



1949

**Az eurázsiai vidra (*Lutra lutra* L., 1758)  
élőhelyhasználat- és táplálékösszetétel  
vizsgálata hortobágyi mesterséges  
halastórendszerekben**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

**JUHÁSZ KRISZTINA**

Témavezető:

Dr. Nagy Sándor Alex, egyetemi docens

Debreceni Egyetem  
Természettudományi Doktori Tanács  
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola  
Debrecen, 2014

## A doktori értekezés betétlapja

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Hidrobiológia programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (Ph.D.) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2014. 04. 28.

.....  
Juhász Krisztina  
jelölt

Tanúsítom, hogy Juhász Krisztina doktorjelölt 2004-2007 között a fent megnevezett Doktori Iskola Hidrobiológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2014. 04. 28.

.....  
Dr. Nagy Sándor Alex  
témavezető

## A doktori értekezés betétlapja

# Az eurázsiai vidra (*Lutra lutra*) élőhelyhasználat- és táplálékösszetétel- vizsgálata hortobágyi mesterséges halastórendszerekben

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében, *Környezettudomány* tudományágban

Írta: **Juhász Krisztina** okleveles Biológus-ökológus

Készült a Debreceni Egyetem **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Hidrobiológia** programjának keretében.

Témavezetők: *Dr. Nagy Sándor Alex* .....

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: *Dr. Lóki József* .....

tagok: *Dr. Magura Tibor* .....

*Dr. Szabó László* .....

A doktori szigorlat időpontja: 2013.04.30

Az értekezés bírálói:

*Dr. Lanszki József* .....

*Dr. Rácz István András* .....

A bírálóbizottság:

elnök: *Dr.*.....

tagok: *Dr.*.....

*Dr.*.....

*Dr.*.....

*Dr.*.....

Az értekezés védésének időpontja: 2014. ....

„A vidra csodálatos érzékeit nem kerüli el semmi,  
ami körülötte történik. Amit szeme meglát,  
orra megérez, és füle meghall:  
mind-mind mond valamit.

Nem emberi szóval persze, hanem a jelek és  
események nyelvén, amelyet könnyű lefordítani annak,  
aki ért hozzá, hogy elmondja azoknak,  
akik szeretnék megérteni a természet világának titokzatos nyelvét.”

(Fekete István: Lutra)

## Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	5
1.1. Célkitűzés.....	8
2. Irodalmi áttekintés.....	10
2.1. Populációs trendek.....	10
2.1.1. Populációs trendek Európában.....	10
2.1.2. Populációs trendek Magyarországon.....	12
2.2. Élőhelyhasználat-vizsgálat.....	15
2.3. Táplálékösszetétel-vizsgálat.....	20
3. Anyag és módszer.....	25
3.1. A vizsgálatba bevont tőegységek.....	25
3.1.1. Hortobágy-halastó.....	28
3.1.2. Akadémia-tavak.....	30
3.1.3. Gyökéerkút.....	31
3.1.4. Fényes.....	32
3.1.5. Csécs.....	33
3.1.6. Borsósi-víztározó.....	33
3.2. Mintavételi módszerek.....	34
3.2.1. Élőhelyhasználat-vizsgálat.....	34
3.2.2. Táplálékösszetétel-vizsgálat.....	42
3.2.3. Statisztikai módszer.....	49

4. Eredmények.....	52
4.1. Élőhelyhasználat-vizsgálat.....	52
4.1.1. Az élőhely-használat fenológiája.....	52
4.1.2. Lineáris kevert modell alkalmazásával kapott eredmények	52
4.2. Táplálékösszetétel-vizsgálat .....	56
4.2.1. Szezonális táplálék-összetétel .....	56
4.2.2. Táplálkozási niche-szélesség.....	62
4.2.3. Halpreferencia .....	63
4.2.4. Gazdaságilag értékes és nyugalmi állapotban lévő fajok aránya .....	66
5. Eredmények értékelése.....	70
5.1. Élőhelyhasználat-vizsgálat.....	70
5.2. Táplálékösszetétel-vizsgálat .....	77
6. Konzervációbiológiai javaslatok.....	86
7. Összefoglalás.....	88
8. Summary .....	90
9. Köszönetnyilvánítás .....	93
10. Irodalomjegyzék.....	94
11. Függelék .....	109
A jelölt tudományos tevékenységének jegyzéke.....	112
1. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott impaktos publikációk jegyzéke.....	112

2. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott referált publikációk jegyzéke.....	112
3. Egyéb megjelent vagy közlésre elfogadott publikációk jegyzéke .....	112
4. Az értekezés témakörében elhangzott előadások jegyzéke.....	113
5. Az értekezés témakörében készült poszter előadások jegyzéke ..	114

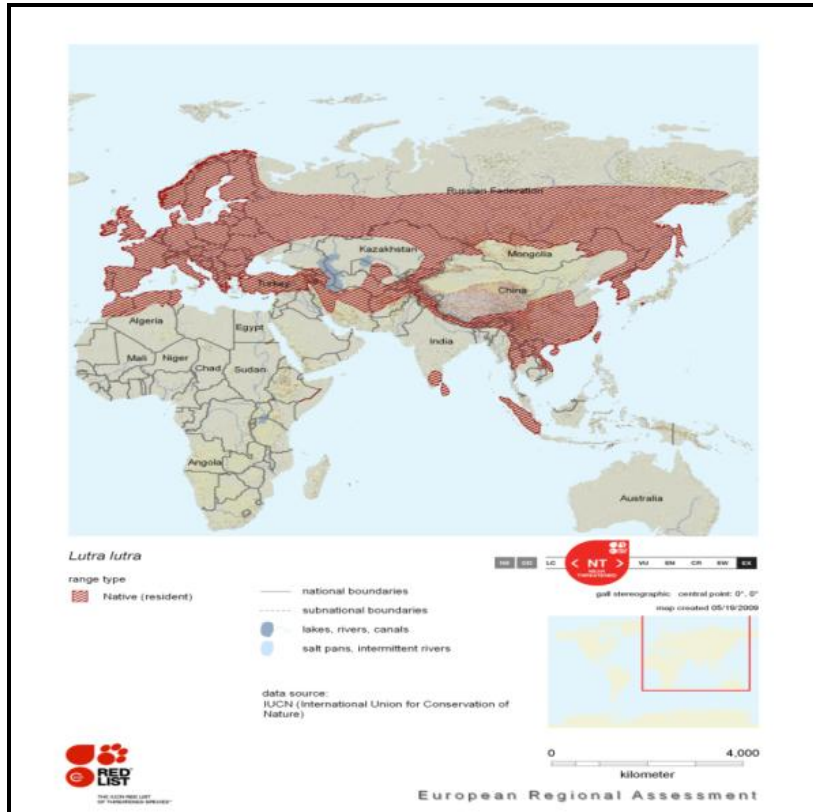


## 1. Bevezetés

A világon élő 13 vidrafaj közül hazánkban az európai, vagy más néven eurázsiai vidra *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) honos (1. kép). A különböző vizes élőhelyekhez a menyétfélék *Mustelidae* közül ez a csúcsragadozó alkalmazkodott a legnagyobb mértékben. Elterjedési területe magában foglalja Európa, Ázsia és Észak-Afrika tavait, folyóit, csatornáit és néhol tengeröblei mentén is fellelhető (1. ábra). A bizonytalan helyzetű közel-keleti állomány (fél)sós mocsarakban is megtalálja létfeltételeit. A Brit-szigetektől egészen Japánig, valamint az Északi-sarkkörtől Észak-Afrikáig előfordul, a tengerszint alatti területektől (Hollandia) egészen a 4000 méteres magasságig (Tibet) bezáróan (<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/12419/0>).



1. kép. Fiatal vidra vadászatra indul Hortobágy-halastó tápcsatornájának jegén (Fotó: Borbély Péter)



1. ábra. Az eurázsia vidra elterjedési területe (IUCN 2008) (<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/12419/0>)

A tundrát leszámítva Európa szinte minden területén előfordul, elterjedésének déli határát a Közel-Kelet alkotja (<http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/12419/0>). Néhány kivételtől eltekintve vadászata minden ország területén tilos, mivel a XX. század második felében – részben éppen ennek következtében – populációja erőteljes hanyatlásnak indult (Foster-Turley et al. 1990, Macdonald és Mason 1994, Jamniczki 1995, Cortés et al. 1998). Ezt a tendenciát a „fokozottan védett” státuszba történő besorolásával

sikerült csak korlátok közé szorítani, majd ezzel egy lassú regenerálódási folyamatot elindítani. A faj szerepel az IUCN 2001-es Vörös Listáján (fokozottan védett státusz, I. Függelék, IUCN 2001), nemzetközi kereskedelmét pedig a Washingtoni Egyezmény (CITES) szabályozza, melyben I. kategóriás fajként számontartott (Rodics 1995). Megtalálható a Berni Egyezmény II-es függelékében (fokozottan védett), valamint az Élőhely Direktíva II-es és IV-es függelékében (EC 338/97: A.). Védi az 1981-es Vad- és Tájvédelmi Törvény (Wildlife and Countryside Act 1981) 5-ös függeléke, továbbá az Élőhelyvédelmi Irányelvben (43/92/EEC) a fokozottan védett fajok között (IV. melléklet) és a különleges védelemben részesülő élőhelyek hálózatának kialakítását is igénylő állatfajok között (II. (a) melléklet) szerepel. Nálunk 1974 óta védett, 1982 óta pedig fokozottan védett (Rakonczay 1990), eszmei értéke 250.000 Ft. Az eurázsiai vidra a vizes élőhelyek számos típusán előfordul, állóvizek, vízfolyások, mocsarak, lápok területén, illetve tengerparti régiókban is megtalálja létfeltételeit (Mason és Macdonald 1986). Annak ellenére, hogy több kutatás is bizonyította territórium képzésre való hajlamát (Erlinge 1968, Kruuk 1992), a birtokolt terület nagyságáról csak kevés adat látott eddig napvilágot. Hazánk legstabilabb állományait egyértelműen a halastavak tartják el (Gera 2004, 2007), ugyanis halkészletük a vidrák számára állandó táplálékforrást biztosít, vízi- és partmenti vegetációjuk pedig kiválóan alkalmas pihenő- és búvóhelyek kialakítására. Nem elhanyagolható a csatornák jelenlétének fontossága sem (Gera 2004), amelyek által a tőegységek számos környező vizes élőhellyel kapcsolatban állnak. Ezek gyakran biztosítanak vándorlási útvonalat az új élőhelyet kereső, elsősorban hím egyedek számára. Amennyiben

megfelelő víz- és táplálékellátottság jellemző rájuk, illetve növényzetborításuk is jelentős mértékű, akár maguk a csatornák is képesek kedvező életkörülményeket biztosítani a vidrák számára (Gera 2004). Számos környező országban az eurázsiai vidra állománya hanyatlásnak indult, néhol ki is pusztult. Az elmúlt néhány évtizedben tapasztalható volt például a skandináv országokban az állomány jelentős csökkenése, Anglia, Franciaország és Németország nagy részéről eltűnt, Hollandia, Svájc és Luxemburg területén pedig bizonyíthatóan kiirtották. Ugyanígy csökkenést állapítottak meg számos kelet-európai ország esetében is: Lengyelország, a Cseh Köztársaság, Szlovákia, Ausztria, Bulgária és valószínűsíthetően Románia is ide tartozik (Macdonald és Mason 1994). Ezen adatokból is látszik, miért jut hazánk kiemelt szerephez a faj fenntartásában. Törekednünk kell minél több információ megszerzésére annak élőhelyel szemben támasztott igényeiről, táplálkozási és szaporodási szokásairól, területhasználatáról.

## **1.1. Célkitűzés**

Jelen disszertáció célja a vidra élőhelyhasználatának, valamint táplálékválasztásának vizsgálata, az ebből levonható következtetések értékelése, azok a gyakorlati természetvédelem területén történő felhasználása. Az élőhelyhasználat kutatásával a vidrák előfordulására külön-külön, illetve kapcsoltan is ható környezeti adottságok fontosságát vizsgáltam. A kutatási terület védettségéből adódóan, ugyanakkor az azon folytatott halastavi gazdálkodás miatt, a vidra táplálkozásából adódó gazdasági célú vizsgálat prioritást élvez.

