet tudtuk átvizsgálni, amit a vidra a legintenzívebben használ (Lanszki 2009).

és 1 esetben (2,6%) volt alkalmi az előfordulás. Az élőhely típusa szerint, a következő legmagasabb állandó jelenlét a vízfolyások esetében figyeltük meg, itt 23 helyszínen jegyeztünk fel állandó vidra előfordulást. Az állandó jelenlét 39,7%-os gyakoriságot mutat, azonban a negatív jelenlét vízfolyások esetében 48,3%. Végül az állóvizek kategóriába, az összesen 8 vizes élőhely közül 3 esetben (37,5%) volt állandó az előfordulást, továbbá 1 esetben (12,5%) alkalmi és 4 esetben (50%) negatív jelenlétet találtunk. A Balatonon a vidra előfordulás szignifikánsan ($\chi^2 = 17,80$, $df = 2$, $P < 0,001$) gyakoribb, mint a vízfolyásokon és az egyéb állóvizeken. Ez utóbbi két élőhely típuson az előfordulás eloszlásai nagyon hasonlóak.



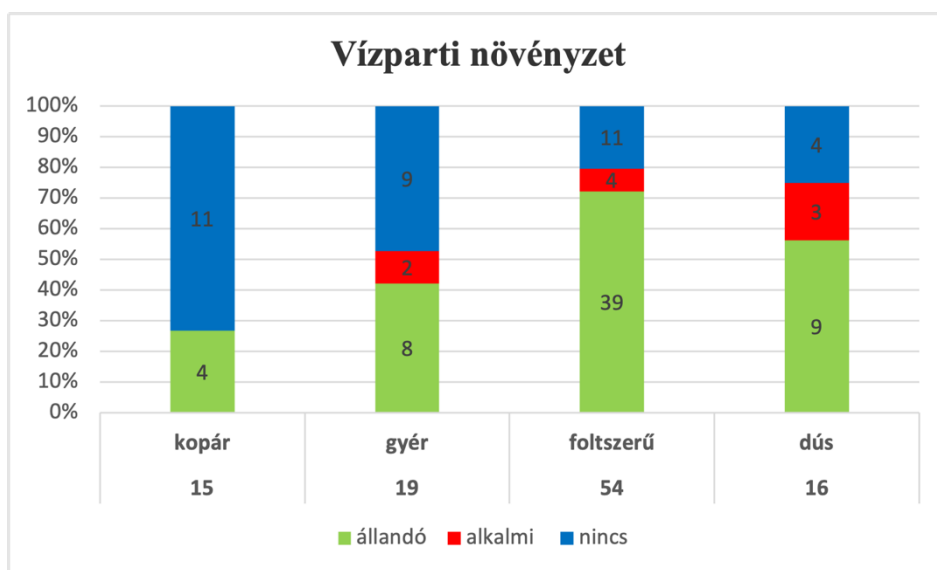
7. ábra: A vidra élőhely típusa szerinti jelenléte

Lanszki (2007, 2008a, 2008b, 2009, 2015) eredményei mind azt mutatják, hogy a vidra előfordulása nagymértékben függ az élőhelytípustól. A Balaton északi vízgyűjtőterületén kapott eredmények összhangban vannak a más területeken végzett felmérések eredményeivel. Lanszki (2008a) kutatása a Duna alsó szakaszán is a patakok esetében találta a leggyakoribb negatív előfordulást, továbbá Lanszki (2009) 390 helyszínen elvégzett felmérési eredményei szerint a nagyobb kiterjedésű víztesteknél gyakoribb a vidra nyomjelek megtalálása. A Balaton déli és délnyugati vízgyűjtőterületein végzett felmérés, 81,9%-os pozitív jelenlétet rögzített (Lanszki 2015). A balatoni helyszíneken tapasztalt nagy arányú pozitív előfordulás visszavezethető arra, hogy a vidrának nagy víztestekre van szüksége, amelyek képesek fenntartani egy produktív zsákmánybázist, valamint a zavaró antropogén tényezők hatása kisebb lehet (Nawab és Hussain 2012). Ennek is köszönhető, hogy köztudottan a vidrákat

nagyon vonzzák a halastavak (Kranz 2000), habár a mintavételi helyszíneink között ez a kategória nem szerepelt. Összeségében az egyéb állóvizek kategória mintaszáma nagyon alacsony, feltehetően ez az esetszám alulprezentálta az élőhelytípust.

4. 2. Vízparti növényzet

A legtöbb helyszínen (n=54) foltszerű növényzeti típussal találkoztunk, vagyis vidra számára alkalmas és kevésbé alkalmas élőhelyek váltakoztak (ez tipikus a strandokkal és beépítéssel szabdaltnádas, ligetes parti övezetben), itt kaptuk a legmagasabb pozitív vidra jelenlétet is. Az 54 vizes élőhely közül 43 esetben volt pozitív a faj jelenléte, ami 79,6 %-os gyakoriságot jelent. A következő, hasonlóan magas pozitív jelenlét gyakoriságot (75%) a dús növényzeti típus esetében kaptuk. A **8. ábrán** látható, hogy a vidra legritkábban (26,7%) van jelen a kopár növényzetű élőhelyeken. Statisztikailag, a foltszerű és a gyér növényzetborítás között a vidra előfordulás szignifikánsan különbözik ($\chi^2 = 16,98$, $df = 3$, $P = 0,001$).



8. ábra: A vidra előfordulása a vízparti növényzet típusa szerint

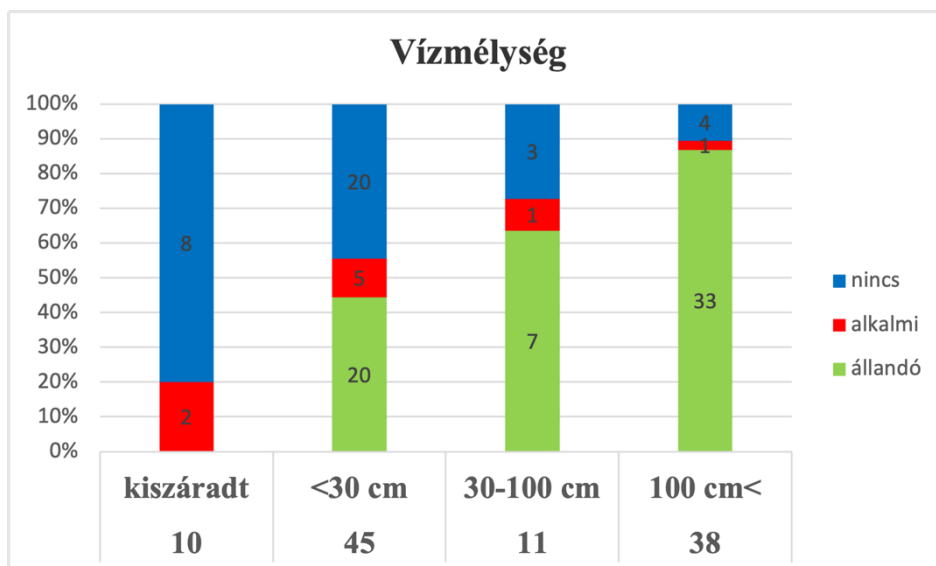
Lanszki et al. (2015) felmérésének eredményei a Balaton déli és dél-nyugati vízgyűjtőterületein is azt mutatják, hogy a partmenti növényzet borítás növekedésével a vidra jelenlétére utaló jelek is gyakrabban kimutathatók. Az eredményeket összevetve elmondható, hogy a mostani felmérés eredménye az növényzet borítás mértékét tekintve nem tér el az eddigi felmérésektől (Mason 1995, Lanszki 2008a, 2009), habár Lanszki (2009) szerint a dús növényzettípus a legkedvezőbb az előfordulásra. A Duna alsó szakaszán végzett vizsgálat nem

talált szignifikáns különbséget a kategóriák között (Lanszki 2008a). Lanszki (2009) pedig csak akkor talált jelentős különbséget e tekintetben, ha az előfordulás állandóságát is bevonta az értékelésbe. Két további felmérésben a pozitív előfordulások száma magas volt, de a csoportok közötti különbség bizonyult lényegesnek (Lanszki 2008a, 2015).

Több vizsgálatban is pozitív összefüggést találtak a partmenti növényzet gazdagságának növekedése és a vidra észlelhető jelenléte között (e.g. Rodríguez et al. 1988, Delibles et al. 1991). Más felmérésekben azonban a magas borítás mellett sem figyeltek meg szoros összefüggést e tekintetben, tehát a növényzetborítás mértéke nem minden esetben jelzi előre a vidra előfordulásának valószínűségét (e.g. Rodríguez et al. 1988, Delibles et al. 1991). Összeségében elmondható és kutatási eredményeink is azt mutatják, hogy a vidrák nagyon érzékenyek a vegetáció gyérítésére, kipusztítására (Kemenes és Demeter 1995). A vidrák hosszútávú túlélésére potenciális veszélyt jelent egyebek közt a partmenti növényzet eltávolítása (Nawab and Hussain 2012).

4. 3 Vízmélység

Az **9. ábra** szemlélteti, hogy a vízmélységgel nő a vidra jelenlét gyakoriság. Leggyakoribb pozitív jelenlétet, 89,7%-os értékkel az 1 méternél mélyebb vizekben találtuk. Az 1 méternél sekélyebb vizek esetében a vidra jelenlét gyakorisága jóval alacsonyabb volt. 72,7%-os gyakoriságot kaptunk 30-100 cm vízmélység esetén és 55,6%-ot 30 cm-nél sekélyebb vizek esetében. A 104 vizsgált helyszín közül 10 esetben találtunk kiszáradt víztestet. Ebben az esetben állandó vidra jelenlétre utaló nyomokat nem is találtunk, mindössze két esetben tudtunk alkalmi jelenlétet rögzíteni. Az 1 méternél mélyebb vizekben a vidra előfordulás szignifikánsan ($\chi^2 = 21,27$, $df = 3$, $P < 0,001$) gyakoribb a 30 cm-nél sekélyebb vizekben vagy a kiszáradt helyszíneken tapasztaltakhoz képest.