**A vizsgálat során az alábbi kérdések megválaszolására törekedtem:**

Melyek azok a környezeti és emberi zavaráshoz köthető tényezők, amelyek befolyásolják a faj állandó jelenlétét egy adott területen?

A faj területválasztását elősegítő környezeti feltételek mennyire különböznek mesterséges, gazdálkodás alá vont területek esetében, amennyiben azok egyúttal védelem alatt is állnak?

Miként alakul a vidra évszakonkénti étrendje és táplálékválasztása?

Milyen halpreferencia tapasztalható adott területen, ez a gazdaságilag értékes, továbbá a nyugalmi állapotban lévő halfajokat milyen mértékben érinti? Ezt nem csak a vidrák táplálékválasztása szempontjából, hanem annak vadászata következtében okozott járulékos halhullásokat tekintve is indokolt volt megvizsgálni.

A táplálékösszetétel-vizsgálatból kapott eredmények hogyan használhatóak fel a vidra további védelme szempontjából?

Az élőhelyhasználat eredményei által nyert információk hogyan alkalmazhatók a vidravédelemben?

## **2. Irodalmi áttekintés**

### **2.1. Populációs trendek**

A vidrapopulációk visszaszorulását számos együttes tényező befolyásolja: a növekvő gépjármű-forgalomból adódó gázolásoknak (Philcox et al. 1999, McCafferty 2005, Jancke et al. 2011), a vízszennyezés hatásainak és az élőhelyfragmentációnak (Mason és Macdonald 1986) egyaránt jelentős szerepe volt ebben. A tavak szárazra állításával lényegesen csökken a potenciális élőhelyek száma, de a különböző okokból adódó halpusztulások sem kedveznek adott területen a vidrák tartós megmaradásának. Egyéb környezeti paraméterek is meghatározó tényezőnek számítanak: a part meredeksége áthidalhatatlan akadályt jelenthet a vidrák mozgása során (Kemenes és Demeter 1995), de a vegetációsűrűség (Kemenes és Demeter 1995, Shenoy et al. 2006, Cho et al. 2009) is kiemelten fontos tényező. A települések közelsége (Prenda et al. 2001, Shenoy et al. 2006) szintén befolyásolja a vidra jelenlétét (Ottino és Giller 2004, Ruiz-Olmo et al. 2005). Természetesen előfordulhat, hogy áldozatul esnek kutya- vagy fajtársuk támadásának, jég alatti fulladásnak, de ezek aránya a nem erőszakos pusztulási okokkal (pl. betegségek) együtt csekély. Egy hazai *post mortem* vizsgálat (Lanszki et al. 2007b) az elhullások leggyakoribb okaként a gázolásokat (90,6%) jelölte meg.

#### **2.1.1. Populációs trendek Európában**

A környező országokat tekintve (Szlovákia, Cseh Köztársaság, Románia, Ausztria, Olaszország) az elmúlt évtizedekben csaknem mindenhol észlelhető volt az eurázsiai vidra állományokban

bekövetkezett negatív tendencia (Mason és Macdonald 2004, Prigioni et al. 2006, Remonti et al. 2008, Marcelli és Fusillo 2009, <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/12419/0>).1950-től Anglia területén indult el jelentős hanyatlás (Mason és Macdonald 2004), de ugyanez volt jellemző Skóciára és Spanyolországra is. Egy 2009-es felmérés Anglia területén pozitív változást mutatott (Bedford 2009), viszont néhány élőhely esetében szükségessé vált vizsgálni, miért nem népesedett be újra. Olaszországnak csak a középső és déli részein maradtak fenn életképes populációk (Prigioni et al. 2006, Remonti et al. 2008, Marcelli és Fusillo 2009), viszont egy 2009-es felmérés szerint főként észak felé terülnek el a vidrák által elfoglalásra leginkább preferált élőhelyek (Loy et al. 2009). Ezen populációk viszonylag kicsik, geográfiaailag és genetikailag elszigeteltek egyéb európai populációktól. Finnországban az elmúlt két évtizedben némi növekedést tapasztaltak (Sulkava 1996). Lengyelországban egy 1991-1994, majd egy 1996-1998 és 2003-ban elvégzett felmérés szerint a vidrák élőhelyének száma megkétszereződött az azt mintegy 10 évvel megelőző vizsgálathoz képest (Romanowsky 2006). Európa-szinten az 1980-as években kezdődtek visszatelepítési programok, először Anglia és Svédország területén, majd északkelet-Spanyolországban és Hollandiában figyeltek meg sikeresen területet foglaló populációkat. Svájcban a programot leállították, amíg a vidrákra veszélyes PCB-k értéke határérték alá nem csökken (Weber 1990). Bodner (1995a) felmérése szerint Ausztria csaknem 80%-áról eltűnt az eurázsiai vidra. Éppen ennek okán szükséges a hazai, egységesnek nem tekinthető állományok, mint törzsállományok kitüntetett védelme.

### 2.1.2. Populációs trendek Magyarországon

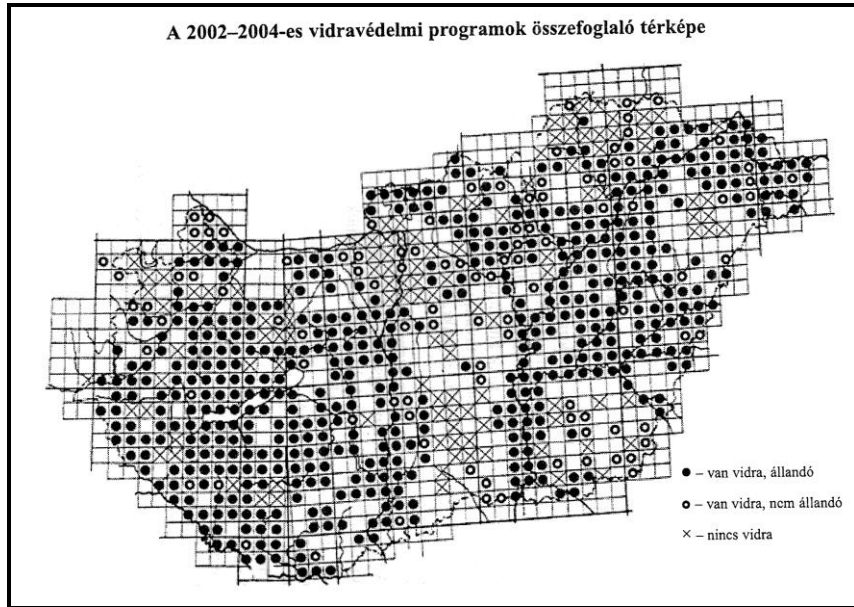
Hazánk vidraállománya egyenlőre stabilnak tekinthető, csak Magyarországon több mint 2000 előfordulási helye ismert (Gera 2004), de ennek ellenére az állomány egységesnek nem mondható (Rakonczay 1990). A múltat tekintve 1884 és 1909 között vadászati adatok alapján minden megyében előfordult a vidra (526-1120 egyed került évente terítékre). Akkor főleg Csongrád, Hajdú, Békés és Heves megyék voltak a leggyéresebb állományúak (Faragó 2009). Vadászata a 60-as években érte el tetőpontját. Tankó és Tassi (1978) 1969-1973 között – még éppen a védetté nyilvánítást megelőzően – elvégzett felmérése alapján Baranya, Somogy és Tolna rendelkezett a legnagyobb egyedsűrűséggel (0,51-0,65 egyed/1000ha), míg az Alföld volt a sorban a legutolsó (0,002-0,02 egyed/1000ha). Azóta az állomány helyzete jelentős változáson esett át, a legutóbbi vizsgálatok alapján jelenleg fejlődő tendenciát mutat (Heltai et al. 2012).

Napjainkban a legjelentősebb ütemben növekvő vidrapopulációk továbbra is a délnyugat-dunántúli térség nagy kiterjedésű halastórendszereihez és víztározóihoz kötődnek, hasonlóan a Balaton déli részéhez és a Kis-Balatonhoz. A Nyugat-Dunántúl is egységes, de nem összefüggő állományt tart el, itt ugyanakkor a halastavak száma már jóval szerényebb. Északnyugat-Dunántúl esetében az egyes területek különbözősége és izoláltsága vezetett ahhoz, hogy összefüggő állomány nem alakult ki. Az északi régióban főként a Mátra és a Bükk esetében mutatkozik fejlődés az állományban. Északkelet egyes kistérségeiben visszaszorulás, mások esetében növekedés tapasztalható, szemben az egységesen fejlődő és térnyerést

mutató délkeleti régióval. A Duna-Tisza köze nagy részén nem, vagy csak rapszodikusán fordul elő a vidra. Sajnos ez a tendencia az egész országot tekintve erősödik, a csatornákra és a kisvízfolyásokra kedvezőtlen állapotváltozás jellemző: kiszáradás, beszántás, az árvizek miatti mederátalakítás érinti őket. Ahogy azt számos külföldi kutatás is bizonyította, ezek a változások erősen befolyásolják a vidrák élőhelyválasztását (Macdonald 1983, Prenda et al. 1996, Prenda et al. 2001).

A vidráról röviden elmondható, hogy jelenléte minden olyan víztest esetében észlelhető, melyek táplálékellátottsága biztosított, valamint kedvező lehetőségeket nyújt szaporodásra, rejtőzködéssre (Carss 1995, Kruuk 1995, Lanszki és Széles 2010). Legjelentősebb és egyre fejlődő állományai folyóinknál és halastavainknál tapasztalhatók, míg a csatornák és kisvízfolyások mint vándorlási útvonalak funkcionálnak (Gera 2004., 2. ábra). Egyedszámának becslésére egyelőre még nem született olyan biztos módszer, amely különböző élőhelytípusok esetében is alkalmazható. A legújabb kutatások a molekuláris genetikai vizsgálatok irányába mozdultak el (Lanszki et al. 2008, Cohen et al. 2013). Ezeket időben megelőzve országos állományfelmérés már többször is készült, amely alapján megállapítható, adott élőhelyen állandó, rapszodikus, vagy nem bizonyítható a faj jelenléte. 1995-96-ban az első ilyen célú kutatás során például azonnal beigazolódott: a legtöbb vizsgált területen a faj jelenléte állandó. A 2000-ben bekövetkezett cianidszennyezés észlelhető károsodást nem okozott, mivel a Szamosban élő példányok elhúzódtak a környező halasvizetekbe, vízfolyásokba. Az ekkor és az ezt követő évben történt nagy árvizek azonban már fokozottabb hatást

gyakoroltak a fajra. 2003-2004-ben szintén egy országos felmérés vette kezdetét, amelynél a vizes élőhelytípusok mindegyike alapos átvizsgálásra került (Gera 2004).



2. ábra. A 2002-2004 között Magyarországon elvégzett vidra állományfelmérés összefoglaló térképe (Gera 2004). A sötét foltok a vidra állandó, míg a körök a faj rapszodikus jelenlétét jelzik. Az x-szel ábrázolt “nincs vidra” jelölés valójában a vidrára utaló nyomok hiányát jelenti

Sajnos az országos felmérések nehezen egyeztethetőek össze más, ilyen irányú vizsgálatokkal, továbbá egyéb európai országokban elvégzett módszerekkel sem összevethetőek. Az állományokban bekövetkező változások nyomonkövetése azonban mindenképpen prioritást élvez, tehát szükséges lenne egy egységes módszert követni. Ilyen például az IUCN vidravédelmi csoportja által 2000-ben

kibocsátott protokoll, mely alapján ez a monitorozás biztonsággal elvégezhető (Reuther et al. 2000).

## **2.2. Élőhelyhasználat-vizsgálat**

Mivel Európa vizes élőhelyei kiváló feltételeket biztosítanak a vidra megtelepedésére, így az egyes populációkban bekövetkező jelentős változások gyorsan felismerhetőekké váltak. Számos felmérés irányult arra nézve, melyek azok a közvetlen és közvetett tényezők, amik az egyes vidrafajok populációinak hanyatlásához vezethetnek (Green et al. 1984, Kruuk et al. 1993, Durbin 1998, Anoop 2001, Shenoy 2002). Ezen vizsgálatokból kiderült, hogy az egyes tényezők egymástól nem különválaszthatók, hatásuk együttesen érvényesül (Chanin és Jefferies 1978, Delibes 1990, Lodé 1993).