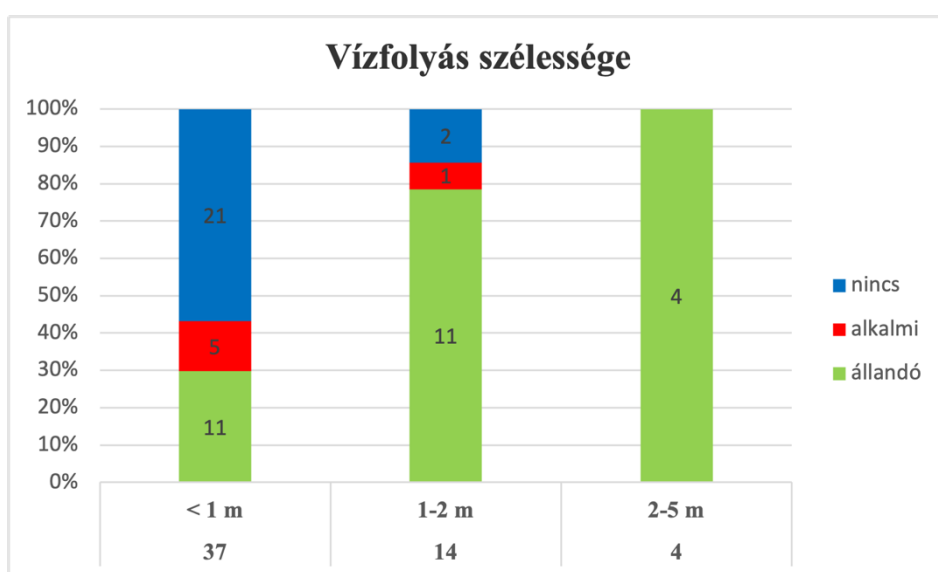


9. ábra: A vidra vízmélység szerinti előfordulása

Egy spanyolországi vizsgálat azt mutatta, hogy ha az eddig jól bevált, vidra számára alkalmas vizes élőhelyek kiszáradnak, az nagy hatással van a faj eloszlására és mortalitására (Prenda et al. 2001). Ilyen esetben új, megfelelő vizes élőhelyet keresnek maguknak (Prenda et al. 2001), eközben használnak alkalmatlanná vált élőhelyeket is. Továbbá, eredményeinket, a kapott tendenciát alátámasztja Lanszki et al. 2015-ben végzett vizsgálata a Balaton déli vízgyűjtőterületén. Az eredmények ebben az esetben is azt mutatják, hogy az 1 méternél sekélyebb vizek mentén csökken a vidra jelenlét kimutatás. A legrosszabb vidra jelenlétet a 30 cm-nél sekélyebb vizekben találta, külön a kiszáradt kategóriát nem vizsgálta (nem fordult elő). Lanszki (2009), összegző munkájában azt találta, hogy a vízmélység növekedésével a vidra jelenléte is növekedett, valamint az 1 méternél mélyebb vizeknél nagyon magas az állandó jelenlét. Lanszki (2015) is a mélyebb vizekben találta a gyakoribb vidra jelenlétet. Ezek a kutatási eredmények összhangban állnak az általunk kapott eredményekkel, továbbá Lanszki (2008a, b) vizsgálatának eredményei is, amit a Duna alsó szakaszán és a Kapos folyó vízgyűjtőjén végzett. Dél-Koreában patakokon végzett felmérés alapján arra jutottak, hogy a vidrák a keskenyebb és sekélyebb helyeket részesítették előnyben (Hee-Sun et al. 2009). Bowyer et al. (1995) tengerparti élőhelyen végzett kutatásának eredményei azt mutatják, hogy a vidrák előszeretettel vadásznak 0-3 méterig terjedő vizekben (Nolet et al., 1993). Összeségében elmondható, hogy a vízmélység és a vidra pozitív vagy negatív jelenléte összefüggésben áll egymással (Lanszki 2009, 2015).

4.4. Vízfolyás szélessége

Három kategóriába tudtuk sorolni a vízfolyásokon felmért helyszíneket (n=55). Öt méternél szélesebb vízfolyás egyik helyszínen sem fordult elő (**10. ábra**). A legtöbb (n=37) helyszín vízfolyása 1 méternél keskenyebb volt. A 2-5 méter közötti vízfolyásokon (4 helyszín) állandó vidra előfordulást találtunk. Gyakori vidra jelenlétet (85,7%) tapasztaltunk az 1 és 2 m közötti vízfolyások esetében is. A legalacsonyabb vidra jelenlétet (43,2%) az 1 méternél szűkebb vízfolyásoknál kaptuk. A csoportok közötti különbség azonban nem volt szignifikáns ($\chi^2 = 1,797$, $df = 3$, $P = 0,616$).



10. ábra: A vidra vízfolyás szélessége szerinti előfordulása

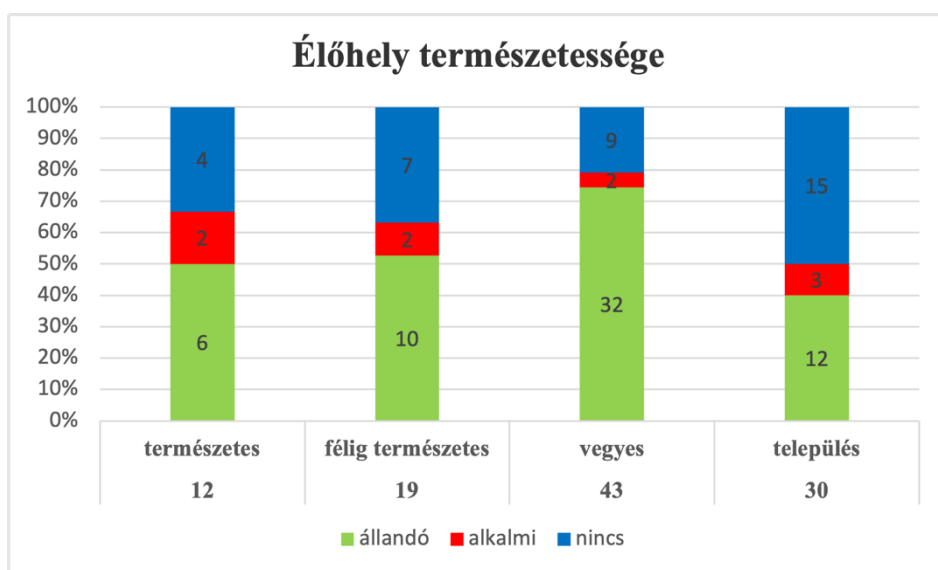
A Balaton déli és délnyugati vízgyűjtőjén végzett kutatás eredményei összhangban állnak eredményeinkkel. Az 1 méternél szűkebb vízfolyások esetében hasonlóan alacsony jelenlétet rögzítettek, továbbá a 2 méternél szélesebb vízfolyásoknál minden felmért helyszínen pozitív előfordulást találtak (Lanszki et al. 2015). A Kapos folyó vízgyűjtőjén vizsgált 110 helyszínen is a leggyakoribb vidra előfordulás az 1 és 5 méter közötti vízfolyások esetében volt tapasztalható (Lanszki 2008b). Egy további vizsgálat a Duna vízgyűjtőterületeiről is megerősíti, hogy a vízfolyás szélességének növekedésével nő a vidra előfordulások gyakorisága. Ebben a felmérésben 100%-os vidra jelenlétet az 5 méternél szélesebb vízfolyásoknál rögzítettek (Lanszki 2008a), de ilyen széles vízfolyás az általunk felmért helyszínek egyikén sem volt tapasztalható. Ez (a szűk szélesség tartomány) is hozzájárulhatott a kismértékű, statisztikailag nem alátámasztható csoportok közötti különbségekhez. Lanszki (2009) is azt találta, hogy a

vízfolyás szélességének növekedésével nőtt a pozitív jelenlétek gyakorisága, amely a 2 méternél szélesebb vízfolyásoknál minden esetben 90% felett volt.

Összességében eredményeink alapján elmondható, és az említett vizsgálatok eredményei is azt mutatják, hogy a vízfolyás szélességének növekedésével nő a vidra állandó előfordulása.

4. 5 Élőhely természetessége

A 104 vizsgált vizes helyszín közül 43-at soroltunk a vegyes természeti állapotú kategóriába, ahol a természetes és az intenzíven kezelt területek is megtalálhatóak, váltakoznak (Lanszki 2009). Érdekes, hogy a vidra előfordulás gyakorisága is itt volt a legmagasabb, 79,1%. A vidra jelenléte a településeken volt a legritkább, gyakorisága 50%-ot tett ki. A mesterséges természeti állapotú területeket (2 helyszín) egybevitük a településsel. A leggyakoribb negatív vidra előfordulás a településeken és a mesterséges területeken fordult elő, a csoportok között azonban nem találtunk jelentős eloszlásbeli különbséget ($\chi^2 = 6,79$, $df = 4$, $P = 0,147$). A természetes ($n=8$), de főleg a mesterséges ($n=2$) kategória mintaszáma alacsony. A **11. ábrán** a „védett terület” kategóriát nem tüntettük fel, miközben a helyszínek között volt néhány védett és fokozottan védett terület (pl. Tihanyban a Külső-tó fokozottan védett, a Kornyi-tó védett). A védett terület egy jogi kategória, felmérési szempontból járulékos tulajdonság. Ezeket a helyszíneket – amikor az állapotuk is indokolta - a természetes kategóriába soroltuk.

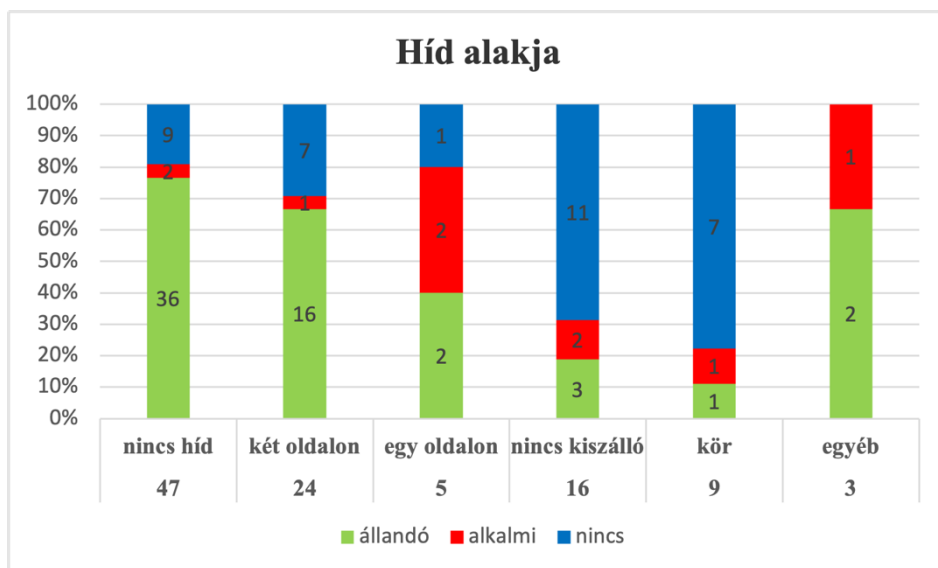


11. ábra: A vidra előfordulása az élőhely természetessége szerint

Lanszki 2015-ös és 2009-es kutatásai a legmagasabb vidra előfordulást és állandó jelenlétet a természetközeli élőhelyeken kapta. Más hazai vizsgálatokban (Lanszki 2008a, 2008b, 2009) szintén a településeken és mesterségesen létrehozott egyéb területeken volt legritkább a vidra jelenléte. Az eredményeink alátámasztják azt az elméletet, miszerint a vidrák bizonyos mértékig tolerálják az emberi beavatkozást (White et al. 2003). Egy dél-koreai vizsgálat azt mutatta, hogy a vidrák a természetes parttal rendelkező vizes élőhelyeket részesítették előnyben a mesterséggel szemben (Hee-Sun et al. 2009).

4.6 Hid alakja

A **12. ábrán** látható híd típusokat a felmérő lap (**5. ábra**) szemlélteti. A mintavételi helyszínek közül egy esetben találtunk széles, oszlopos híd típusot, ahol állandó jelenlétre utaló nyomokat találtunk és ezt összevontunk a két oldali padkás kategóriával. Alacsony esetszámmal (3 helyszín) ugyan de 100%-os pozitív előfordulást tapasztaltunk az egyéb kategória esetén. Ezek a Tapolca-patakon (P5112), Lesence-patakon (P5056) és Kővágóörsön a Burnót-patakon voltak. A 104 felmért helyszín közül 47 esetben nem hidak közelében (Balaton parton vagy más állóvízen) végeztük a felmérést, ezeken a területeken magas, 80,8%-os volt az előfordulás. Az egyoldali padkás híd típusnál is magas, 80%-os előfordulást kaptunk. Ahol nem volt kiszállóhely a híd alatt (31,3%), továbbá a kör alakú kategória (22,2%) esetén nagyon alacsony vidra előfordulást tapasztaltunk. A pozitív és negatív vidra előfordulások eloszlása a híd típusától függően szignifikánsan különböztek ($\chi^2 = 23,65$, $df = 6$, $P = 0,001$), legkedvezőbb a jelenlét a kétoldali padkás, legrosszabb a kör hidak esetén. Összességében, a híd típusa hatással van a vidra jelenlétére (a jelenlét kimutatásra).



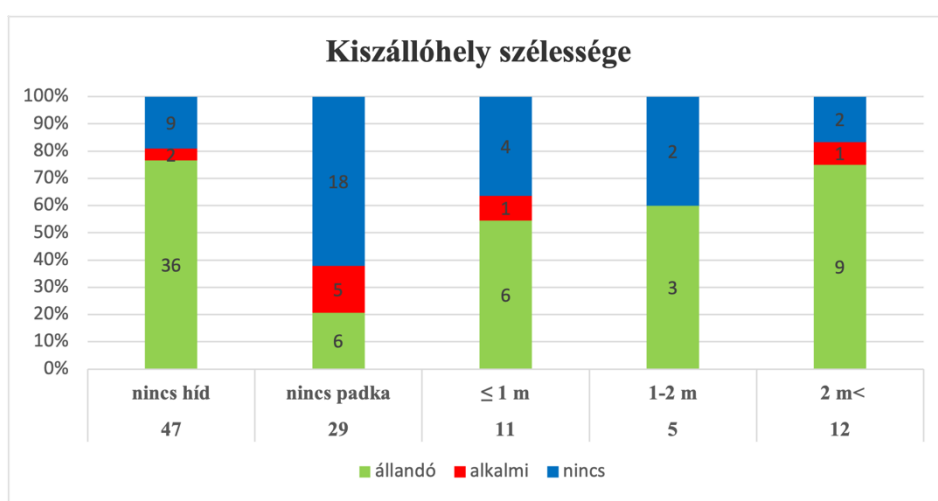
12. ábra: A vidra híd típus szerinti előfordulása

Eredményeink összhangban vannak Lanszki et al. (2015) Balaton déli vízgyűjtőterületén végzett vizsgálatának eredményeivel. A legritkább vidra előfordulást a kiszállóhely nélküli hidak és a kör/cső alakú átjárójú hidak esetében kapta, a leggyakoribbat az egyoldali és kétoldali padkás hidaknál. A felmért 144 helyszínből 30 híd nélküli élőhely mindegyikén talált elsődleges nyomjelet (Lanszki 2015). Lanszki (2008a) a Duna alsó szakaszán végzett vizsgálatában azt találta, hogy a hidak nélküli helyszíneken 95%-ban fordult elő vidra, legalacsonyabb előfordulást a kör alakú hidak esetében rögzített. Lanszki (2009) is alátámasztja ezen eredményeket. A híd nélküli helyszíneken kapta a legmagasabb pozitív jelenlétet. Híd típusok közül az egyoldali és kétoldali padkás hidaknál hasonlóan magas előfordulást tapasztalt. Nagyszámú felmért helyszín elemzése alapján, a kiszállóhely nélküli hidak és a kör alakú hidak esetében volt a legritkább a vidra előfordulás (Lanszki 2009). Elmondható, hogy szinte minden esetben a leggyakoribb (90-100%-os) pozitív vidra jelenlétet az oszlopos, széles padkával épített hidaknál jegyezték fel (Lanszki 2009, 2015), ami a mi esetünkben csak egyetlen helyszínen szerepelt.

4.7 Hid alatti kiszállóhely (padka) szélessége

Felméréskor mindkét oldalon lemértük a híd alatti padkák szélességét, amik kiszállóhelyként szolgálnak a vidra számára, majd ezeket összeadva kategóriába soroltuk. Ezeken a padkákon, kiszállóhelyeken a vidrák ürítenek és jelölő váladékot helyeznek el, amik a vízszint ingadozásától függően sokáig megmaradhatnak (Lanszki 2009). 47 helyszínen nem

volt híd (**13. ábra**), amiből 36 esetben találtunk állandó vidra előfordulása utaló nyomokat, ez 80,9 %-os pozitív jelenlét gyakoriságot jelent. Tendenciózan a legmagasabb negatív előfordulást (62,1%) a padka nélküli hidak esetében, ezzel szemben a legmagasabb pozitív jelenlétet (83,3%) a 2 méternél szélesebb kiszállóhelyekkel rendelkező hidaknál tapasztaltuk. A statisztikai elemzésbe csak azokat a helyszíneket vontuk be, ahol híd található. A pozitív és negatív vidra előfordulások eloszlásai közötti különbség a kiszállóhely szélességétől függően nem volt szignifikáns ($\chi^2 = 7,66$, $df = 3$, $P = 0,054$). A kiszállóhely szélességének (meglétének) a fontosságát jelző tendencia kirajzolódott. A hibavalószínűség 5-6% értékében a csoportok közötti eltérő esetszámok közre játszhattak.



13. ábra: A vidra előfordulása a kiszállóhely (híd alatti padka) szélessége szerint

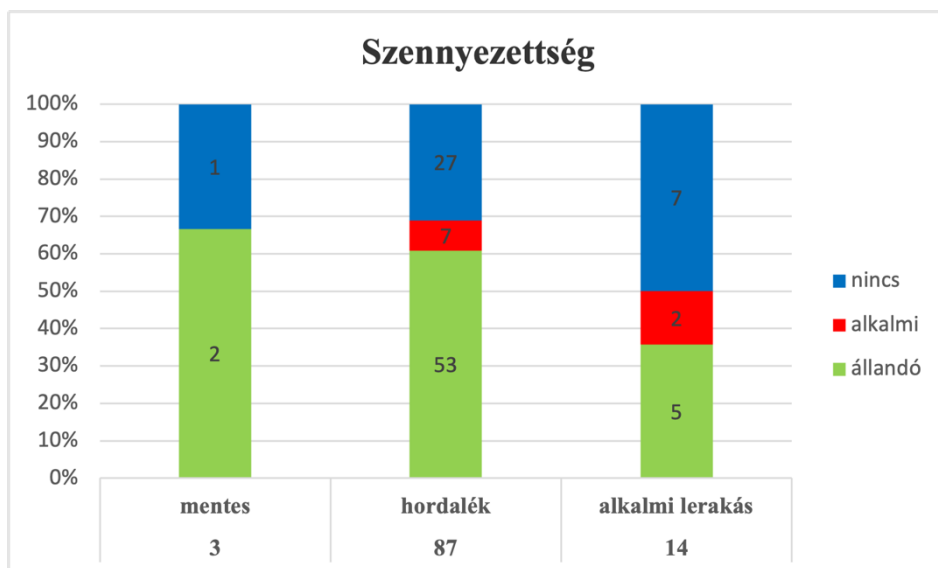
A Kapos folyó vízgyűjtőjén végzett korábbi vizsgálat is a padka nélküli hidak esetében találta a legalacsonyabb, míg a legmagasabb előfordulást az 1-2 méteres kategóriában találta (Lanszki 2008b). Ugyanebben az évben a Duna hazai alsó szakasza mentén végzett vizsgálat eredménye is az 1-2 méteres padka szélesség esetén találta a legmagasabb állandó vidra előfordulást (Lanszki 2008a). Eredményeink az említett kutatási eredményeknek valamelyest ellentmondanak, de ebben közrejátszik, hogy 1-2 méteres kiszállóhely szélességű hidakat csak 5 esetben találtunk. Összeségében elmondható, hogy a 2 méternél szélesebb kiszállóhelyeken találtuk a legtöbb jelölő váladékot és ezek a hidak szinte minden esetben kétoldali padkás híd típusok voltak.

Lanszki (2008a) is azt találta a Duna alsó szakaszán végzett vizsgálatban, hogy a vizsgált csoportok közötti különbség nem volt számottevő. Korábbi dunántúli felmérések adatait (390 helyszín) összegző elemzés a kiszállóhely nélküli hidak esetében kapta a legritkább

előfordulást, az 1-2 méter szélességű kiszállóhelyek esetén pedig a leggyakoribbat. A csoportok közötti jelentős eltérések voltak, vagyis a vidra előfordulása (a jelenlét kimutathatósága) függ a híd alatti kiszállóhely szélességétől (Lanszki 2009).

4.8 Vízpart szennyezettsége

A vízpart szennyezettség esetén a helyszínen tapasztaltak alapján, három kategóriába soroltuk a felmérő pontokat a szemétkerakástól és a vízszennyezettség mértékétől függően (**14. ábra**) (Lanszki 2009). A felmérő lapon az ipari mértékű kategória is szerepel, de szerencsére ilyen mértékű szennyezettséggel egyik felmért helyszínen sem találkoztunk. Mentess kategóriába csak 3 helyszínt tudtunk besorolni, ezek védett vagy fokozottan védett területek (pl: Tihanyi Belső és Külső-tó). A 3 szennyezéstől mentes terület közül a Tihanyi Külső-tónál nem találtunk vidrára utaló nyomokat, de ez a helyszín nehezen bejárható volt. (A 2024-ben itt megismételt felmérésben a vidra állandó jelenléte volt kimutatható és kameracsapdás felvétel is készült vidráról.) Közvetlen (direkt) szemét elhelyezés a „hordalék” kategóriájú élőhelyeken nem tapasztalható (Lanszki 2009), a szemét oda távolabbi helyszínekről érkezik. A 104 felmérő pontból 87-et tudtunk a hordalék kategóriába sorolni, itt a pozitív vidra előfordulás 69%. Alkalmi szemétkerakást már jóval kevesebb (n=14) felmérő ponton rögzítettünk. A 14 helyszín felén (50%) találtunk vidra jelenlétére utaló nyomokat. A csoportok közötti különbség szignifikáns volt ($\chi^2 = 1,943$, $df = 2$, $P = 0.379$), a mentes és a csak hordalék kategória esetében a vidra előfordulás kedvezőbb, mint az alkalmi szemétkerakás esetében. A mentes élőhelyek alacsony mintaszáma nem reprezentálja megfelelően ezt a kategóriát



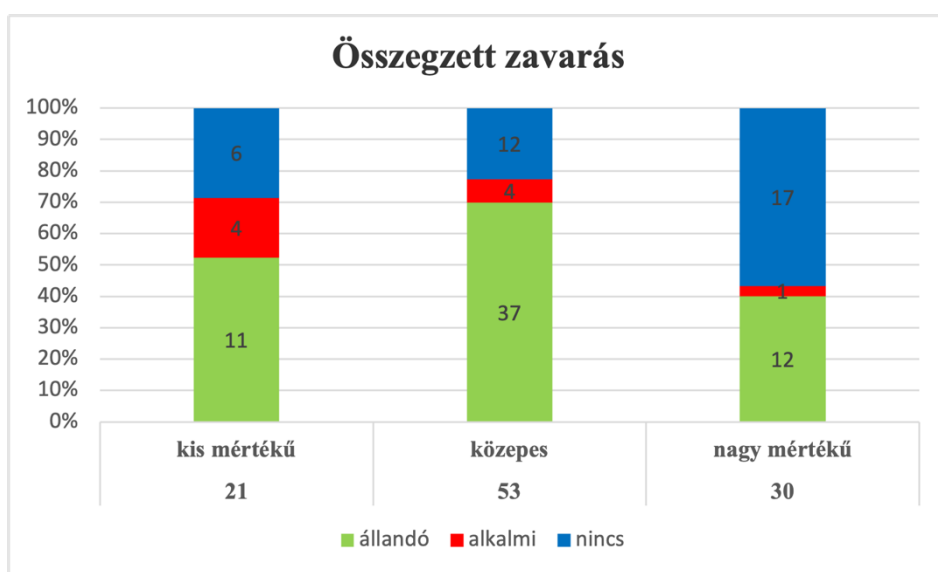
14. ábra: A vidra előfordulása a vízpart szennyezettsége szerinti

A Duna alsó szakaszán végzett vizsgálat a vízpart szennyezettségének növekedésével a faj kimutatásának csökkenését mutatta (Lanszki 2008a). Lanszki (2008b) kutatása a Kapos mentén kapott eredmények közül, a padka szélesség mellett, a szennyezettség tekintetében születtek határozott eredmények. A vidra előfordulása jelentősen csökkent a vízparti szennyezettség növekedésével (Lanszki 2008b). Lanszki (2009) 390 helyszínen végzett felmérését is alátámasztják az eredményeink. Igaz sokkal nagyobb esetszámokkal, de a diagramokat összevetve az állandó előfordulás azonos mértékben csökken. A mentes kategória (n=94) esetén kapta a legmagasabb állandó jelenlétet és a szennyezés növekedésével fokozatos csökkenést tapasztalt. Ipari mértékű szennyezettség (n=2) esetén már nem tapasztalt állandó vidra jelenlétet (Lanszki 2009). Ezek az eredmények is azt az elméletet támasztják alá, hogy a vidra bizonyos mértékig képes adaptálódni az emberi negatív behatásokhoz (Kemenes és Demeter 1994, 1995).