A vidrák élőhelyhasználatát korlátozó hatások kvantitatív úton történő meghatározását Reuther et al. (2000) túlságosan bonyolultnak tekintette (pl.: szennyezés). Számos tényezőt szubjektívnek értékelt, illetve felismerte, hogy ezen tényezők egymást ismeretlen módon és mértékben képesek befolyásolni. A vidrák élőhelyhasználatát korlátozó hatásokat az alábbiak szerint összegezte: a tényezők vidrákra gyakorolt hatásai még mindig nem egyértelműek és továbbra is vita tárgyát képezik (pl. zavarás). Egy egyszerű vizsgálattal (pl.: táplálékellátottság, vízhasználat) ezen tényezők ugyanakkor nem becsülhetők, illetve többségük (pl. növényzeti borítottság) szubjektívnek tekintendő. Emellett számos tényező egymást ismeretlen módon és mértékben befolyásolja (pl. zavartság és vegetációs borítottság kapcsolata).

A fenti tanulmány függvényében napjainkban is érdemes átfogóan gondolkodni a különböző faktorok komplexitásán, valamint

azok élőlényekre gyakorolt hatásán. Kiderítésükre korábban nyomkövetéses (Erlinge 1967) és rádiótelemetriás módszereket alkalmaztak (Erlinge 1967, 1968, Durbin 1996), kevés sikerrel. Ezt követték a közvetlen nyomjelek, például vidraváltók, hullaték alapján végzett felmérések (Mason és Macdonald 1986, Dubuc et al. 1990). Utóbbiak már a populációban bekövetkező változás nyomkövetését is lehetővé tették. Természetesen a jelölések mértéke erősen függ például az évszaktól, a szaporodási ciklustól, az egyedek aktivitásának szintjétől (Erlinge 1967, Kruuk 1995). A hullatékok és az anális váladék száma lehetővé teszi a populáció méretének becslését, ugyanakkor pontos egyedszámbeclés nem végezhető belőle.

Prenda et al. (2001) vizsgálatából kitűnik, hogy mediterrán területeken két nagyon fontos tényező befolyásolja a vidrák eloszlását: egyik az élőhely degradációja, másik az időszakos szárazság – hasonlóan más kutatások eredményeihez (Broyer et al. 1988, Delibes 1990). A hullaték sűrűsége jelzi, hogy az állomány növekedésnek, avagy csökkenésnek indult-e adott területen, bár néhány eredmény ennek ellentmond: egy 1987-es kutatással szemben (Mason és Macdonald 1987) például Yoxon és Yoxon (2014) vizsgálata szerint a hullaték száma és az ürítési aktivitás nem korrelált az aktuális egyedszámmal, valamint a hullatékok hiánya nem jelenti a vidrák hiányát is adott területen. A hullatékok száma erősen függ azok elhelyezésétől, az évszaktól, hiszen akár heves esőzés is eltüntetheti a nyomokat. Figyelembe kell venni azt a tényt is, hogy nyáron a legtöbb hullaték a vízben kerül kibocsájtásra.

Egy írországi kutatás alapján a vidrák azokat az élőhelyeket preferálták, melyek legalább 25%-a növényzettel borított, a víz nem

szennyezett és viszonylag alacsony az emberi zavarás mértéke, szemben a szennyezett, zavart, mezőgazdasági területekkel határolt élőhelyekkel (Ottino és Giller 2004). McCafferty (2005) az édesvízi régióban élő egyedeknél a búvóhelyet biztosító nádas, illetve a szigetek preferáltságát írta le. Természetesen alapvető limitáló tényező a fő zsákmányállat, a halak össz-biomasszája (Sjoåsen 1997). Ugyanerre a következtetésre jutott Kruuk et al. (1993) skóciai élőhelyeket vizsgálva.

Átfogó képet ad Barbosa et al. (2001) a spanyolországi állományt befolyásoló térbeli, környezeti és humán tényezők tekintetében, melyben 24 környezeti, főként klimatikus jellemzőt és 12 humán változót (utak, lakott területek hatása) vizsgáltak. Következtetésük, hogy jóllehet a humán változók kisebb mértékben befolyásolják az egyedek eloszlását, mégis jelentősebb hatásúak, mint a környezeti változók. Ez annak köszönhető, hogy térbelileg kevésbé strukturáltak, így hatásuk erősebbnek bizonyul, adott állományt sokkal nagyobb mértékben képesek feltagolni. Egy későbbi, szintén Spanyolország területén elvégzett felmérés arra hívja fel a figyelmet, hogy a vidrák egyre nagyobb számban jelentek meg agyagbányák területén és találták meg létfeltételeiket (Ayres és García 2009). Ezen területeken inkább a kétéltűfogyasztás dominált a hallal szemben, limitáló tényezőként pedig legfőképp az emberi zavarás mértéke jelentkezett. Utóbbiak közül az orvvadászat még napjainkban is jelentősen befolyásolja a vidrák adott élőhelyen való megmaradását, ahogy ezt egy cseh vizsgálat (Kranz et al. 2002) is kiemelte. Emellett eredményeik alapján a vízszennyezés következtében észlelhető halpusztulások és a gépjárműforgalomból adódó elütések is valamennyire hatást gyakorolnak a vidraállományra.

Egy spanyol felmérés során (Prenda et al. 1996) a vegetáció, a jó vízminőség és a zavartalanság mellett már a táplálékhoz való hozzáférhetőség is hangsúlyos szerephez jutott. A szerző egy későbbi vizsgálata (Prenda et al. 2001) felhívja arra is a figyelmet, hogy mediterrán területeken, ahol az éghajlatra a hosszú, száraz nyár és az egy éven belül tapasztalható csapadékváltozások a jellemzőek, számolni kell a vízellátottság változásaival is. Ennek hatására a kiváló vidraélőhelyek gyakran hosszú időre teljesen kiszáradnak, nagy hatást gyakorolva az állomány eloszlására, illetve mortalitására. Ilyen kedvezőtlen körülmények esetén a vidrák elhagyták élőhelyüket és a vízzel még ellátott területekre húzódtak. A lehalászások következtében is az addig stabil táplálékforrást jelentő halastavakat szárazra állítják, így azok szerepét a halteleltető tavak veszik át. Ezért ezek területén – természetesen a tavak felületének jégborítottságától függően – megnő a vidrák aktivitása (Kortan et al. 2007).

A kelet-európai régiót tekintve összefoglalóan Sidorovich és Pikulik (1998) írta le azon tényezőket, amelyek nagymértékben befolyásolhatják a vidrasűrűség változását. Ők a vizes élőhelyek, vízfolyások meglétét, a bőséges halkészletet, a hibernálódó gyepi béka *Rana temporaria* – mint az egyik legfontosabb táplálékforrás – állománysűrűségét, valamint a hód *Castor fiber* jelenlétét jelölték meg mint elsődlegesen ható tényezőket. Utóbbira vonatkozólag még nem született egyértelmű válasz, bár a hód erőteljes élőhelyalakító hatása nagy valószínűséggel befolyásolja a vidrák elterjedését.

Több kutatásuk (Pikulik 1985, Pikulik és Sidorovich 1996) is irányult arra nézve, hogyan segíti elő a téli időszakra nagy egyedszámban együtt elvermelő, járulékos zsákmányforrásnak számító

gyepi békák jelenléte a vidrák áttelelését.

A halastavak számos tényező eredményeként váltak ritka növény- és állatfajok élőhelyévé. Köszönhető ez a mintegy 266, összkiterjedésüket tekintve 30000 hektárt meghaladó halastórendszerünknek (Heltai 2002), melyek a faj egyik legkedveltebb élőhelyének számítanak. Vidrák számára a halkészletük állandó táplálékforrást biztosít, vízi- és partmenti vegetációjuk pedig kiválóan alkalmas pihenő- és búvóhelyek kialakítására. A vidra hazánkban 1974 óta védett, de rejtett életmódja miatt táplálkozásával, élőhelyválasztásával kapcsolatos ismereteink még kiegészítésre szorulnak. A hazai szakirodalmat tekintve Magyarországon Kemenes és Demeter (1995) gyűjtötte össze először azokat a változókat, amelyek hatást gyakorolnak a vidra élőhelyválasztására. A nyolc változó közül – hasonlóan Glimmerween és Ouwerkerk (1984) korábbi eredményeihez – a vízmélység és a partmenti vegetáció sűrűsége jelentkezett, mint legerősebb limitáló faktor. Szemben Prenda et al. (2001) következtetésével, a vizes élőhelyekkel határos, mezőgazdaságilag művelt területek jelenléte pozitív hatást gyakorolt a vidraelőfordulásra. Prenda et al. inkább az erdőfoltokkal körülvett, nem szennyezett, partmenti vegetációval nagymértékben ellátott élőhelyeket találta pozitívnak vidra szempontjából. Eredményei azt is sugallják, hogy a faj viszonylag jól tűri az emberi zavarást, bár tagadhatatlanul több nyomjel fordult elő zavartalan, vagy csekély mértékben zavart területeken. A vidrák mozgását szintén erősen befolyásolta a víz közelsége, mivel kedvezőtlen, például aszályos időszakban inkább vízzel ellátott élőhelyeket kerestek fel.

A legutóbbi vizsgálatok közül kiemelném Lanszki 2006 és 2007 közötti felmérését, melyet a Duna alsó szakaszán végzett. Itt is bebizonyosodott, hogy a halas- és horgásztavak 100%-án jelen van a vidra, míg a patakokat inkább elkerüli (Lanszki 2008). Előfordulása a partmenti növényzet természetességi állapotának romlásával, a vízpart meredekké, illetve a vízszint alacsonyabbá válásával csökkent.

Kutatásom alapjául a hazánkban 1991 és 1997 között eutróf halastavaknál végzett vizsgálat szolgált (Lanszki et al. 2001), amely a tavakban rendelkezésre álló halkészlet és a vidra halzsákmányolása közötti kapcsolatot elemzi. Az általam felmért mintaterületeken a környezeti változók állandóbbnak tekinthetők, mint a 2002-es vizsgálat ideje alatt, mivel ott változó volt a tavak vízellátottsága, ezáltal a táplálkozási lehetőségek száma is.

### **2.3. Táplálékösszetétel-vizsgálat**

A vidra specializálódott piscivor (Kruuk 1995), a haltáplálékát tekintve viszont generalista ragadozó (Jenkins et al. 1979, Erlinge és Jensen 1981, Kruuk és Moorhouse 1990, Sulkava 1996, Lanszki és Molnár 2003, Ottino és Giller 2004). Éppen a halfogyasztása kapcsán halastavak esetében gyakran születik konfliktus a gazdálkodók és a természetvédők között (Kloskowski 1999, Opačák et al. 2004). Éjszakai életmódja miatt táplálkozási szokásainak közvetlen megfigyelése ritkán kivitelezhető (Kruuk 1995, Ruiz-Olmo et al. 2001, García et al. 2011), ez csak bizonyos élőhelykarakter esetén lehetséges. Ez az oka annak, hogy leggyakrabban közvetett nyomjelek, például ürülékek analízisével végezhető el a vizsgálat (Erlinge 1967, Webb

1979, Wise 1980, Reynolds és Aebischer 1991, Carss 1995, Lanszki 2002, Lanszki és Molnár 2003). Ilyen esetben számos felmérés százalékos relatív előfordulási gyakoriságot vizsgál (E%), amely a hullatékokban található táplálékfajok legkisebb ismert egyedszámán alapul. Ehhez segítséget nyújt például a hullatékban azonosított páros csontok száma. Számítása az alábbiak szerint történik:

$100 \times \text{adott táplálék taxon példányainak száma} / \text{az összes táplálék taxon példányainak száma}$  (Lanszki és Széles 2010).

Hátránya, hogy megtörténhet a kisebb zsákmányfajok túlbecslése, vagy a nagyobbak alulbecslése, ahogy azt számos vizsgálat is kiderítette (Carss és Parkinson 1996, Jacobsen és Hansen 1996, Lanszki 2002). Előnye, hogy a vidrák számára ez a módszer jár a legminimálisabb zavaró hatással.