4.9 Összegzett zavarás

Akár egyetlen zavaró tényező is jelentős hatással lehet a vidra jelenlétére, ugyanakkor az is előfordulhat, hogy több zavaró tényező összegzett hatása csak kismértékű. Ezek alapján érthető, hogy érdemes az emberi behatást összegzett módon is értékelni (Lanszki 2009). A **15. ábrán** látható, hogy a felmért 104 helyszínen 53 esetben volt közepes, 30 esetben volt nagymértékű és 21 esetben volt kismértékű észlelhető emberi behatás. Mindössze egy helyszínen nem volt tapasztalható emberi zavarás, a Tihanyi Külső-tónál, ami fokozottan védett

terület. A terület nehezen bejárható mocsaras élőhely. Itt vidra jelenlétére utaló nyomokat nem találtunk, így ezt az egy esetet a kismértékű zavarás kategóriába soroltuk. Vidra jelenlétet leggyakrabban közepes zavarás esetén tapasztaltunk, 77,4%-os gyakorisággal, de kismértékű zavarásnál is hasonlóan gyakori volt a vidra előfordulása (75%). Azokon a helyszíneken, ahol nagymértékű emberi behatást észleltünk, ritkább volt a vidra előfordulása (43,3%). A nagymértékű emberi zavarás és a másik két csoport közötti különbség szignifikáns volt ($\chi^2 = 12,63$, $df = 3$, $P = 0.005$).



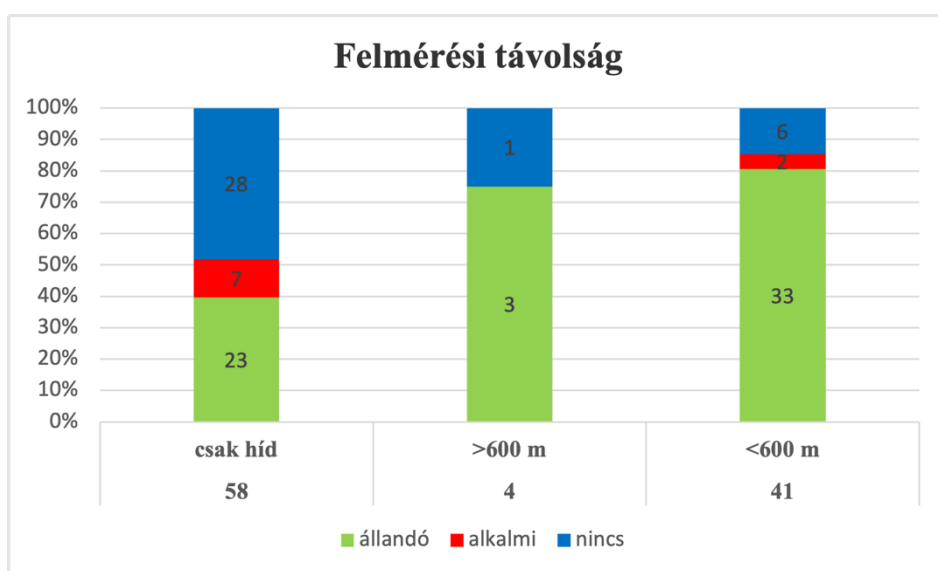
15. ábra: A vidra emberi behatás mértékétől függő előfordulása

Nagyszámú (390) helyszín összegzett adataira épülő elemzés (Lanszki 2009) eredményéhez részben hasonló volt a Balaton északi vízgyűjtőterületén végzett felmérés eredménye. Kismértékű zavarás esetében szintén magas vidra előfordulást tapasztalt. A zavarás növekedésével fokozatosan csökkent a faj előfordulása, így már közepes zavarásnál is kevesebb állandó jelenlétet írt le. Ezzel szemben mi közepes zavarású helyszíneken kaptuk a legmagasabb állandó jelenlétet, de nagymértékű zavarásnál már mi is jelentős visszaesést tapasztaltunk. A Balaton déli vízgyűjtőterületein végzett felmérések eredményei is hasonlóan magas (78,9%) pozitív előfordulást rögzítettek közepes zavarás esetében, ami a vidra jelentős alkalmazkodóképességét mutatja (Lanszki et al. 2015). Ezt alátámasztja alá Kemenes és Demeter 1995-ben megjelent vizsgálata, miszerint a vidrák bizonyos mértékű emberi zavarásra toleráns viselkedést mutatnak. Lanszki et al. (2015) ezen felmérése az antropogén zavaró hatások növekedésével csökkenő vidra jelenlétet írt le. Egy további vizsgálat is megerősíti ezeket a tendenciákat. Lanszki (2008) a Duna alsó szakasza mentén végzett felmérése során azt

találta, hogy a zavaró tényezők összesített hatásának mértékével nőtt a negatív előfordulások száma. A kevésbé zavart élőhelyeken magasabb lehet a szaporodási siker, a kisebb emberi zavarás vagy a magasabb táplálékforrás miatt (Balme et al. 2013).

4. 10. Felmérési módszer

A felmérési módszer lehetőségeket a Módszertanban részleteztem. A lehetséges felmérési kategóriák (**16. ábra**) között szerepelt még a 600 m és a 4x50 m is, de ilyen hosszúságú partszakasz felmérés esetünkben nem fordult elő. Adott helyszínen, amennyiben a vidra előfordulás 600 méteren nem volt kimutatható, tovább folytattuk a felmérést. A rövidebb felmért szakasz háttérében a partmenti korlátozás (beépítés, lezárás) vagy nádas parti zóna áll, ezek többségében Balaton parti helyszínek voltak. Ennek oka, hogy leggyakoribb vidra előfordulást a 600 méternél rövidebb (85,7%), majd a 600 méternél hosszabb (75%) partszakaszt bejárásnál tapasztaltunk. Az eredményeket befolyásolhatta továbbá, hogy több, mint 600 méteren végzett felmérés esetünkben csak 4 helyszínen fordult elő. A felmérést korlátozó körülményeket a felmérő lapon minden esetben rögzítettük. A híd körüli területet ellenőrzése esetén majdnem pontosan fele-fele arányban volt pozitív és negatív az előfordulás. A felmérési módszertől függő különbség szignifikáns volt ($\chi^2 = 12,74$, $df = 2$, $P = 0,002$), a különbség a csak híd körüli és a másik két felmérési távolság között adódott.



16. ábra: A felmérő módszer

A Duna alsó szakasza mentén a vidra kimutatás szempontjából a felmérés módszerének nem volt jelentős hatása (Lanszki 2008). Egy másik kutatása, a Kapos folyó vízgyűjtőjén a 600 m és a 600 méternél kisebb partszakasz bejárása esetén is 100%-os vidra előfordulást hozott (Lanszki 2008a, b). A Balaton déli és délnyugati vízgyűjtőterületén érdekes mintázat adódott a bejárt távolságok alapján (Lanszki et al. 2015). A 600 méteres és a 600 méternél hosszabb felmérési szakasz bejárása esetén minden helyszínen tapasztaltak vidra jelenlétet, de még a 600 méternél rövidebb felmért szakasz esetében is 96%-os gyakoriságot rögzítettek. Alacsonyabb pozitív előfordulást (71,4%) találtak, ha csak a híd körül mérték fel a helyszínt (Lanszki et al. 2015). Elmeros és Bussenius (2002) azt találták, hogy az első vidranyomok megtalálásához szükséges távolság 88 és 348 méter között változott.

A felmérő lapon rögzítettük, ha a mintavételi helyszínen gátat, rostélyt, zsilipet vagy más hidromechanikai szerkezetet láttunk. Ezen szerkezeti típusok valamelyikét mindössze 12 helyszínen figyeltük meg, ezek többségében zsilipek voltak. Összeségében elmondható, hogy ezek a szerkezetek, főleg a gátak nem biztosítanak megfelelő élőhelyet a vidra számára. Túl meredek és mélyek, továbbá a változó vízszint miatt általában nem tud megfelelő partmenti növényzet kialakulni, gátolja a vízi préda szervezetek mozgását. Ausztriában, Portugáliában, Spanyolországban és Franciaországban figyelték meg a gátaknak a vidra elterjedésére gyakorolt negatív hatását (Bouchardy 1986, Ruiz- Olmo 1991, Gutleb 1992).



17. ábra: Vidra lábnyom az iszapban (Forrás: Lanszi 2009)

5. Következtetések és javaslatok

A Balaton északi vízgyűjtőterületén felmért 104 helyszínen vidra előfordulási adatait a terepi felmérés során három kategóriába soroltuk: állandó, alkalmi (vagy időszakos) és nincs (negatív). Néhány felmért helyszínen azonban nem tudtuk pontosan megállapítani a vidra pozitív vagy negatív jelenlétét, ezeket nyomjel hiányában a negatív kategóriához soroltuk. A statisztikai elemzésben a pozitív és a negatív előfordulások szerepeltek. Ilyen módon, összesen 35 helyszínen nem találtunk vidrára utaló nyomokat. A vizsgált 104 helyszínen közül 69 esetben (66,4%) volt pozitív a vidra előfordulása és 35 helyszínen (33,7%) nem találtunk vidrára utaló jeleket. Figyelemre érdemes a negatív helyszínek magas aránya, ami korábbi magyarországi felmérések adataihoz képest az eddigi legmagasabb negatív érték. A Balaton déli és délnyugati vízgyűjtőterületein végzett felmérés 81,9%-os pozitív előfordulást rögzített (Lanszki et al. 2015), a Duna alsó szakaszán végzett felmérés 83,9%-ban volt sikeres (Lanszki 2008). Magas pozitív jelenlétet rögzített a Kapos folyó vízgyűjtőjén végzett vizsgálat is, ahol 110 helyszínen közül 96 volt pozitív (87,3%) (Lanszki 2008). Összegzett elemzésben, 390 felmért helyszínen (Dráva, Duna hazai alsó szakasza, Koppány és Kis-Koppány, Kapos folyó és részben a Balaton déli vízgyűjtőterülete) eredményit összesítve 88,2% pozitív előfordulást tapasztaltak (Lanszki 2009). Az eddigi felmérések eredményei alapján elmondható, hogy a magyarországi vizes területek nagyrészen előfordul a faj (Lanszki 2009), azonban a Balaton északi vízgyűjtőterületén kapott eredmények a vizsgált időszakban ettől a kedvező képtől részben eltérnek. Elsősorban a kisvízfolyások veszélyeztetett helyzetét jelzik a vidra előfordulásán keresztül a kapott adatok. Tíz helyszínen kiszáradt patakmedret és számos helyszínen nagyon kevés víz jelenlétét tapasztaltuk a patakmederben.

A biodiverzitást fenyegető legnagyobb veszély az élőhelyek degradációja, fragmentálódása (Fahring 2003). Napjainkban az antropogén hatások ezeket a folyamatokat példátlan mértékben felgyorsítják (Brooks et al. 2002). Számos tanulmány vizsgálta az eurázsiai vidra élőhely szükségletét, ennek ellenére hiányosak az ismeretek arról, hogy milyen tényezők határozzák meg a faj élőhelyi korlátait antropogén környezetben (Saavedra 2002). Alapvetően a vidrák élőhelyhasználata széleskörű, tengerpartoktól a kisvízfolyásokon keresztül folyókig, különböző emberi behatások alatt álló tavakig is előfordulhatnak (Kruuk 1995), azonban tényleges élettereik sokkal specifikusabbak (Anoop és Hussain 2004). Hazánkban korábban Kemenes és Demeter (1995) foglalta össze azokat a tényezőket, amelyek befolyásolják a vidra élőhelyválasztását. Ekkor úgy találták, hogy a nyolc általuk vizsgált

tényező közül a legerősebb hatást a vízmélység és a partmenti növényzet borítása gyakorolta. Barbosa et al. (2001) spanyolországi vizsgálatai az emberi és a környezeti tényezők hatásait vizsgálva arra a következtetésre jutott, hogy az emberi tényezők sokkal nagyobb hatással vannak a faj állományára, mint a környezeti változók. Ezt megerősítik spanyolországi folyókban végzett vizsgálatok eredményei, amelyek azt mutatják, hogy a vidrapopulációk fő veszélyeztető tényezője a folyók szennyezése és ennek következtében a halállományban bekövetkező negatív változások. Számos tanulmány említi a vízszennyezést a vidrapopulációk elterjedésének és egyedszámuk csökkenésének legfőbb okozójaként (Mason és Macdonald 1987, Kruuk 2006). Felmérésünk is azt bizonyítja, hogy jelentős hatást gyakorol a szennyezettség mértéke a vidra jelenlétére, igaz esetünkben fizikai szennyezésről (szemét) volt szó, nem közvetlenül kémiai anyagokról. A vízszennyezés mellett jelentős tényező az élőhely közelében lévő település, aminek a méretét, népsűrűségét gyakran említik az antropogén zavaró hatások mutatójaként (Barbosa et al. 2001, 2003, Robitaille and Laurence 2002).

A felméréseknek egy egységes módszert kell alkalmazniuk. Az egységes módszer által a korábbi felmérések eredményei könnyen összehasonlíthatóak egymással, mint, ahogy jelen felmérésben is tettük. Számos tanulmány értékelte a standard módszer hatékonyságát és annak korlátait (Reuther et al. 2000, Elmeros és Busseinus 2002). Elmeros és Bussenius (2002) azt javasolták, hogy a standard 600 méteres felmérési távolságot még 400 méterrel megnövelve eredményesebb lehet a vizsgálat. Lehetséges, hogy 6-12%-kal is megnöveli a vidranyomok sikeres regisztrálását, bár az első 200 méteren belül kiderül a vidra pozitív jelenléte (Mason és Macdonald 1987). Vannak olyan területek, ahol csak a híd körül lehet a vidra nyomait fellelteni (Lenton et al. 1980, Romanowski et al. 1996), vagy éppen ezt javasolják általános módszerként (Chanin 2003), többségében pedig a vidrára utaló jelek a hídtól számítva néhány méteren belül megtalálhatóak (Mason és Macdonald 1987). Ezek alapján hatékonynak tűnik, ha a felméréseket csak a hidak körül végezzük, így lehetséges nagyobb területek monitorozása kevesebb idő alatt (Reuther et al 2000, Chanin 2003). A felmérési módszer hatékonyságát azonban nemcsak a felmért távolság befolyásolja. Amennyiben nem lehetséges a hídtól távolabbi területek bejárása például a sűrű növényzet miatt, amit a vidrák sem járnak keresztül, akkor a fenti megállapítások sem feltétlen érvényesülnek. Befolyásoló tényező lehet például a hidak alatti terület emberi használata. Amennyiben ott emberi jelenlétre utaló nyomok (pl. horgászat, közlekedésre használt átjárás), továbbá kutyák nyomai találhatók, a vidra jelenlét kimutatás is korlátozott. További probléma a kisvízfolyások vízellátottsága, ami együtt jár a táplálékkínálattal. A kiszáradt vagy sekély patakok nem biztosítanak táplálékot a vidra számára, legfeljebb migrációs útvonalként maradnak fenn. Ebből adódik, hogy legalacsonyabb vidra

előfordulást a „csak a híd körüli” felmérésnél kaptuk. Továbbá, eredményeink alacsony pozitív vidra jelenlétet mutatnak olyan hidak esetében is, amelyek cső/kör alakúak vagy ha nem található kiszállóhely a híd alatt. Ezek a híd típusok a faj számára nem megfelelőek, valamiféle hiányosságot mutatnak (Madsen 1998, Grogan et al. 2001). Ezt a tapasztalatot hidak, átjárók tervezésénél célszerű figyelembe venni (Lanszki 2009).

Az eurázsiai vidrára, mint az egészséges partmenti ökoszisztéma jelző fajára tekintenek, mivel antropogén zavaró tényezőkre érzékenyen reagál (Ando és Sasaki 2001). Ezt az eredményeink is jól mutatják. Nagymértékű zavarás esetén jelentősen csökkent a faj állandó előfordulása. Eredményeink alátámasztják azt az elméletet is, miszerint, ahhoz, hogy egy vizes élőhely megfelelő legyen a vidra számára fontos, hogy a patakpartok és a környező területek bizonyos mértékig természetesek legyenek. A legfontosabb tényezők, amelyek meghatározzák a faj számára a legmegfelelőbb élőhelyet, az a sűrű, fás partmenti növényzet, csupasz gyökerek, a folyóparti kövek és az embertől való viszonylagos elszigeteltség (Mason és Macdonald 1987), továbbá a nagy kiterjedésű vizes élőhelyek is kedvező feltételeket biztosítanak a vidrák számára (Kranz 2000). A Balatonnál kapott nagy számú pozitív vidra előfordulás is ezt támasztja alá. Elmondható, hogy vidrák a nagy halbiomasszával rendelkező tavakhoz és folyókhoz kötődnek (Sjöäsen 1997), habár a jelen vizsgálatban halbiomasszákat nem tudtunk figyelembe venni. A Balaton mentén nagyobb számban talált vidra életnyomok elegendő mennyiségű táplálék jelenlétét valószínűsítik. A patakoknál már jóval alacsonyabb volt a faj pozitív és azon belül az állandó előfordulása. Egy Skóciában végzett kutatás eredménye azt mutatja, hogy a vidra előfordulása a patakokban erősen korrelált a halállománnyal mennyiségével (Kruuk et al. 1993). Módszertani és elemzési szempontból célszerű a negatív helyszínek ismételt felmérése, továbbá a térképen látható, hogy egyes kisvízfolyások felső szakaszain a már tapasztalt nagyon alacsony vízállások miatt elmaradt felméréseket is pótolni kell, melyek többsége 2024-ben már megtörtént.

A vidra élőhelyéül szolgáló vizes élőhelyek értéke felbecsülhetetlen. Nemcsak a vadonélő állatvilág számára jelentenek szaporodó és táplálkozó területet, hanem kikapcsolódási és oktatási lehetőséget is biztosítanak az embereknek, továbbá alapot adnak a vízkészletgazdálkodásnak és a vízminőség javításának. Globálisan, értékes ökoszisztémáknak számítanak, amelyek hozzájárulnak a környezet minőségének javításához, a biológiai sokféleséghez és a társadalmi, gazdasági fejlődéshez (Yucedag és Kaya 2017, Yucedag et al. 2018, Kaya et al. 2018, Kaya et al. 2019). Remélem diplomamunkám is rávilágít ezeknek a vizes élőhelyeknek a pótolhatatlanságára. Rendkívül fontos lenne a vizes élőhelyeket, az összes vízfolyást ex lege védelem alá vonni vagy védetté nyilvánítani (IUCN 2015).

6. Összefoglalás

Az eurázsiai vidra (*Lutra lutra* L.) Európa nagy részén és Ázsia egy részén megtalálható. A vízi közösségek emlős csúcsragadozója, igazi zászlóshajó faj. Érzékeny az antropogén zavaró tényezőkre, többek között a szennyezésre, így vizes élőhelyek egészségének indikátor faja. Előfordulásának ismerete és állományának felmérése fontos információkat szolgáltat a természet- és a környezetvédelem számára egyaránt. Terepi felmérésünket a Balaton északi vízgyűjtőterületén végeztük, standard vidra előfordulás és élőhely felmérő módszert alkalmazva. A felmérést 104 mintavételi helyszínen 2023 február és március hónapban végeztük. A felmért helyszínek kétharmadán sikerült kimutatni vidra elsődleges nyomjelek (ürülék, lábnyom) keresésével a faj jelenlétet, de figyelemfelkeltő a negatív helyszínek magas aránya, ami az eddigi magyarországi felmérésekhez képest a legkedvezőtlenebb. A felmérési helyszínek jelentős része (36,5%) a Balaton parti sávjában volt, a nyomjelek megtalálása ezeken az élőhelyeken volt a legsikeresebb (pozitív helyszínek aránya: 92,1%). Kedvezőtlen volt az előfordulás a kisvízfolyásokon (negatív helyszínek aránya: 48,3%), amelyek egy része a felmérés időszakában kiszáradt. Eredményeink azt mutatják, hogy a Balaton északi vízgyűjtőterületein a vidra számára a legmegfelelőbb élőhelyet az 1 méternél mélyebb, dús vagy foltszerű növényzeti típussal rendelkező vizes élőhelyek biztosítják. Az emberi tényezők közül jelentős hatással van a faj jelenlétére a szemétkerítés mértéke. A vidra jelenlétének a kimutatásában nagy szerepet játszanak a hidak, mert az alattuk, a környezetükben előszeretettel hagyják hátra nyomjeleiket. Esetünkben a kör/cső alakú, valamint a kiszállóhely (híd alatti padka) nélküli hidak mutatták a legkedvezőtlenebb kimutathatóságot. Az eredmények megerősítése érdekében, nagyon hasznos lenne és a közel jövőben tervezzük is a helyszínek, különösen a negatív és a hiányzó helyszínek ismételt, illetve új felmérését.

7. Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani Prof. Dr. Lanszki Józsefnek, aki számomra nagyon érdekes témát ajánlott. Hálás vagyok, hogy az Ő tapasztalata és tudása segítségével készíthettem el a diplomadolgozatot. Köszönetemet szeretném kifejezni Dr. Kondorosy Elődnek, a belső konzulensemnek, a diplomadolgozatommal kapcsolatos segítségnyújtásáért. Szeretném továbbá megköszönni Családomnak a sok támogatást.