Számos hazai (Lanszki és Körmendi 1996, Lanszki et al. 2007a) és külföldi kutatás (Geidezis 1998, Kloskowski 1999, 2005a, 2005b, Miranda et al. 2008) is irányult arra nézve, milyen arányban jelennek meg a vidra táplálékában a gazdaságilag értékes halfajok. Miranda et al. (2008) vizsgálata alapján például brit vizes élőhelyen a vidra éppen a legkedveltebb horgászzsákmánynak is számító két halfajt (ponty *Cyprinus sp.*, európai angolna *Anguilla anguilla*) preferálta leginkább. Németországi ponty-dominanciájú halastavak esetén szintén a hal volt a fő vidratáplálék, viszont nem minden esetben az élőhelyen legnagyobb sűrűséget képviselő fajok kerültek ki legnagyobb arányban zsákmányként (Geidezis 1998). Kloskowski lengyelországi, szintén ponty-dominanciájú halastavon elvégzett felméréseit tekintve a vidra –

mint állandó látogató (Kloskowski 2005a) – súly tekintetében a pontyot preferálta (43%), ugyanakkor a hullatékban legnagyobb egyedszámban a kisebb méretű halfajok (kárász *Carassius auratus gibelio*, bodorka *Rutilus rutilus*) domináltak. Több kutatás is kimutatta (Bodner 1995b, Kučerová 1997), hogy jellemzően a téli időszakban emelkedik a pontyok zsákmányolási aránya. Ezt a hideg időszakban megnövekedő energiaszükséglet pótlásával, illetve az éppen erre a periódusra eső táplálkozási lehetőségek szűkülésével magyarázzák. Emellett ilyenkor a veremelő pontyok kifejezetten könnyű zsákmánynak számítanak (Roche 2001).

Míg Geidezis 1998-as vizsgálata alapján a járulékos táplálékfajok aránya elenyészőnek bizonyult, addig Ayres és García (2009) agyagbányákat újra elfoglaló egyedek esetében az egyértelmű kételtű-preferenciát észlelték annak ellenére, hogy a halzsákmányolás is biztosított volt. Ugyanígy fontos szerepet töltek be a különböző kételtűfajok, mint másodlagos zsákmányállatok egy bolgár felmérés során (Georgiev 2008), melynek során a vidra és a szürke gém *Ardea cinerea* táplálkozási niche-átfedését is vizsgálták. Érdekeség, hogy a két faj esetén a hullók fogyasztási aránya megegyezett (3,6%), a szürke gém esetén pedig szélesebb táplálkozási spektrum mutatkozott a vizsgált tavaszi-nyári időszakot tekintve.

Bár hazánkban a nagy kárókatona *Phalacrocorax carbo* kártételéhez képest a vidra halzsákmányolása elenyészőnek tekinthető (Kranz 2000), táplálkozásökológiájának behatóbb tanulmányozása nem csak természetvédelmi, hanem gazdálkodói oldalról is szükségessé vált (Kemenes és Nechay 1990, Carss és Parkinson 1996, Sulkava 1996, Lanszki et al. 1999, Lanszki et al. 2001). Az első felmérést 1987-1988

között végezte Kemenes (1991), majd ezt követte 1990. téli és kora tavaszi időszakában az első hullatékából történő táplálékösszetétel-vizsgálat (Kemenes és Nechay 1990).

Legátfogóbb képet mind táplálék-összetétel, mind a vidrák élőhelyválasztása tekintetében Lanszki különböző élőhelytípusokat felölelő cikkei adnak (Lanszki et al. 2001, 2007a, 2009). A délnyugati régió kisebb vizes élőhelyein végzett vizsgálatuk (Lanszki et al. 2009) a zsákmányolt halfajokat életterük szerint (reofil, stagnofil, eurytop) is csoportosítja. Halteleltető tavak esetében (Lanszki et al. 2007a) a kisebb súlyú fajokat részesítette a vidra előnyben, ezek adták a táplálék 96%-át. Az 500g feletti súlyú példányok elejtése minimálisnak mutatkozott (0,1-0,4%). A 2001-ben halastavakon végzett vizsgálatuk (Lanszki et al. 2001) azonban éppen ennek ellenkezőjét mutatja, ahol az 500 és 1000g közötti halak preferáltsága mutatkozott. A 500g alatti, főleg nyílt vízi fajokat, valamint az 1000g feletti példányokat elkerülték vadászataik során. Több vizsgálatot is végeztek a különböző élőhelyeken élő vidrák eltérő táplálkozási szokásairól. Egy eutróf halastórendszert, egy égerest, valamint egy lassú folyású patakot összevetve szignifikáns különbségeket tapasztaltak (Lanszki és Molnár 2003). Míg halastavaknál a hal dominált (80-94% előfordulási gyakorisággal), az égeresnél már nagyobb jelentőséget kaptak a kétéltűek (310%, 0%-a táplálékmaradványok relatív előfordulási gyakorisága), a patak esetében pedig a kétéltűek mellett a hulló- (37-48 0%) és rákfogyasztás (54 0%) is erőteljesen nőtt. Lápok esetében (Lanszki és Széles 2006) az egyes mintaterületek között jelentős különbségek mutatkoztak. Folyók és holtágak esetében is a vidrák más taxonokkal táplálkoztak, továbbá eltérő élettérből származó halfajokat

preferáltak (Lanszki és Sallai 2006).

Néhány esetben az egyébként szubdomináns tápláléktaxonok juthatnak domináns szerephez. Lanszki et al. (2006) egy téli vizsgálati időszak alatt szokatlan, megemelkedett mocsári teknős *Emys orbicularis* fogyasztását tapasztalták. Ezt az elhúzódó hideg idősakkal magyarázták, amely megnehezíti a vidrák számára a haltáplálékhoz jutást, de fontos fehérjeforrásnak számítanak a teknős egyes testrészei is.

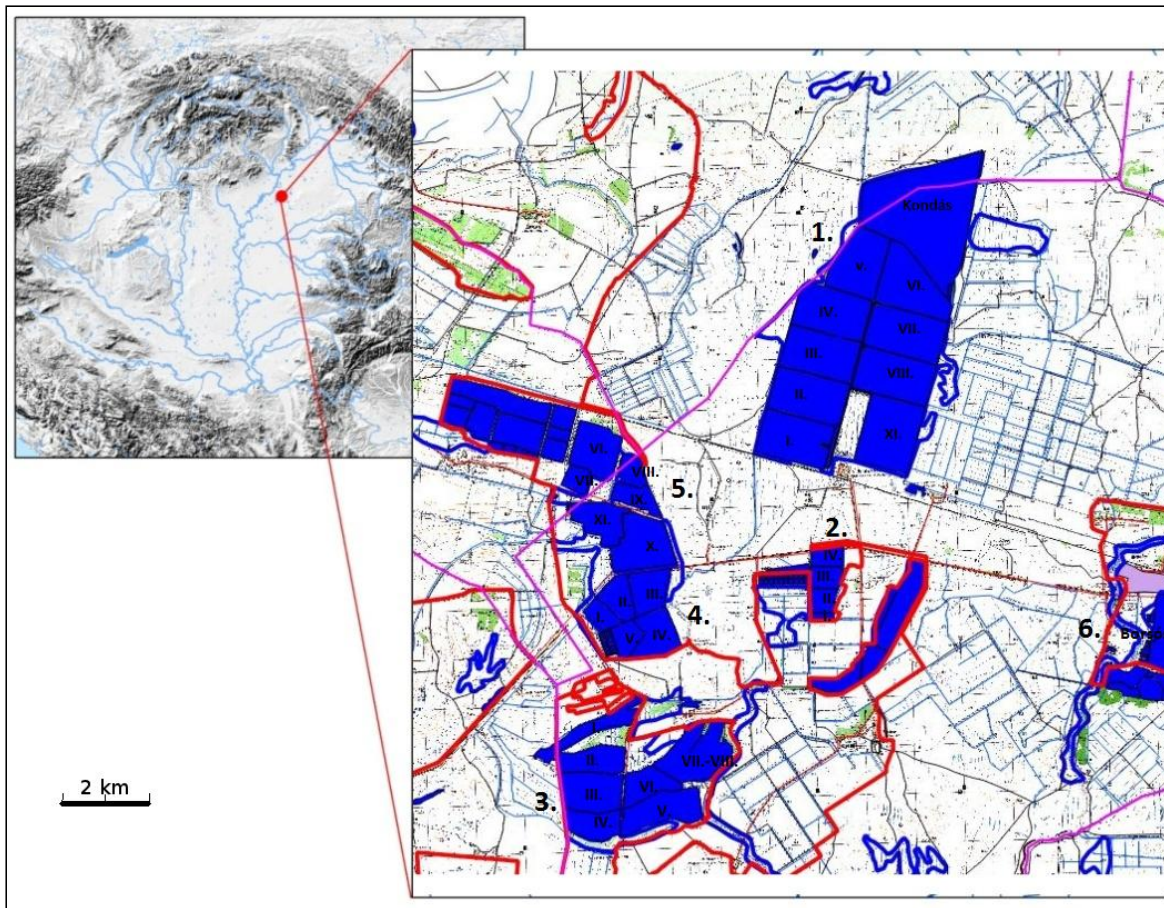
### 3. Anyag és módszer

#### 3.1. A vizsgálatba bevont tóegységek

Az 1973-ban alapított Hortobágyi Nemzeti Park Magyarország legrégebbi és mintegy 82000 hektáros területével egyben legnagyobb nemzeti parkja. Mintegy 27000 hektár a Ramsari Egyezmény hatálya alatt áll, továbbá Fontos Madárélőhely (IBA), valamint a Natura 2000 hálózat tagja, mint Madárvédelmi Terület (SPA) és Különleges Természetmegőrzési Terület (SAC). A 75 halastó mintegy 6000 hektárt ölel fel, kiváló élőhelyet biztosítva számos védett fajnak: eddig mintegy 300 madárfaj előfordulását regisztrálták, melynek közel egyharmada itt is fészkel. Vegyes gémtelepein egyre növekvő számban költ a kis kárókatona *Phalacrocorax pygmeus*, de kiemelkedően fontos fészkelő fajnak számít a kanalasgém *Platalea leucorodia*, a bölömbika *Botaurus stellaris*, a fattyúszerkő *Chlidonias hybrida*, a nyári lúd *Anser anser*. Átvonuló fajok közül kiemelendő a kis lilik *Anser erythropus*, vörösnyakú lúd *Branta ruficollis*, daru *Grus grus* és réti sas *Haliaeetus albicilla*. A lecsapolt halastavak számos gázló-, illetve partimadár, valamint sirályfaj csapatainak kínálnak kiváló táplálkozási lehetőségeket. A halastavak partszegélyének növényzetét tekintve a nád *Phragmites australis*, a sziki káka *Bolboschoenus maritimus*, a keskenylevelű gyékény *Typha angustifolia* a legjellemzőbb fajok. Az úszó hínárnövények közül a sulymot *Trapa natans*, a tündérfátyolt *Nymphoides peltata* és a békaszőlőt *Potamogeton nodosus* érdemes megemlíteni, valamint ritkábban, de előfordul a fehér tündérrózsa *Nymphaea alba* és a sárga vízitök *Nuphar lutea*.

Az általam vizsgált mintaterületek (3. ábra) nagyrészt a Nemzeti Park középső részén fekvő halastórendszerek, ez alól csak a Borsósi-víztározó jelent kivételt, amely az Aranyponty Zrt. kezelése alatt áll (1.1. Függelék).

A tóegységek kiválasztását egy előzetes, összes tóegységet magába foglaló felmérés előzte meg. Törekedtem arra, hogy a mintaterületek között szerepeljenek szomszédos, tehát az egyedek számára bármely időszakban átjárható, egymástól távol lévő, valamint csak vízfolyásokkal kapcsolatban lévő halastórendszerek is (2. kép). A víztározó kivételével a mintatavakon a Hortobágyi Halgazdaság Zrt. folytat extenzív halgazdálkodást, ezzel lefedve a Magyarországon üzemelő halastavak területének mintegy 20%-át. A szélsőséges időjárási viszonyok ellenére a tavak vízellátottsága mind mennyiségi, mind minőségi szempontból megfelelő. 1998 végétől a Hortobágyi Halgazdaság teljes területe országos jelentőségű természetvédelmi oltalom alá került. A halastavak 1999 óta a Világörökség részei. Mindegyik vizsgált tóegység körtöltéses, tehát a mély területek körbegátolásával alakították ki őket. A tavak átlagosan 60 ha méretűek, kb. 1,2 m-es vízmélységgel. Bennük jelentős méreteket öltött az üledékképződés. Vízellátásuk a Nyugati-főcsatornából, a Keleti-főcsatornából, valamint a Hortobágy-folyóból történik.



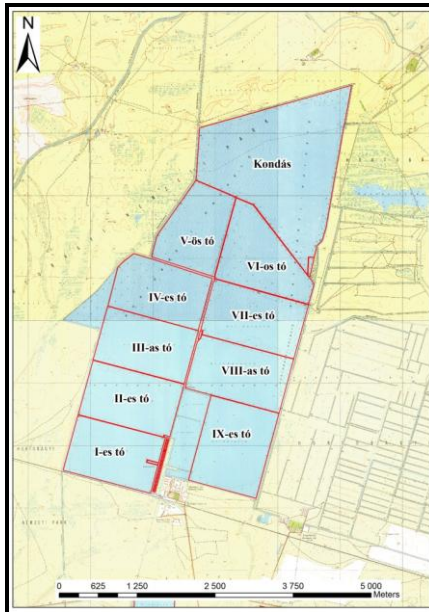
3. ábra. A vizsgálatba bevont mintaterületek földrajzi elhelyezkedése. A térképen feltüntetett számozások az alábbi tőegységeket jelölik:

- 1) Hortobágy-halastó
- 2) Akadémia
- 3) Csécs
- 4) Fényes
- 5) Gyökerkút
- 6) Borsós

### 3.1.1. Hortobágy-halastó

A minden oldalról védett területtel határolt Hortobágy-halastó (4. ábra), vagy más néven Öregtavak 1850 hektárt meghaladó összterületükkel Európa legnagyobb mesterséges halastórendszerének, valamint a világ egyik legnagyobb körtöltéses tórendszerének számítanak. Erősen elszikesedett, mocsarasodott területen, az ún. Csúnya-földön kerültek kialakításra. A haltenyésztés 1916-ban indult el, de kialakításuk csak 1950-ben fejeződött be. Az egykori tizenhét tóból az elnádásodás, gátszakadások, a szélsőséges időjárási körülmények és szárazra állítások következtében ma már csak tízben folytatnak halgazdálkodást. Ezen munkafolyamatoktól (kihelyezés, lehalászás, etetés, stb.) eltekintve a vidra számára zavarást a nádaratással járó munkák (kévék előfeldolgozása, elhordása), a turizmus, a nappali órákban az I-es és XI-es tavak déli gátjait érintő vasúti közlekedés jelenthetnek.

A főgáton felújított kisvasúti közlekedés és a gazdasági járművek mozgása a tavak felől a széles nádfalnak köszönhetően közvetlenül nem észlelhető. Több szakaszuk továbbá fehér fűzzel *Salix alba*, törékeny fűzzel *Salix fragilis*, illetve rekettyefűzzel *Salix cinerea* sűrűn benőtt, amelyek kiváló lehetőséget nyújtanak kotorekkészítésre. A vízellátás a halastói tápcsatornából a Nyugati-főcsatornán keresztül gravitációsan biztosított. A lecsapolás az Árkus-csatornába és a Hortobágy-folyóba történik. Halteleltető tavaiból – azok rossz állapota folytán – csak néhány van használatban. A tórendszert kiemelkedő fontosságú vízimadárvilága révén nemzetközileg is elismert Ramsari-területté nyilvánították.



4. ábra. Hortobágy-halastó tógység földrajzi elhelyezkedése  
(A gyűjtőutakat piros szín jelzi)



2. kép. Hortobágy-halastó II. tó. A halastavak nagy kiterjedésükkel, bőséges táplálékforrásukkal, dús vegetációjukkal kiváló élőhelyet biztosítanak a vidrák számára.

### 3.1.2. Akadémia-tavak

Az ivadéknevelő tóegység (5. ábra) három, egymástól távolabb lévő tórendszerből áll (Kungyörgy-tavak, Malomháza-tavak, Ivadéknevelő, vagy másnéven Akadémia-tavak). A négy tóból, valamint húsz, összesen 24 hektáros anyahaltároló medencéből és 6 db 0,6ha összterületű halteleltető medencéből álló Akadémia-halastórendszer mintegy 110 hektáron terül el közvetlenül a nemzeti parkot átszelő 33-as számú főút szomszédságában.

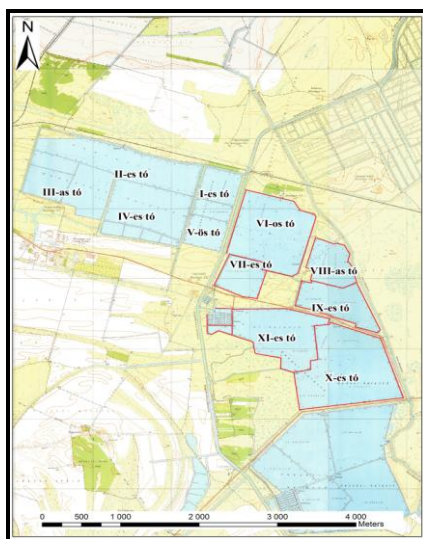


5. ábra. Az Akadémia-tóegység földrajzi elhelyezkedése

A tavak átlagos mélysége eléri az 1,5 m-t, fő profiljuk a zsenge, előnevelt, egynyaras ivadék- és tenyészhal előállítására. Az Öregtavaktól szikes pusztára választja el, amely biztosítja a vidrák átjárását a két tórendszer között.

### 3.1.3. Gyökéerkút

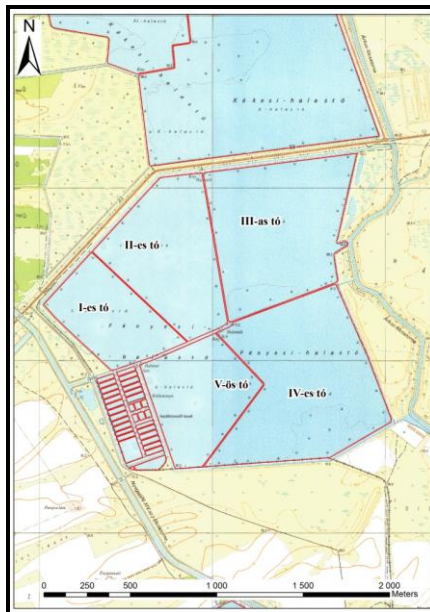
Az 1950 és 1953 között épített tóegység Hortobágy községtől nyugatra, a 33-as számú főút és a Debrecen-Füzesabony vasútvonal között, az Árkus-főcsatornától jobbra, a Nyugati-főcsatorna mindkét oldalán helyezkedik el (6. ábra). Eredetileg tíz termelő tavából jelenleg hat üzemel az 581 hektáros összterületből mintegy 385 hektáron. A tóegységhez tartozik még 20 db 0,1 ha kiterjedésű halteleltető medence. A tavak átlagos vízmélysége 1,0 méter, vízellátásuk a Nyugati-főcsatornából biztosított, részben gravitációs, részben szivattyús megoldással. A lecsapolás az Árkus-csatornán keresztül történik. Legdélebben fekvő tavait a szomszédos Fényes-tóegységtől a 33-as számú főút választja el, itt a faj gyakori átjárása észlelhető. Horgásztavain az állandó emberi jelenlét miatt a vidrák előfordulása rapszodikus.



6. ábra. A Gyökéerkúti-tóegység földrajzi elhelyezkedése

### 3.1.4. Fényes

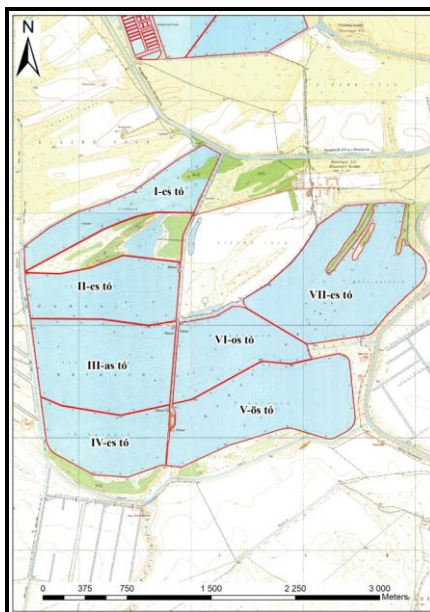
Az 1952-ben épült tóegység (7. ábra) a 33-as számú főút déli oldalán terül el öt termelő tavával és 35 db halteleltető medencéjével, amelyek kiterjedése 7 ha. Az ezzel megegyező évben elkészült Csécsitóegységgel együtt alkotják az Árkus-tóegységet. A tavak nettó területe 235 ha. Átlagos vízmélységük 1,6 méter. Vízellátásuk a Nyugati-főcsatornából történik, lecsapolásukat az Árkus-csatornán át végzik.



7. ábra. A Fényes-tóegység földrajzi elhelyezkedése

### 3.1.5. Csécs

A tóegység (8. ábra) Hortobágy községtől nyugatra, a 33-as számú főút déli oldalán, a Nyugati-főcsatorna és az Árkus-főcsatorna kereszteződésénél helyezkedik el. A halastavak építését 1959-ben fejezték be. Hét termelő tóból (a VII. és VIII. egybenyílt) áll, főgátján műút húzódik. Átlagos vízmélysége 1m.



8. ábra. A Csécsi-tóegység földrajzi elhelyezkedése

### 3.1.6. Borsósi-víztározó

A víztározón a többi tóegységgel ellentétben nem a Hortobágyi Halgazdaság Zrt., hanem az Aranypony Halászati Zrt. folytat halgazdálkodást (9. ábra). A víztározó Hortobágy községtől délre, a Hortobágy-főcsatorna bal partján helyezkedik el. Vizét is ebből a főcsatornából kapja. Nettó területe kb. 119 hektár, vízmélysége 70-

80cm. 1 db kiegyenlítő tóval és hat, beton burkolattal ellátott halteleltető medencével rendelkezik. Körtöltésének hossza meghaladja az 5700 métert. Telepítése előnevelt példányokkal történik, hasonlóan a többi mintavételi területhez itt is pontyra alapozott vegyes állománnyal.



9. ábra. A Borsósi-víztározó földrajzi elhelyezkedése

## 3.2. Mintavételi módszerek

### 3.2.1. Élőhelyhasználat-vizsgálat

Az adatgyűjtés havi rendszerességgel történt 2004. december és 2007. január között. A mintagyűjtést a hortobágyi Öregtavakat tekintve egy 2 éves felmérő vizsgálat előzte meg. A vidramozgás nyomonkövetése céljából a tavakat határoló gátakat tekintettem standard útvonalnak, melyek hossza 7 és 35 km között változott. Átlagosan 16,9 km (összesen mintegy 2900 km) napi bejárása történt

meg a mintegy 143 terepnap ideje alatt. Az itt észlelt – egyértelműen vidrától származó – vidraváltók kerültek pontos feltérképezésre (3. kép), de figyelembe vettem az összes alábbi észlelhető nyomjelet:

-az iszapban, illetve hóban kirajzolódó lábnyomokat, melyeken a talppárna csak néhány esetben, viszont az ujjak szinte mindig kivehetők voltak (4. kép),

-hullatékot, amely állaga, színe és jellegzetes pézsmailata alapján egyszerűen beazonosítható, illetve az anális váladékot, mely a hullatéknál nyálkásabb állagú és ritkábban, főként a tavaszi időszakban előforduló nyomjel,

-fűkupacok, kaparásnyomok, játszóhelyek jelenlétét, melyek leginkább a partoldalban lévő növényzetben észlelhetők (5. kép),

-táplálékmaradványokat.