8. Irodalomjegyzék

- Ando, M., H. Sasaki. 2001: The wetlands ambassador. Otter Research Group Japan, Tokyo.
- Anoop, K., R., Hussain, S. A. 2004: Factors affecting habitat selection by smooth-coated otters (*Lutra perspicillata*) in Kerala, India. *Journal of Zoology*, 263 :417–423.
- Baker, A. D., Leberg, P. L. 2018: Impacts of human recreation on carnivores in protected areas. *PLoS ONE*, 13: e0195436.
- Barbosa, A., R. Real, A. Márquez, M. Rendón. 2001: Spatial, environmental and human influences on the distribution of otter (*Lutra lutra*) in the Spanish provinces. *Diversity and Distributions*, 7: 137–144.
- Barbosa, A. M., Real, R. Olivero, J. Vargas J. M. 2003: Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 114: 377–387.
- Balme, G. A., Batchelor, A., De Woronin Britz, N., Seymour, G., Grover, M., Hes, L., Macdonald, D. W., Hunter, L. T. B., 2013: Reproductive success of female leopards *Panthera pardus*: the importance of top-down processes. *Mammal Review*, 43: 221–237.
- Barua, M., Bhagwat, S. A. Jadhav, S. 2013: The hidden dimensions of human–wildlife conflict: Health impacts, opportunity and transaction costs. *Biological Conservation*, 157: 309–316.
- Bendefy, L. 1968: A Balaton vízszintjének változásai a neolitikumtól napjainkig. *Hidrológiai Közlöny*, 48: 257–263.
- Bihari Z., Csorba G., Heltai M. (szerk.) 2007: Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 360.
- Bíró, P. 2000: Changes in Lake Balaton and its fish populations. In: Rossiter A. & Kawanabe H. (eds.) *Biology of Ancient Lakes: Humans, Culture and Biodiversity. Advances in Ecological Research*, Vol. 31: 599-613. Academic Press, London.
- Bíró, P. 2001: A Balaton állattani kutatásának főbb eredményei. *Halászat*, 94(2): 49-54.
- Bíró, P. 2002: A Balaton halállományának hosszúidejű változásai. *Állattani Közlemények*, 87: 63-77.
- Britton, R. J., Pegg, J., Shepherd, J. S. Toms, S. 2006: Revealing the prey items of the otter *Lutra lutra* in South West England using stomach contents analysis. *Folia Zoologica*, 55: 167-174.
- Brzezinski, M., W. Jedrzejewski B. Jedrzejewska 1993: Diet of otters (*Lutra lutra*) inhabiting small rivers in the Białowieża National Park, eastern Poland. *Journal of Zoology*, 320: 495-501.

- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G. et al. 2002: Habitat loss and extinction in the hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology*, 16: 909–923.
- Bouchardy, C. 1986: La loutre. *Sang de la terre*, Paris, pp. 174.
- Borza, S., Godó, L., Csathó, A. I., Valkó, O., Deák, B. 2021: A közúti közlekedés természetkárosító hatása a magyarországi gerincesfaunára – Szakirodalmi áttekintés. *Természetvédelmi közlemények*, 27: 1-17.
- Bowyer, T. R., Testa, W. J., Faro, B. J. 1995: Habitat Selection and Home Ranges of River Otters in a Marine Environment: Effects of the Exxon Valdez Oil Spill. *Journal of Mammalogy*, 76: 1-11.
- Bóhm A. 2011: Nemzetközi jelentőségű vizes élőhelyek ökológiai jellegének változása Magyarországon. Doktori (PhD) értekezés, pp. 5.
- Caars, D. N. 1995: Foraging behaviour and feeding ecology of the otter *Lutra lutra*: a selective review. *Hystrix*, 7: 179-194.
- Carss, D. N. H. Kruuk 1996: Costs and benefits of fishing by a semi-aquatic carnivore, the otter *Lutra lutra*. In: *Aquatic Predators and their Prey* (S.P.R. Greenstreet and M.L. Tasker, eds.). Fishing News Books, Cambridge, pp. 10-16.
- Chanin, P. R. F. 1985: *The Natural History of Otters*. – Croom Helm, London. pp. 179.
- Chanin, P. R. F. 2003: Monitoring the otter *Lutra lutra*. *Conserving Natura 2000 rivers. Monitoring Series*, 10: 1-43.
- Chanin, P.R.F. 2003: *Ecology of the Eurasian otter. Conserving Natura 2000 Sites Rivers Ecology Series N° 10*, English Nature, Peterborough.
- Chanin, P. 2006: Otter road casualties. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy*, 17, 79-90.
- Conroy, J. W. H., Chanin, P. R. F. 2002: The status of the Eurasian otter (*Lutra lutra*). – IUCN Otter Specialist Group Bulletin, 19A: 24-48.
- Cortés, Y., Fernández-Salvados, R., Garcia, F. J., Virgós, E., Llorente, M. 1998: Changes in otter *Lutra lutra* distribution in Central Spain in the 1964-1995 period. *Biological Conservation*, 86: 179-183.
- Crawford, A., Jones, A., Mcnulty, J. 1979: *Otter survey of Wales 1977-1978*. – Society for the Promotion of Nature Conservation, Nettleham, Lincoln. pp. 70.
- Csősz, L. 2021: A Balaton jelenlegi állapotának vízügyi szempontú összefoglalása. *Hadmérnök*, 16(2): 47–55.
- Defra 2001: *Science in action for biodiversity—A report of the biodiversity research working group 1998-2001*. Department of Environment, Food and Rural Affairs, PB 6035, London.

- Delibes, M., Macdonald, S. M. Mason, C. F. 1991: Seasonal marking, habitat and organochlorine contamination in otters (*Lutra lutra*): a comparison between catchments in Andalusia and Wales. *Mammalia*, 55: 567-578.
- Dickman, A. J. 2010: Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human–wildlife conflict. *Animal Conservation*, 13: 458–466.
- Elmeros, M. Bussenius, N. 2002: Influence of Selection of Bank Side on the Standard Method for Otter Surveys. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 19(2): 67- 74.
- Elvira, B. 1995: Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. *Biological Conservation*, 72: 129-36.
- Erlinge, S. 1967: Food habits of the fish-otter *Lutra lutra* L. in South Swedish habitats. *Viltrevy*, 4: 371-443.
- Erlinge, S. 1968a: Food habits of the otter *Lutra lutra* L. *Oikos*, 19: 259-270.
- Erlinge, S. 1968a: Territoriality of the otter *Lutra lutra* L. *Oikos*, 19: 81-98.
- Erlinge, S. 1968b: Food studies on captive otters (*Lutra lutra* L.). *Oikos*, 19: 259-270.
- Erlinge, S. 1969: Food habits of the otter *Lutra lutra* L. and the mink *Mustela vison* Schreber in a trout water in southern Sweden. *Oikos*, 20: 1-7.
- Fahrig, L. 2003: Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34:487–515.
- Fodor, F. 2006: A magyar földrajztudomány története. Magyar Tudományos Akadémia Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 820.
- Gera, P. 2004: Vidrakönyv. Alapítvány a vidrákért, Budapest, pp. 291.
- Green, J., Green, R. 1980: Otter survey of Scotland 1977-79. Vincent Wildlife Trust, London, pp. 46.
- Green, R. 1991: The impact of hunting, poaching and accidents on otter survival and measures to protect individual animals. *Proceedings of the V International Otter Colloquium* (Editors Reuther, C. & Röchert, R.), pp. 171-190.
- Grogan, A., Philcox, C., Macdonald, D. 2001: Nature conservation and roads: Advice in relation to otters. Report for the Highways Agency on the impact of roads and road construction on the otter in the United Kingdom. The Wildlife Conservation Research Unit, Oxford.
- Gopal, B., Ghosh, D. 2008: Natural wetlands. In: Jørgensen, S. E., Fath, B. D. (eds.): *Encyclopedia of Ecology*, pp. 2492-2504. Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- Gulyás, L., Nagy, M. M. 2013: Hosszú távú antropogén hatások a Balaton-medencében, különös tekintettel a tömegetturizmus fejlődésére. *Acta Scientarium Socialium*, 39: 149-160.

- Gutleb, A. C. 1992: The otter in Austria: a review of the current state of research. I.U.C.N. Otter Specialist Group Bulletin, 7: 4-9.
- Heltai, M. (szerk.) 2010: Emlős ragadozók Magyarországon. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 240.
- Heltai, M., Szemethy, L., Lehoczky, R. 2002: A vidra elterjedése Magyarországon 1990 és 2001 között. Vadbiológia, 9: 100-106.
- Heltai, M., Bauer-Haáz, É. A. Lehoczki, R. Lanszki, J. 2012: Changes in the occurrence and population trend of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Hungary between 1990 and 2006. North-Western Journal of Zoology, 8: 112-118.
- Hee-Sun, C., Kwang-Hee, C., Sang-Don L., Young-Seuk, P. 2009: Characterizing habitat preference of Eurasian river otter (*Lutra lutra*) in streams using a self-organizing map. Limnology, 10:203–213.
- Hönigsfeld Adamič M. 2003: Vidra (*Lutra lutra*), Stokovna izhodišča za vzpostavlanje omrežja Natura 2000. Lutra, inštitut za ohranjanje naravne dediščine, Ljubljana, pp. 50.
- Hönigsfeld Adamič M., Gregorc T., Nekrep I., Šemrl M., Berce T. 2011: Z vidro skozi prestolnico. Lutra, inštitut za ohranjanje naravne dediščine, Ljubljana, pp. 35.
- Hutchings M. R., White P. C. L. 2000: Mustelid scent-marking in managed ecosystems: Implications for population management. Mammal Review, 30(3-4): 157-169.
- Humborg, C., Ittekkot, V., Cociasu, A. and Bodungen, V.B. 1997: Effect of Danube river dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. Nature, 386: 385-388.
- IUCN 2015: IUCN Protected Areas Categories System. Category VI.
- Jefferies, D. J. 1980: Suggested Programme of Research Nature Conservation Council, Shrewsbury, pp. 71-72.
- Jenkins, D., Walker, J. G. K. McCowan D. 1979: Analyses of Otter (*Lutra lutra*) faeces from Deeside, N.E. Scotland. Journal of Zoology, 187: 235-244.
- Jefferies, D.J. 1986: The value of otter *Lutra lutra* surveying using spraints: an analysis of its successes and problems in Britain – J. Otter Trust, 1: 25–32.
- Juhász, K. 2014: Az eurázsiai vidra (*Lutra lutra* L., 1758) élőhelyhasználat- és táplálékösszetétel vizsgálata hortobágyi mesterséges halastórendszerekben. Debrecen, Doktori (PhD) értekezés, pp. 12.
- Kaya, L. G., Kaynakci-Eline, Z., Yucedag, C., Cetin, M. 2018: Environmental outdoor plant preferences: a practical approach for choosing outdoor plants in urban or suburban residential areas in Antalya, Turkey. Fresenius Environmental Bulletin, 27: 7945–7952.

- Kaya, E., Agca, M., Adiguzel, F., Cetin, M. 2019: Spatial data analysis with R programming for environment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25(6): 1521–1530.
- Karászi, K. 1981: A tó vízrajzi és hidrológiai jellemzői. In: Illés I. (szerk.): *Tavunk, a Balaton*. Natura, Budapest. pp. 63-75.
- Kemenes, K. I. (Szerk.) 2005: Az eurázsiai vidra múltja, jelene, jövője. *Fővárosi Állat és növénykert*, Budapest, pp. 104.
- Kemenes, K. I., Demeter, A. 1994: Uni- and multivariate analyses of the effects of environmental factors on the occurrence of otters (*Lutra lutra*) in Hungary. *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici*, 86: 139-143.
- Kemenes, K. I., Demeter, A. 1995: A predictive model of the effect of environmental factors on the occurrence of otters (*Lutra lutra* L.) in Hungary. *Hystrix*, 7: 209-218.
- Kemenes, K. I., Nechay, G. 1990: The food of otters *Lutra lutra* in different habitats in Hungary. *Acta Theriologica*, 3S: 17-24.
- Körbel, O. 2001: Vermeidung der durch den Straßenverkehr bedingten Verluste von Fischottern (*Lutra lutra*). *Forsch Straßenbau und Straßenverkehrstechnik*, 805:1–58.
- Kranz, A. 2000: Otters (*Lutra lutra*) increasing in Central Europe: from the threat of extinction to locally perceived overpopulation? *Mammalia*, 64: 357-368.
- Kruuk, H. 2006: *Otters: ecology, behaviour, and conservation*. Oxford University Press. Oxford, pp. 280.
- Kruuk H., Conroy J. V. H. 1987: Surveying otter *Lutra lutra* populations: a discussion of problems with spraints. *Biological Conservation*, 41: 179–183.
- Kruuk H., Conroy J.V.H., Glimmerveen U., Ouwerkerk E.J. 1986: The use of spraints to survey populations of otters *Lutra lutra*. *Biological Conservation*, 35: 187–194.
- Kruuk, H. Moorhouse, A. 1990: Seasonal and spatial differences in food selection by otters (*Lutra lutra*) in Shetland. *Journal of Zoology*, 221: 621-637.
- Kruuk, H., Wansink, D., Moorhouse, A. 1990: Feeding patches and diving success of otters, *Lutra lutra*, in Shetland. *Oikos*, 57: 68-72.
- Kruuk, H., Conroy, J. W. H., Moorhouse A. 1991: Recruitment to a population of otters (*Lutra lutra*) in Shetland, in relation to fish abundance. *Journal of Applied Ecology*, 28: 95-101.
- Kruuk, H., Carrs, D.N., Conroy, J. W. H. Durbin, L. 1993: Otter *Lutra lutra* numbers and fish productivity in rivers of North East Scotland. *Symposium of Zoological Society of London*, 65: 9-13.
- Kruuk, H. 1995: *Wild otters. Predations and populations*. Oxford University Press, Oxford, 290 pp.