3. kép. A vidrák csapásait legtöbbször egyértelműen jelzik a rajtuk hagyott hullatékkupacok és lábnyomok, valamint kiszáradt fűfoltok



4. kép. A hóban jól kivehető, csúszásnyommal kísért vidra lábnyomok



5. kép. A mintaterületen található hullatékok jelentős része territóriumjelző szándékkal, fűből készült kupacon van elhelyezve

Az adatgyűjtést reggel 8 és délután 16 óra között végeztem standard vonaltranszekt mentén. Egy 1:10000 felbontású térképen jelöltem az észlelt hullatékot – színük és állaguk alapján külön jelölve

a frisset, illetve régít, a táplálékmaradványokat – főként pikkelyeket, vérfoltokat –, váltókat, valamint a ritkábban iszapban, inkább hóban észlelt lábnyomsorokat. A területjelzés állandó használatára utaló analízis váladékot elenyésző számban találtam, csak bizonyos időszakra koncentrálódva. Az ürülékek gyakoriságából egyedszámra nem, relatív aktivitás-sűrűsége viszont következtettem (Ottino és Giller 2004, Yoxon és Yoxon 2014). Figyelembe kellett vennem a tényt, hogy a vidrák a nyári időszakban jóval kevesebb alkalommal helyeznek el ürüléket, mint télen, amikor is a szaporodási időszak tart. Nyáron ellenben legtöbbször a vízben kerül kibocsájtásra, így nem csak a dús vegetáció nehezíti meg a minták begyűjtését. Néhány korábbi vizsgálattal ellentétben (Kruuk 1995, Prigioni et al. 2005) esetemben az ürülékek számát az ürítkező helyek számától nem lehetett különválasztani, a gyakran egymást érő ürítkező pontok összeolvadása miatt. Érdekes, hogy a hulladék fűkupacra történő elhelyezése megközelítőleg 100%-osnak bizonyult, mivel itt ritkábban találtak olyan kiemelkedő tereppontot, amelyre elhelyezve a hulladék jelzésértéke magasabb lett volna a fajtársak számára. Az ismétlést elkerülendő, az adatgyűjtést követően az észlelt hulladékok eltávolításra kerültek. A változók kiválasztásánál figyelembe vettem, melyek lehetnek hatással a vidrák élőhelyválasztására, mozgására (1. táblázat). A begyűjtött minták táplálékösszetétel-vizsgálatra kerültek.

A változók között szerepelnek a mintatavak állapotai (1.2. Függelék), tehát az éppen aktuális vízfeltöltési, vagy leengedési státuszaik. Korábbi tapasztalataim azt mutatták, hogy a lecsapolásokkal szárazra kerülő kotorékokat a tó feltöltésével a vidrák újra elfoglalták, amely viselkedés a faj vizsgálata során sok kutató számára gyakran

megkérdőjelezett volt. A vegetációhoz köthető változók a már korábban említett szempontokon kívül is fontos szerepet töltenek be. A tóegységek mindegyikén található olyan gát, amely átszakadás, vagy a rajta található növényzet elburjánzása következtében járhatatlanná vált. Nyomjeleik alapján a vidrák nem preferálták ezen szakaszokat. Vizsgáltam továbbá az olyan, náddal borított szigetek (a továbbiakban: nádszigetek) jelentőségét is, melyek zavartalan menedéket nyújtanak az ott élő egyedek számára.

A tavakba kihelyezett, majd lehalászott halak számának és súlyának adatait feldolgozhattam, viszont a közlésre nem kaptam engedélyt – gazdálkodó szervről lévén szó.

A halgazdálkodás szempontjából a csatornában történő gyors vízfolyást viszonylag kevés fa megtartásával próbálják elősegíteni. Mivel a vidra számára elsősorban ezek a vízbe nyúló gyökerekkel rendelkező fák kínálják a legbiztonságosabb kotorékkészítési lehetőséget, ezért minden járható gátszakaszon rögzítettem a számukat.

A csatornák, mint változók közül azokat emelem ki, melyek partfaluk magassága következtében nagyobb takarást, s ezáltal biztonságot nyújtanak a vidrák számára. Erre legjobb példát a gyökérkúti tavaknál húzódó Árkus-csatorna szolgáltat. Számos nyom utalt továbbá arra, hogy a csatornákat ezeken a területeken gyakran kotorékkészítésre is alkalmasnak találják, a viszonylag magas partfalba fúrnak be, melyek bejáratát sokszor egyáltalán nem lepi el víz. Ennek ellenére a tavakat innen látogatják táplálékszerzés céljából. Ez mind az Öregtavak, mind a Csécsi- és a Gyökérkúti-tóegység esetében megfigyelhető. Fészkelésre szintén előszeretettel használják a tavakban található nádszigeteket, amelyek számos tóegységen megtalálhatók).

1. táblázat. A vizsgált változók a kutatás során kiválasztott Fényes-, Csécs-, Gyökérkút-, Halastó- és Akadémia-tóegységeken, valamint a Borsósi-víztározón

<b>GIS adatok</b>	<b>Halgazdasági adatok</b>	<b>Terepadatok</b>	<b>Internet forrás</b>
Gát hossza (m)	Vízmélység (m)	A gátakon lévő fák száma (db)	Lakosság száma (fő)
Tó méret (ha)	Csatorna vízsebessége (m <sup>3</sup> /s)	Tópart-meredekség (min)	
Tórendszer mérete (ha)	Teletötavak száma	Tópart-meredekség (max)	
Nádfal szélessége (m)	Teletötavak összterülete (ha)	Csatornapart-meredekség (min)	
Csatorna távolsága (m)	Kihelyezett halak száma	Csatornapart-meredekség (max)	
Csatorna hossza (m)	Gát típus (K-külső, B- belső)		
Lakott település közelsége (m)	Kihelyezett halak összszülya (kg)		
Tanyák száma 3 km-es körzetben	Lehalászott halak száma (db)		
Legközelebbi út távolsága (m)	Lehalászott halak összszülya (kg)		
Nádszigetek száma (db)	Vízszint (státusz)		
Nádszigetek összkiterjedése (ha)			
Vadászat			
Teletötavak jelenléte			
Gátakhoz és csatornákhöz legközelebbi mezőgazdasági terület jelenléte			
Gátakhoz és csatornákhöz legközelebbi erdő jelenléte			
Gátakhoz és csatornákhöz legközelebbi libatelep jelenléte			
Gátakhoz és csatornákhöz legközelebbi vasút jelenléte			

A telelőtavak jelentőségét hazánkban Lanszki et al. (2007a) vizsgálta. A téli időszakban főleg ezek a kis kiterjedésű, ugyanakkor hallal bőségesen ellátott tavak nyújtanak kiváló táplálkozási lehetőséget a vidrák számára, így jelenlétükkel és esetleges hatásukkal én is számoltam. Zavarástűrés szempontjából vizsgáltam, hogyan befolyásolja a vidrák mozgását az utak (a tóegységek közötti és a főúton történő járműforgalom), vasút (hang-és fényszennyezés), tanyák (állattartás, kutyás őrzés) és egyéb emberi behatások (pl. vadászat) jelenléte. A függő és független változók leíró statisztikáit a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat. A függő és magyarázó változók leíró statisztikájának táblázata a vizsgált tóegységek adatainak felhasználásával (Fényes, Csécs, Gyökérkút, Hortobágy-halastó, Akadémia, Borsós)

<b>Változó</b>	<b>Minimum</b>	<b>Median</b>	<b>Átlag</b>	<b>Maximum</b>
Vidraváltók száma	0	2	4,87	243
Friss hulladék száma	0	0	1,82	132
Régi hulladék sűrűsége	0	0	1,68	112
Nyomsűrűség (N/m)	0	0	0	0,53
Friss hulladék sűrűsége (N/m)	0	0	0	0,09
Gát hossza (m)	150	1100	1247,21	4800
Tó mérete (ha)	8	60	81,87	470
Tórendszer összterülete (ha)	107	754	806,99	1676
Nádfal szélessége (m)	10	80	154,05	920
Tó vízmélysége (m)	0,6	1	1,02	1,6
Csatorna távolsága (m)	10	12,5	18,97	50
Csatornahossz (m)	1850	12000	13097,23	20750

2. táblázat (folytatás). A függő és magyarázó változók leíró statisztikájának táblázata a vizsgált tőegységek adatainak felhasználásával (Fényes, Csécs, Gyökérvíz, Hortobágy-halastó, Akadémia, Borsós)

<b>Változó</b>	<b>Minimum</b>	<b>Median</b>	<b>Átlag</b>	<b>Maximum</b>
A telelőtavak száma (db)	0	26	26,53	40
A telelőtavak összterülete (ha)	0	2,4	7,13	23,6
Fák száma (db)	0	2	3,71	32
A partfal minimum meredeksége	10	30	38,23	80
A partfal maximum meredeksége	10	45	44,1	90
A csatornapart minimum meredeksége	0	45	45,4	80
A partfal maximum meredeksége	10	45	44,1	90
A csatornapart minimum meredeksége	0	45	45,4	80
A csatornapart maximum meredeksége	0	50	58,45	90
A kihelyezett halak száma	0	275	456058,56	8115000
A lehalászott halak száma	0	0	46939,72	514270
A kihelyezett halak súlya	0	0	35298,58	811500
A lehalászott halak súlya	0	0	24251,47	116533
Kihelyezett halfajok száma	0	0,5	2,87	11
Lehalászott halfajok száma	0	0	2,61	11
Település közelsége (m)	75	1200	816,23	1500
Települések száma	23	63	83,39	1400
Tanyák száma	4	5	5,34	8
Utak távolsága (m)	12,5	37,5	774,77	2500
A nádszigetek száma	0	0	1,04	4
A nádszigetek összterülete (ha)	0	0	4,98	57

## **3.2.2. Táplálékösszetétel-vizsgálat**

### **3.2.2.1. Mintagyűjtés**

A mintavételre 2005. január és 2007. január között havi rendszerességgel került sor. Figyelembe véve, hogy fokozottan védett fajról van szó, a hulladék begyűjtése csekély mértékben zavarja az állatok életritmusát. A tavak közti, illetve a tavakat határoló gátakon, standard útvonalon történt a bejárás, amelyet leginkább az élőhelyi adottságok szabtak meg (5. kép, 1.1. Függelék). Főként a gátakon található vidraváltókról származtak a vizsgált ürülékek. A begyűjtési helyek nem csak a járt útvonalat, hanem a gátak mentén a tavak, csatornák partjához való leereszkedést is magukban foglalták. Mind a tavak közötti, mind a tavakat körülhatároló külső gátak bejárásra kerültek, az összes gátat tekintve azok 97%-át havi rendszerességgel mintáztam. A felmérés során mellőzött gátak (Halastó I.-II, II.-III. közti gát, Fényes I.-II. közti gát) a környezeti feltételek (például átszakadás, áthatolhatatlan növényzet) miatt nem voltak vizsgálhatók. Különös figyelmet kaptak a műtárgyak (átemelő zsilipek), hidak, lépcsők, fák, ismert vidrakotorékok, mivel ezek közvetlen környékét a vidrák előszeretettel jelölik. A mintavételezés helyszínéül egyaránt szolgáltak a halgazdasági járművekkel, a turisták által járt, valamint a csak állatok által használt gátak is. Utóbbiak esetében a minták észlelését és gyűjtését jelentősen nehezítette a sűrű növényzet, mivel ezen gátszakaszok járművekkel alig megközelíthetőek, így rajtuk a nádaratás is mellőzött. Ilyen szakaszok voltak például az Öregtavak III.-IV. és VII.-VIII. gátjai. Az átszakadt gátak teljes szakaszának bejárása sem volt megvalósítható. Az egyes mintákat egymástól elkülönítve

kezeltém, hogy a továbbiakban a gyűjtés pontos helye és ideje könnyen azonosítható legyen. Mivel egyes tőegységek méretéből és elosztásából adódóan a bejárás néha több napot is igénybe vett, bizonyos gátak megközelítése csak néhány gát ismételt bejárásával vált megvalósíthatóvá. Az ismétlés hibáját kizárandó ezen gátak adatai nem kerültek következő napon felvételre, valamint a minták begyűjtése már előző bejárásakor megtörtént.



5. kép. A befagyott tápcsatorna jégén a vidrára utaló csúszás- és lábnyomok, valamint táplálékmaradványok kiválóan észlelhetők (Öregtavak)

### **3.2.2.2. Mintaelemzés**

A papírtasakokban egyesével gyűjtött és azonosítóval ellátott, kiszáritott hullatékmintákat feldolgozásuk előtt – a nedves technikának megfelelően – néhány órán át áztattam. A 0,5 mm-es lyukátmérőjű szűrőn való átmosást és szobahőmérsékleten történő szárítást követően az azonosítható maradványok kiválogatásra és elkülönítésre kerültek. A

taxonómiai meghatározást határozókulcsok (Berinkey 1966, Wise 1980, Pintér 1989, Knollseisen 1996, Harka és Sallai 2004) és sztereomikroszkóp segítették. A táplálék összetételének analízise standard módszer alapján, a talált hullatékokban lévő pikkelyek, csontmaradványok és egyéb alkotók vizsgálatával történt (Webb 1979, Conroy et al. 1993). A pontos azonosítás érdekében saját gyűjtésből származó csont-referenciasort és pikkelygyűjteményt is használtam. Az óvatosan szétválasztott ürülékmaradványokból elkülönítettem az azonosításra alkalmas darabokat, mint például garatfogakat, kopolyúfedő-csontokat, kulcscsontot, állkapocs-csontokat, stb. A minimális egyedszám-becslést a jellegzetes, könnyen meghatározható csontok száma alapján végeztem (Carss et al. 1996, Lanszki és Körmendi 1996). A kapott eredmények alapján értékelhetővé vált, milyen fajokat részesít előnyben a vidra, illetve ezek a halak milyen arányban kerülnek ki a gazdaságilag értékes fajok közül. Halgazdaság lévén pontos, de publikálásra nem engedélyezett adatok álltak rendelkezésre az egyes tavakba telepített halfajokról és azok számáról. A táplálékmaradványokat az alábbi csoportokra osztottam: 1. halak, 2. kétéltűek, 3. hüllők, 4. madarak, 5. emlősök, 6. rovarok, 7. puhatestűek, 8. egyéb taxon (nem azonosítható, vagy a zsákmányfaj predálásával a tápcsatornába bekerült táplálékmaradványok).

Az azonosított halfajokat a talált csontok mérete alapján tömegkategóriákba soroltam be (Lanszki et al. 2001, Lanszki és Sallai 2006). Ezeket a különböző méretű referenciacsontokkal hasonlítottam össze, így állapítva meg a predált faj tömegét. A méret azonosításához emellett határozókulcsokat is használtam (Libois et al. 1987, Conroy et al. 1993). A légszáraz ürülékben elválasztásra kerültek az átlagosan

1000g feletti halfajok egyedeitől származó maradványok. A halak méretére éppen az azonosított pikkelyek és csontok morfometriai tulajdonságaiból adódóan következtettem. Pontyfélék határozását legeredményesebben a garatfogak elemzése alapján végeztem, egyéb halfajok pikkelyekből és kopoltyú-, illetve egyéb csontok (pl. harcsa esetében) sajátosságaiból határoztam. A vizsgált maradványok méretéből következtetni lehet a zsákmány egyes morfometriai tulajdonságaira is. A madarak határozását tollmaradványok (Brown et al. 1993), emlősök esetében (pl. pézsmapocok) a meg nem emésztett szőrszálak segítették (Day 1966). Utóbbiak esetében vidra-referenciaszőr mikroszkópos vizsgálatával kizártam saját szőrének jelenlétét. Ehhez tárgylemezen zselatin-oldatba ágyazott, majd az arról lehúzott szőrszálak által hátrahagyott kutikulamintázatot vettem figyelembe (Lanszki 2002). Kétéltűeknél a jellegzetes ileum- és frontoparietale-csontok segítették az azonosítást (Böhme 1977, Knollseisen 1996, 6. kép). Ízeltlábúak és puhatestűek határozása a megemésztetlen kültakaró-darabokból történt (Móczár 1969).

Megbecsültem a gazdaságilag értékes halfajok (csuka *Esox lucius*, amur *Ctenopharyngodon idella*, fehér busa *Hypophthalmichthys molitrix*, ponty *Cyprinus carpio*, compó *Tinca tinca*, süllő *Stizostedion lucioperca*) arányát a táplálékban (4. táblázat). Azon fajokat tekintettem gazdaságilag értékesnek, melyek a lehalásztást követően értékesítésre kerültek.



6. kép. A mintaterületen főleg a halágyak mütárgyain találhatóak vidrák által hátrahagyott kétéltű-maradványok

Meghatároztam továbbá a téli hónapokban gyűjtött mintákban előforduló azon halfajok arányát, melyek ebben az időszakban jellemzően nyugalmi állapotban vannak. A táplálkozási habitat-besorolásukból kiindulva állapítottam meg, mely fajokra jellemző ez a nyugalmi állapot (Halasi-Kovács és Tóthmérész 2011, 3. táblázat).

3. táblázat. A különböző halfajok besorolása táplálkozási habitatuk alapján (Halasi-Kovács és Tóthmérész 2011)

<b>Halfaj</b>	<b>Táplálkozási habitat</b>
Amur	metafitikus
Fehér busa	nyíltvízi
Ponty	bentikus
Compó	bentikus
Dévérkeszeg	nyíltvízi/bentikus
Vörösszárnyú keszeg	metafitikus
<i>Carassius sp.</i>	metafitikus
Csuka	metafitikus
Sügér	metafitikus
Vágódurbincs	bentikus
Kínai razbóra	metafitikus
Balin	nyíltvízi
Süllő	bentikus
Törpeharcsa	bentikus
Naphal	metafitikus
Kurta baing	metafitikus
Küsz	nyíltvízi

4. táblázat. A különböző halfajok besorolása gazdasági megítélésük szerint, súlykategóriákra bontva. (Súlykategóriák: < 50g; 50-100g; 100-500g; 500-1000g; > 1000 g)

Halfaj	Súlykategóriák				
	< 50g	50-100g	100-500g	500-1000g	> 1000 g
Amur ( <i>Ctenopharyngodon idella</i> )	É	É	É	É	É
Fehér busa ( <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> )	É	É	É	É	É
Ponty ( <i>Cyprinus carpio</i> )	É	É	É	É	É
Compó ( <i>Tinca tinca</i> )	É	É	É	É	É
Dévékeszeg ( <i>Abramis brama</i> )	K	K	K	K	K
Vörösszárný keszeg ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> )	K	K	K	K	K
<i>Carassius sp.</i>	J	J	J	J	J
Csuka ( <i>Esox lucius</i> )	É	É	É	É	É
Sügér ( <i>Perca fluviatilis</i> )	J	J	J	J	J
Vágódurbincs ( <i>Gymnocephalus cernuus</i> )	J	J	J	J	J
Kínai razbóra ( <i>Pseudorasbora parva</i> )	K	K	K	K	K
Balin ( <i>Aspius aspius</i> )	K	K	K	K	K
Süllő ( <i>Stizostedion lucioperca</i> )	É	É	É	É	É
Törpeharcsa ( <i>Ameiurus sp.</i> )	J	J	J	J	J
Naphal ( <i>Lepomis gibbosus</i> )	J	J	J	J	J
Kurta baing ( <i>Leucaspius delineatus</i> )	K	K	K	K	K
Küsz ( <i>Alburnus alburnus</i> )	K	K	K	K	K

A különböző halfaj kategóriák jelölése: É- gazdaságilag értékes; K- járulékos hal (gazdaságilag közömbös); J-gazdasági szempontból jelentéktelen

### 3.2.3. Statisztikai módszer

#### 3.2.3.1. Élőhelyhasználat-vizsgálat

A hullatékok és vidraváltók gátankénti sűrűségét úgy számítottam ki, hogy ezen jelek gátankénti számát elosztottam a gát hosszával.

A környezeti változók fontosságának megállapításához lineáris kevert modellt használtam, az R statisztikai program lme4 csomagját alkalmazva (R Development Core Team 2009). A modell-illesztés során a friss hulladék és a váltók sűrűségét mint függő változókat tekintettem, míg a numerikus változókat fix folytonos magyarázó változókként szerepeltettem. A környezeti kategóriaváltozókat szintén fix változókként szerepeltettem a modellben. Annak érdekében, hogy elkerüljem az autokorreláció által okozott lehetséges hibákat, a halastavakat és a gátakat random faktorokként kezeltem, az évet és a hónapot pedig beágyazott random faktorként használtam modell-illesztéskor. Emellett a magyarázó változók összes lehetséges elsőrendű interakcióját is beemeltem a modellbe. A modell építéskor első lépésként létrehoztam a teljes modellt, azaz minden random és fix magyarázó változót beletettem, majd pedig minden futtatás után a legkevésbé szignifikáns változót kivettem a modellből. Egy fix magyarázó változót szignifikánsnak tekintettem, ha a modell-statisztikában a hozzá tartozó t-érték abszolút értéke  $> 2,0$  (Crawley 2007), ami konzervatív statisztikai megközelítésen alapul. Nem-szignifikáns hatású változó kivétele után a két egymást követő modellt az R-program anova függvényével is összehasonlítottam, és csak abban az esetben tekintettem a változó elhagyását jogosnak, ha az anova-teszt

eredménye nem volt szignifikáns. Egy változó kivétele után egyesével visszaemeltem a korábban kivett változókat, és ezek nem-szignifikáns hatását újra ellenőriztem. Ezt a lépéssorozatot addig ismételttem, míg a modellben szereplő összes változónak szignifikáns maradt a hatása, így kapva meg az úgynevezett minimális modellt (Pinheiro és Bates 2009).

### 3.2.3.2. Táplálékösszetétel-vizsgálat

Az analízis során az alábbi függő változókat vettem figyelembe: (1) Ivlev-féle halpreferencia-index (2) preferencia a gazdaságilag értékes halfajokat tekintve (3) preferencia nyugalmi állapotban lévő halfajokra és (4) táplálkozási niche-szélesség.

Elsőként a mintákban található halfajok minimális egyedszáma, majd a táplálkozási niche-szélesség és relatív előfordulási gyakoriság került meghatározásra. A táplálkozási niche-szélesség számítása a Levins-féle módszer (1968) alapján történt:

$$B=1/\sum p_i^2,$$

ahol  $p_i$  az  $i$ -edik taxon relatív előfordulási gyakoriságát,  $B$ - a táplálkozási niche-szélességet (melynek értéke 0-tól  $n$ -ig terjed), valamint  $n$  a tápláléktaxonok számát takarja. Az Ivlev-féle preferencia-indexet a következőképpen számítottam (Krebs 1999):

$$E_i=(r_i-n_i)/(r_i+n_i),$$

ahol:  $E_i$  az Ivlev-féle preferencia index,

$r_i$  az adott faj relatív előfordulási gyakoriságának százaléka a táplálékban,

$n_i$  az adott faj relatív előfordulási gyakoriságának aránya a környezetben.

A tavakban található halkészletről a lehalászások alkalmával történt az adatgyűjtés. A halak a következő súlykategóriákba kerültek besorolásra: (1) <50g; (2) 50-100g; (3) 100-500g; (4) 500-1000g; (5) >1000g (Lanszki és Körmendi 1996). Mivel nem volt elegendő adatpont ahhoz, hogy a halpreferencián kívül függő változókra lineáris kevert modelleket lehessen illeszteni, ezek esetében kétváltozós teszteket futtattam. Mivel ezen változók egyike sem volt normáleloszlású, a kategóriák száma alapján a nemparametrikus Kruskal-Wallis vagy Mann-Whitney tesztek lettek futtatva. Ezek segítségével állapítottam meg, van-e hatása a kategória-típusú magyarázó változónak. A halpreferencia esetében lineáris kevert modellt használtam, hogy kontrollálni lehessen a tőegységek esetleges autokorrelációs hatására, illetve a függő változónak a normáleloszlástól való eltérésére. Az elemzések során visszafelé haladó lépésenkénti modellszelekciót alkalmaztam, ezzel azokat a magyarázó változókat távolítottam el a modelltől, melyhez tartozó t-értéknek 2,00-nál nagyobb volt az abszolút értéke (Crawley 2007). A téli hónapok mintái további elemzésre kerültek, az ekkor gyűjtött hullatékokból a különböző táplálkozási habitatban élő fajok (Halasi-Kovács és Tóthmérész 2011) egyedeinek maradványai lettek elkülönítve. A táplálkozási habitat-besorolás alapján a halfajok csoportosíthatók nyugalmi állapotba kerülő (pl.: amur, ponty, compó, kárász) és nem kerülő (pl.: fehér busa, dévérkeszeg, csuka, sügér, süllő) fajokra, így vizsgálható a vidra zavarásának mértéke a lelassult anyagcseréjű fajok körében (Tölg és Tasnádi 1996, Bíró 2011).