- Kruuk, H., Taylor P. T. G. Mom A. T. 1997: Body temperature and foraging behaviour of the Eurasian otter (*Lutra lutra*), in relation to water temperature. *Journal of Zoology*, 218: 433-440.
- Kyne, M. J., C. M. Smal J.S. Fairley 1989: The food of otters *Lutra lutra* in the Irish Midlands and comparison with that of mink *Mustela vison* in the same region. *Proceedings of Royal Irish Academy*, 89 B: 33-46.
- Lanszki, J. 2002: Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája. *Natura Somogyiensis*, 4: 1–177.
- Lanszki, J. 2007: Vidrák a Dráva mentén. Útmutató a vidraállomány felméréséhez és élőhelyének értékeléséhez. Kaposvári Egyetem, Kaposvár. pp. 35.
- Lanszki, J. 2008a: A vidra elterjedése és az előfordulást befolyásoló tényezők vizsgálata a Duna alsó szakasza mentén. Kaposvár, *Natura Somogyiensis* 12: 191-202.
- Lanszki, J. 2008b: A vidra elterjedése és az előfordulását befolyásoló tényezők vizsgálata a Kapos folyó vízgyűjtőjén. *Természetvédelmi Közlemények* 14: 61-73.
- Lanszki, J. 2009: Vadon élő vidrák Magyarországon. Somogy Megyei Múzeumok Igazgatósága, Kaposvár.
- Lanszki, J., Széles, L. G. 2010: Vidrák táplálék-összetétele felhagyott halastó- és bányató rendszeren. *Természetvédelmi Közlemények*, 16: 91-102.
- Lanszki, J., Sugár, L., Orosz, E., Nagy, D. 2008b: Biological data from post mortem analysis of otters in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 54: 201-212.
- Lanszki, J., Nagyapáti N., Széles, L. G. 2015: Influencing factors of the occurrence of otters on southern and south-western catchment of Lake Balaton. Kaposvár, *Natura Somogyiensis*, 26:129-138.
- Lanszki, J., Lehoczky, I., Kotzé, A., Somers, M. J. 2016. Diet of otters (*Lutra lutra*) in various habitat types in the Pannonian biogeographical region compared to other regions of Europe. *PeerJ* 4: e2266.
- Lanszki, J., Nagyapáti, N., Heltai, M., Széles, G. L. 2018: Mortality causes and body dimensions of otters (*Lutra lutra*) determined by means of post mortem analysis in Hungary. *Otter*, 4: 45-51.
- Lájer, K. 1998: Bevezetés a magyarországi lápok vegetáció -ökológiájába. – *Tilia*, 6: 84–238.
- Laws, E. A. 1993: Aquatic pollution: an introductory text, 2nd edition. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Lehoczky, I., Dalton, D., L., Lanszki, J., Sallai, Z., Madisha, M. T., Nupen, L., J. & Kotzé, A. 2015: Assessment of population structure in Hungarian otter populations. *Journal of Mammalogy*, 96 (6): 1275-1283.

- Lenton E. J., Chanin P. R. F., Jefferies D. J. 1980: Otter survey of England 1977–79 – Nature Conservancy Council, London.
- MacDonald, S. M. 1983: The status of otter (*Lutra lutra*) in the British Isles. – Mammal Review, 13: 11-23.
- Macdonald, S. M. Mason, C. F. 1983: Some factors influencing the distribution of *Lutra lutra*. Mammal Review, 13: 1-10.
- McCafferty, D. 2005: Ecology and conservation of otters (*Lutra lutra*) in Loch Lomond and The Trossachs National Park. Glasgow Naturalist, 24: 29-35.
- McNaab, B. K. 1989: Basal Rate Metabolism, Body Size, and Food Habits in the Order Carnivora. In: *Carnivore Behaviour, Ecology, and Evolution* (J.L. Gittleman, ed.), Chapman and Hall, London, pp. 335-354.
- McFadden, M. T. Fairley J. S. 1984: Food of otters *Lutra lutra* (L.) in an Irish limestone river system with special reference to the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). Royal Dublin Society, 5: 65-76.
- Madsen, A. B. 1998: Faunapassager i forbindelse med mindre vejanlæg – en vejledning. – Faglig rapport fra DMU, pp. 15.
- Mason, C. F., Macdonald, S. M. 1986: Otters: ecology and conservation. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 236.
- Mason C. F., Macdonald S. M. 1987: The use of spraints for surveying the otter *Lutra lutra* populations: an evaluation. Biological Conservation, 41: 167–177.
- Mason, C. F. 1995: Habitat quality, water quality and otter distribution. Proceedings of the II International Symposium on Carnivores. Hystrix, 7: 195-207.
- Mason, C.F. 1998: Decline in PCB levels in otter (*Lutra lutra*). Chemosphere, 36: 1969-1971.
- Maasz, G., Molnar, E., Mayer, M., Kuzma, M., Takács, P., Zrinyi, Z., ... & Kiss, T. 2021: Illicit drugs as a potential risk to the aquatic environment of a large freshwater lake after a major music festival. Environmental Toxicology and Chemistry, 40(5): 1491-1498.
- Marques, C., Rosalino, L. M., Santos-Reis, M. 2007: Otter predation in a trout fish farm of central-east Portugal: preference for „fast-food”? River Research and Applications, 23: 1147-1153.
- Maugh, T. H. 1975: Polychlorinated biphenyls: still prevalent, but less of a problem. Science, 178: 388.
- Molnar, E., Maasz, G., & Pirger, Z. 2021: Environmental risk assessment of pharmaceuticals at a seasonal holiday destination in the largest freshwater shallow lake in Central Europe. Environmental Science and Pollution Research, 28: 59233-59243.
- Moore, P. D. 2008: Wetlands. Facts on File Inc., New York.

- Nawab, A., Hussain, S. A. 2012: Prey selection by smooth-coated otter (*Lutrogale perspicillata*) in response to the variation in fish abundance in Upper Gangetic Plains, India, *Mammalia*, 76: 57–65.
- Nawab, A., Hussain, S. A. 2012: Factors affecting the occurrence of smooth-coated otter in aquatic systems of the Upper Gangetic Plains, India, *Aquatic Conservation Marine Freshwater Ecosystems*, 22: 616–625.
- Nechay, G. 2005: A vidra védelme és annak lehetőségei. In: Kemenes, K.I. (Szerk.) *Az eurázsiai vidra múltja, jelene, jövője*. Fővárosi Állat és Növénykert, Budapest, pp. 13-26.
- Nolet, B., A., Wansink, D. E. H., Kruuk, H. 1993: Diving of otters (*Lutra lutra*) in a marine habitat: use of depths by a single-prey loader. *Journal of Animal Ecology*, 62: 22–30.
- O'Connor, F. B., Chanin, P. R. F., Jefferies, D. J., Jenkins, D., Neale, E., Rudge, J., Sands, T. S., Weir, V., Woods, M. S. 1977: First report of the Joint Otter Group. The Nature Conservancy Council and The Society for the Promotion of Nature Conservation London and Nettleham, Lincoln, pp. 26.
- Otte, M. L., Jacob, D. L. 2008: Mine area remediation. In: Jørgensen, S. E., Fath, B. D. (eds.): *Encyclopedia of Ecology*. Amsterdam, Elsevier Science B.V., pp. 2397-2402.
- Papp-Váry, Á. (főszerk.) 1992: *Földrajzi világatlasz*. Kartográfiai Vállalat, Budapest. pp. 464.
- Petróczi, I. 2000: Adatok a vidra (*Lutra lutra*, Linnaeus, 1758) Veszprém megyei elterjedéséről. *A Bakonyi Természettudományi Múzeum Közleményei*, Zirc, 15-1996 (2000); 153-159.
- Pécsi, M., Sárfalvi, B. 1960: *Magyarország földrajza*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 327 p.+ 3t.
- Philcox, C. K., Grogan, A. L., Macdonald, D. W. 1999: Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 36: 748–762.
- Prenda, J. López-Nieves, P., Bravo, R. 2001: Conservation of otter (*Lutra lutra*) in a Mediterranean area: the importance of habitat quality and temporal variation in water availability. *Aquatic Conservation*, 11: 343-355.
- Puczkó, L., Rátz, T. 2001: *A turizmus hatásai*. Aula Kiadó, Budapest.
- Purvis, A., Gittleman, J., Cowlishaw, G., Mace, G. 2000: Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings: Biological Sciences*, 267: 1947–1952.
- Rakonczay, Z. (szerk.) 1990: *Vörös könyv*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 62-64.
- Reuther, C. 1993: *Lutra lutra* Linnaeus 17–8 - Fischotte–. - In: Stubbe M., Krapp F. (Eds.) *Handbuch der Säugetierkunde Europas*. Band 5. Raubsäuger - Carnivora (Fissipedia). Teil II: Mustelidae 2, Viverridae, Herpestidae, Felidae, Aula Verlag, Wiesbaden. pp. 907-961.
- Reuther, C., Kölsch, O., Janben, W. (eds.) 2000: Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian otter (*Lutra lutra*). IUCN/SSC Otter Specialist Group, GN-Gruppe Naturschutz GmbH, Hankensbüttel, Habitat, No. 12. pp. 148.

- Reuther, C., Roy, A. 2001: Some results of the 1991 and 1999 otter (*Lutra lutra*) surveys in the River Ise catchment, Lower Saxony, German—. - IUCN Otter Specialist Group Bulletin, 18: 28-40.
- Robitaille, J.-F., Laurence, S. 2002: Otter, *Lutra lutra*, occurrence in Europe and in France in relation to landscape characteristics. *Animal Conservation*, 5: 337–344.
- Rodriguez, A., Adrián, M. I., Delibes, M., Palomares, F., Gaona, P. 1988: Habitat, uso del suelo y situación de la nutria (*Lutra lutra*) en la cuenca baja del río Guadalquivir, suroeste de España. *Actas Col. Luso-Esp. Ecology Bacias Hidrograficas e Recursos Zoológicos*, 343-9.
- Romanowski, J., Brzeziński, M., Cygan, J. P. 1996: Notes on the technique of the otter field survey. *Acta Theriologica*, 41: 199-204.
- Ruiz-Olmo, J. 1991: Conservation and management plan for the otter in Catalonia (NE Spain). In Reuther, C. & Rochert, R. (eds.): *Proceedings of the Vth. International Otter Colloquium, Habitat*, 6: 259-262.
- Ruiz-Olmo, J., Delibes, M. 1998: *La Nutria en España ante el Horizonte del Año 200—*. SECEM, Grupo Nutria, Barcelona.
- Tankó, I., Tassi, I. 1978: A vidra életmódjáról és halászati kártételéről. *Halászat*, 71: 72-75.
- Timár, G., Csillag, G., Székely, B., Molnár G., Galambos, Cs., Czanik, Cs. 2010: A Balaton legnagyobb kiterjedésének rekonstrukciója a függőleges kéregmozgások figyelembevételével. *Földtani Közlöny*, 140: 455–462.
- Treves, A., Karanth, K. 2003: Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology*, 17: 1491–1499
- Saavedra, D. 2002: Reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Muga and Fluvia basins (north-eastern Spain): viability, development, monitoring and trends of the newpopulation. PhD Thesis, Universitat de Girona, Girona.
- Sjoåsen, T. 1997: Movements and establishments of reintroduced European otters *Lutra lutra*. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1070-1080.
- Sebestyén, O. 1967: A kemizáció kihatása vízi ökoszisztémákba—. *Magyar Tudományos Akadémia V. Osztály Közleményei*, 18: 389-391.
- Spellerberg, I. 1998: Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7: 317-333.
- Stubbe, M. 1969: Zur Biologie und zum Schutz des Fischotter *Lutra lutra* (L.). *Archive Naturschutz und Landschaftspflege*, 9: 315-324.
- Szemes, É., Telbisz, T., Varga, Gy., Nováky, B. 2015: A Balaton vízkészlet-változásának vizsgálata digitális terepmodellek alkalmazásával. *Földrajzi Közlemények*, 139. 2. pp. 92-107.

- Vituki–OVF (Országos Vízügyi Főigazgatóság) 2012: Hidrológiai adatsorok. – VITUKI, Budapest.
- Virág, Á. 1998: A Balaton múltja és jelene. Egri Nyomda, Eger.
- Vörös, L., Tóth, M., Somogyi, B. 2018: A Magyar Tenger: A Balaton ökológus szemmel. Természettudományi Közlöny. 149. évf. 5. füzet.
- Vörös, L. 2019: A Balaton vízminősége és az algák. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet, Tihany.
- Watt, J. P. 1991: Prey selection by coastal otters (*Lutra lutra* L.). Ph. D. Thesis. University of Aberdeen.
- White, P. C. L., McClean, C. J., Woodroffe, G. L. 2003: Factors affecting the success of an otter (*Lutra lutra*) reinforcement programme, as identified by post-translocation monitoring. Biological Conservation, 112: 363-371.
- Webb, J. B. 1975: Food of the otter (*Lutra lutra* L.) on the Somerset Levels. Journal of Zoology, 177: 486-491.
- West, R. B. 1975: The Suffolk otter survey. Suffolk Natural History, 16: 378-388.
- Wise, M. H., Linn, I. J., Kennedy, C. R. 1981: A comparison of the feeding biology of mink *Mustela vison* and otter *Lutra lutra*. Journal of Zoology London, 195: 181-213.
- Woodroffe, R. 2000: Predators and people: Using human densities to interpret declines of large carnivores. Animal Conservation, 3:165–173.
- Woynárovich, A. Kovacs, É., Péteri, A. 2019: A takarmányozás gyakorlati szempontjai a tógazdasági haltermelésben. Budapest. ISBN 978-615-5673-57-3.
- Yucedag, C., Kaya, L. G. 2017: In H. Arapgirlioglu, A. Atik, & R. L. Elliott (Eds.), Chapter 104. Recreational trend and demands of people in Isparta-Turkey, Book: Researches on science and art in 21st Century Turkey. Edward Turgeon, Gece Publishing. ISBN: 978-605-180-771-3.
- Yucedag, C., Kaya, L. G., Cetin, M. 2018: Identifying and assessing environmental awareness of hotel and restaurant employees' attitudes in the Amasra District of Bartin. Environmental Monitoring and Assessment, 190(2): 60.
- Zólyomi, B. 1995: Opportunities for pollen stratigraphic analysis of shallow lake sediments: the example of Lake Balaton. GeoJournal, 36: 237-241.
- Zlinszky, A. 2013: Mapping and conservation of the reed wetlands on Lake Balaton. Department of Plant Systematics, Ecology and Theoretical Biology. Eötvös Loránd University, PhD, Budapest.

9. Ábrák jegyzéke

- 1. ábra:** A Balaton vízgyűjtőterületének elhelyezkedése (Forrás: Google Maps), 5. oldal, szakirodalmi áttekintés
- 2. ábra:** Közönséges vagy eurázsiai vidra (Fotó: Lanszki József), 7. oldal, szakirodalmi áttekintés
- 3. ábra:** A közönséges vidra magyarországi elterjedése (Bihari et al. 2007), 10. oldal, szakirodalmi áttekintés
- 4. ábra:** A 2023-ban felmért 104 mintavételi helyszín (Forrás: Google Maps), 12. oldal, alkalmazott módszer (anyag és módszer), vizsgált terület
- 5. ábra:** Vidra előfordulás és élőhely felmérő lap (Lanszki 2009), 14. oldal, alkalmazott módszer (anyag és módszer), vidra felmérési módszer
- 6. ábra:** A vidra pozitív (zöld kör) és negatív (piros kör) előfordulása (2023) (Forrás: Google Maps), 19. oldal, vizsgálati eredmények és értékelésük
- 7. ábra:** A vidra élőhely típusa szerinti jelenléte (Saját ábra, Microsoft Excel, 2024), 20. oldal, Vizsgálati eredmények és értékelésük
- 8. ábra:** A vidra előfordulása a vízparti növényzet típusa szerint (Saját ábra, Microsoft Excel, 2024), 21. oldal, Vizsgálati eredmények és értékelésük
- 9. ábra:** A vidra vízmélység szerinti előfordulása (Saját ábra, Microsoft Excel, 2024), 23. oldal, Vizsgálati eredmények és értékelésük
- 10. ábra:** A vidra vízfolyás szélessége szerinti előfordulása (Saját ábra, Microsoft Excel, 2024), 24. oldal, Vizsgálati eredmények és értékelésük
- 11. ábra:** A vidra előfordulása az élőhely természetessége szerint (Saját ábra, Microsoft Excel, 2024), 25. oldal, Vizsgálati eredmények és értékelésük
- 12. ábra:** A vidra híd típus szerinti előfordulása (Saját ábra, Microsoft Excel, 2024), 27. oldal, Vizsgálati eredmények és értékelésük
- 13. ábra:** A vidra előfordulása a kiszállóhely (híd alatti padka) szélessége szerint (Saját ábra, Microsoft Excel, 2024), 28. oldal, Vizsgálati eredmények és értékelésük
- 14. ábra:** A vidra előfordulása a vízpart szennyezettsége szerinti (Saját ábra, Microsoft Excel, 2024), 30. oldal, Vizsgálati eredmények és értékelésük
- 15. ábra:** A vidra emberi behatás mértékétől függő előfordulása (Saját ábra, Microsoft Excel, 2024), 31. oldal, Vizsgálati eredmények és értékelésük
- 16. ábra:** A felmérő módszer (Saját ábra, Microsoft Excel, 2024), 32. oldal, Vizsgálati eredmények és értékelésük
- 17. ábra:** Vidra lábnyom az iszapban (Forrás: Lanszki 2009), 33. oldal, Vizsgálati eredmények és értékelésük

1. melléklet: Vidra életnyomok (Forrás: Lanszki 2009), 50. oldal

Vidra váltó (Forrás: Lanszki 2009), 50. oldal

Fülabda (Forrás: Lanszki 2009), 50. oldal

Vidra anális (jelölő) váladék (Forrás: Lanszki 2009), 50. oldal

Vidra ürülék (Forrás: Lanszki 2009), 50. oldal

2. melléklet: Vidrák a Balaton parton (kameracsapdás felvételek) (Forrás: Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, Tihany, <https://www.youtube.com/watch?v=2mIXUKihFKQ>), 51. oldal

3. melléklet: Válogatás helyszíni képfelvételekből (Forrás: Lanszki József), 52. oldal

Betonzott híd alatti padka (Forrás: Lanszki József), 52. oldal

Balatoni befolyó (Forrás: Lanszki József), 52. oldal

Száraz patakmeder (Forrás: Lanszki József), 52. oldal

Kövezett balatoni strand (Forrás: Lanszki József), 52. oldal

10. Mellékletek

1. melléklet: Vidra életnyomok (Forrás: Lanszki 2009)



Vidra váltó



Fűlabda



Vidra anális (jelölő) váladék



Vidra ürülék

2. melléklet: Vidrák a Balaton parton (kameracsapdás felvételek)

(Forrás: Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, Tihany,
<https://www.youtube.com/watch?v=2mIXUKihFKQ>)



3. melléklet: Válogatás helyszíni képfelvételekből (Forrás: Lanszki József)



Betonzott híd alatti padka



Balatoni befolyó



Száraz patakmeder



Kövezett balatoni strand

11. Nyilatkozatok

NYILATKOZAT

a záródolgozat/szakdolgozat/diplomadolgozat/portfólió¹ nyilvános hozzáféréseiről és eredetiségéről

A hallgató neve: DEVAI ZSOFIA
A Hallgató Neptun kódja: W83BP2
A dolgozat címe: A biztonságos vízre (vízre lútra) előfordulásának előrelátása
A megjelenés éve: 2021 század elmozdítása a Balaton északi vízgyűjtőjére
A konzulens intézetének neve: MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM
A konzulens tanszékének a neve: GEORGIKON CAMPUS
TERMI VÁNDORALLOKODÁSI ÉS TERTÉSZETVÉDELMI INTÉZET

Kijelentem, hogy az általam benyújtott záródolgozat/szakdolgozat/diplomadolgozat/portfólió² egyéni, eredeti jellegű, saját szellemi alkotásom. Azon részeket, melyeket más szerzők munkájából vettem át, egyértelműen megjelöltem, és az irodalomjegyzékben szerepeltettem.

Ha a fenti nyilatkozattal valótlan állítottam, tudomásul veszem, hogy a záróvizsga-bizottság a záróvizsgából kizár és a záróvizsgát csak új dolgozat készítése után tehetek.

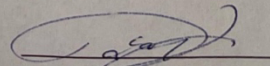
A leadott dolgozat, mely PDF dokumentum, szerkesztését nem, megtekintését és nyomtatását engedélyezem.

Tudomásul veszem, hogy az általam készített dolgozatra, mint szellemi alkotás felhasználására, hasznosítására a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem mindenkor szellemi tulajdon-kezelési szabályzatában megfogalmazottak érvényesek.

Tudomásul veszem, hogy dolgozatom elektronikus változata feltöltésre kerül a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem könyvtári repozitori rendszerébe. Tudomásul veszem, hogy a megvédett és

- nem titkosított dolgozat a védést követően
- titkosításra engedélyezett dolgozat a benyújtásától számított 5 év eltelté után nyilvánosan elérhető és kereshető lesz az Egyetem könyvtári repozitori rendszerében.

Kelt: 2021 év április hó 21 nap


Hallgató aláírása

KONZULTÁCIÓS NYILATKOZAT

A DEVA ZSOFIA (név) (hallgató Neptun azonosítója: WR3BP2)
konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a
záródolgozatot/szakdolgozatot/diplomadolgozatot/portfólió¹ áttekintettem, a hallgatót az
irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól
tájékoztattam.

A záródolgozatot/szakdolgozatot/diplomadolgozatot/portfóliót a záróvizsgán történő védeésre
javaslom / nem javaslom².

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem^{*3}

Kelt: Keszthely, 2024. év április hó 20. nap

Kondorósy Előd

Belső konzulens
Dr. Kondorósy Előd