## 4. Eredmények

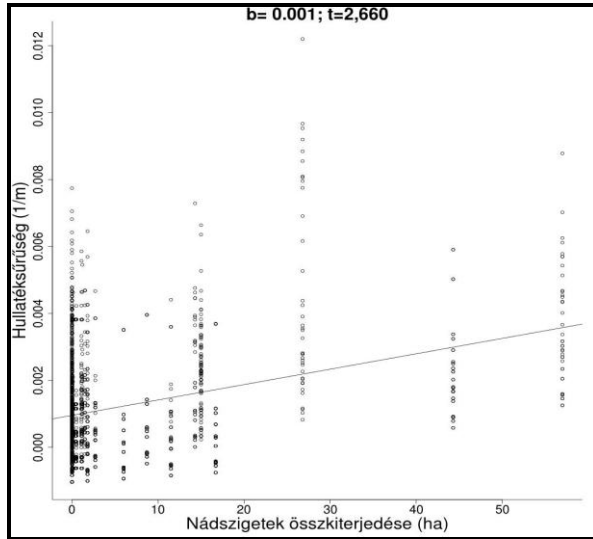
### 4.1. Élőhelyhasználat-vizsgálat

#### 4.1.1. Az élőhely-használat fenológiája

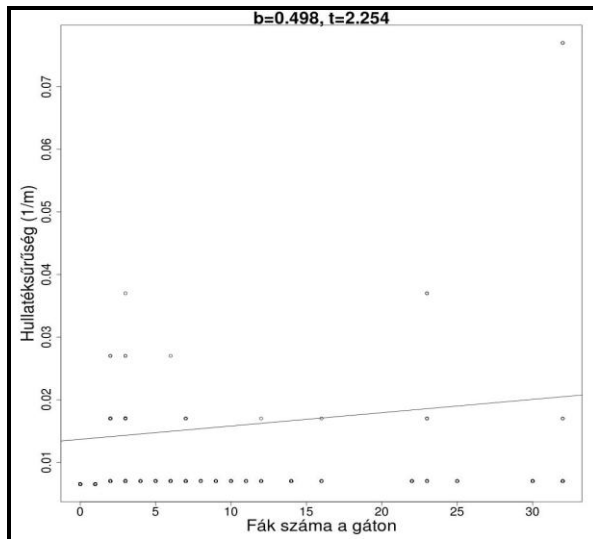
A vizsgálat időtartama alatt a vidraváltók sűrűsége 0,000 és 0,533 váltó/m között változott (átlag $\pm$ SE=0.004  $\pm$ 0.013 váltó/m), a friss hulladék sűrűsége 0,000 és 0,085 hulladék/m (0.001 $\pm$ 0.005 hulladék/m) között. Azonban mindkét változó markáns havi változatosságot mutatott: míg a vidraváltók sűrűsége 0,001 és 0,002 váltó/m között mozgott, ez az érték a hulladékok esetén 0,001 és 0,005 közé esett. Mind a vidraváltók, mind a hulladékok számában jelentős területek közötti változatosság volt megfigyelhető: míg a vidraváltók sűrűsége 0,002 és 0,006 váltó/m között mozgott, ez az érték a hulladékok esetén 0,0001 és 0,004 közé esett.

#### 4.1.2. Lineáris kevert modell alkalmazásával kapott eredmények

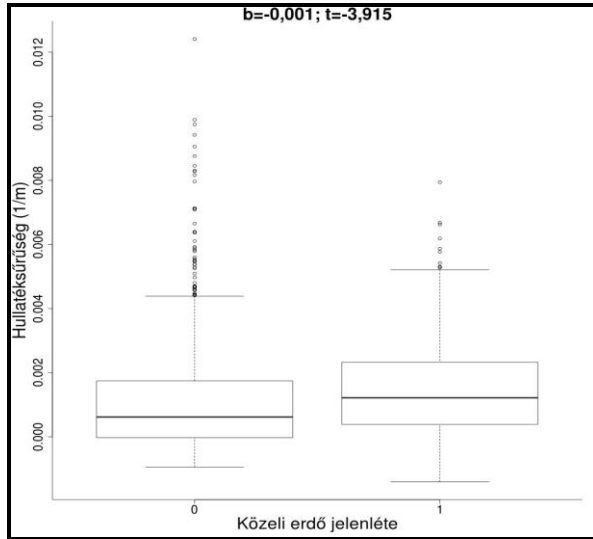
Mivel a vidraváltók és a hulladékok száma korrelált (Pearson-féle rangkorreláció,  $r=0,162$ ,  $p<0,01$ ), ezért csak a hulladékok sűrűségét vettem alapul a modellben, mint függő változót. A friss hulladék sűrűségét tekintve mint függő változót, az alábbi numerikus és kategória-változóként kezelt fix faktorokat találtam szignifikánsnak: nádszigetek kiterjedése ( $t=2,660$ , 10. ábra), a gátakon lévő fák száma ( $t=2,254$ , 11. ábra), erdők jelenléte ( $t=-3,915$ , 12. ábra), települések jelenléte ( $t=-2,720$ , 13. ábra), és a közeli legeltetett területek jelenléte ( $t=-3,453$ , 14. ábra).



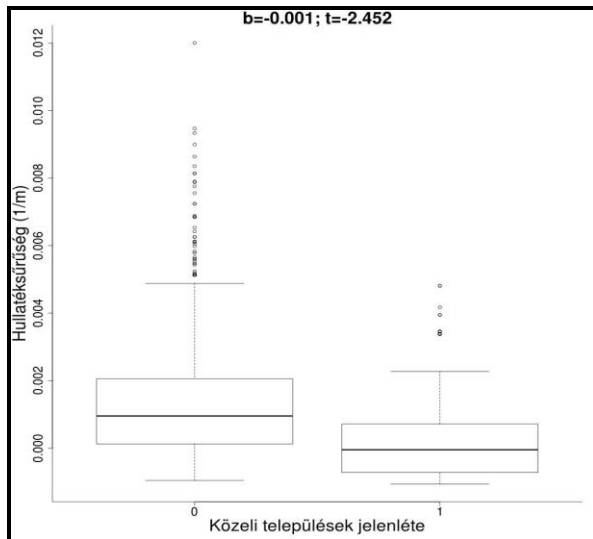
10. ábra. A nádszigetek kiterjedése (ha) és a friss hulladék sűrűsége (1/m) közötti korrelációs kapcsolat



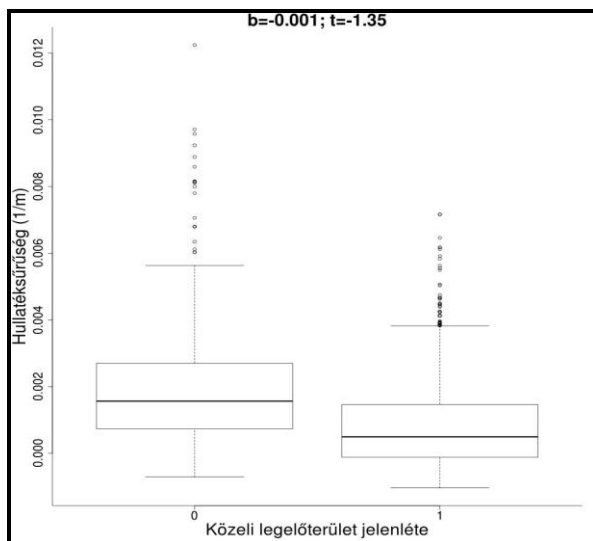
11. ábra. A gáton lévő fák száma és a friss hulladék sűrűsége (1/m) közötti korrelációs kapcsolat



12. ábra. Az erdők jelenléte és a friss hulladék sűrűsége (1/m) közötti korrelációs kapcsolat (0- vidrára utaló nyomjel hiánya, 1- vidrára utaló nyomjel)



13. ábra. A lakott település közelsége és a friss hulladék friss hulladék sűrűsége (1/m) közötti korrelációs kapcsolat (0- vidrára utaló nyomjel hiánya, 1- vidrára utaló nyomjel)



14. ábra. A közeli legeltetett területek és a friss hulladék sűrűsége (1/m) közötti korrelációs kapcsolat (0- vidrára utaló nyomjel hiánya, 1- vidrára utaló nyomjel)

Ezzel szemben a nádszigetek száma nem volt szignifikáns az ürüléksűrűség tekintetében ( $t=0,650$ ). A hulladék sűrűsége nem különbözött a vadászott és nem vadászott területek között ( $t=0,615$ ), bár mindenképpen ki kell hangsúlyozni: a vadászat mértéke elenyésző a kutatási területen. Nem találtam kapcsolatot a hullatéksűrűség és a halastavak ( $t=1,191$ ), továbbá a teljes tőegység kiterjedése között ( $t=0,020$ ). Szintén nem állt szignifikáns kapcsolatban a gátak hosszával, viszont egy gyenge negatív tendencia megmutatkozott ( $t=-0,077$ ). A halkihelyezéseknek nem találtam hatását az ürüléksűrűségekre, sem a halak számát ( $t=-1,267$ ), sem a prédafajok összsúlyát figyelembe véve ( $t=1,152$ ) – jöllehet utóbbi változó pozitív kapcsolatot mutatott a vidra ürülékek relatív eloszlásának térbeli aktivitásával. Szintén nem mutatkozott kapcsolat a csatornák hosszával ( $t=1,266$ ) és vizük

áramlási sebességével ( $t=0,798$ ). A halastavak számos környezeti jellemzője és a hullatékok eloszlása között nem merült fel kapcsolat: a nádszigetek számát ( $t=0,650$ ), a gátak partjának maximális meredekséget ( $t=-1,350$ ), a telelőtavak számát ( $t=-0,700$ ) és összkiterjedésüket tekintve ( $t=-0,352$ ). Annak ellenére, hogy a lakott települések befolyásolják az ürüléksűrűség alakulását, ezek halastavaktól való távolsága nem jelentkezett erős hatásként ( $t=1,341$ ). Ez a megállapítás bizonyult igaznak a 3 km-es körzetben található tanyák számát illetően is ( $t=-0,635$ ). Hasonlóan nem volt megállapítható hatással az autóutak távolsága ( $t=1,567$ ), az utak ( $t=0,235$ ) és a vasút ( $t=0,249$ ) jelenléte. Bár szignifikanciában ez nem mutatkozott meg, de észlelhető volt, hogy a mezőgazdaságilag művelt területekkel határos gátakon a jelölések száma jóval elenyészőbb volt: ( $t=-0,614$ ). Megvizsgáltam azt is, hogy esetemben mennyire befolyásoló tényező az egyes tavak különböző vízmélysége. Eszerint nem mutatkozott jelentős hatás.

Észleltem továbbá, hogy a tavak lecsapolásával a vidrák aktivitása a hátrahagyott nyomjelek alapján láthatóan fokozódik. A csaknem teljesen lecsapolt tavakat és az eliszapolódott részeket is szívesen keresik fel kételtűek zsákmányolása céljából.

## **4.2. Táplálékösszetétel-vizsgálat**

### **4.2.1. Szezonális táplálék-összetétel**

A 2006-os év februárja kivételével – amikor a kedvezőtlen időjárási viszonyok megakadályozták a hulladék észlelését és begyűjtését – 1287 minta került elemzésre (5. táblázat). Összesen 1552 különböző elfogyasztott zsákmányállat maradványait határoztam meg.

Ahogy az a haltenyésztésből adódóan várható volt, a különböző halfajok jelentek meg domináns táplálékként a mintákban (Kruskal-Wallis teszt,  $p < 0,001$  – minden évszakot figyelembe véve). Viszonylag magas volt a járulékos fajok aránya: elsősorban kételtűek, madarak, kisebb részben rovarok, emlősök, valamint elenyésző arányban puhatestűek és hüllők maradványai is azonosításra kerültek. Ízeltlábúak közül jelentős volt a sárgaszegélyű csíkbogár *Dytiscus marginalis* fogyasztása, madárfajokat tekintve pedig leginkább az énekesmadár-alakúakat *Passeriformes* és a réceféléket *Anatidae* fogyasztotta a vidra. Hüllők közül csak egyetlen hullatékban találtam meg vízi sikló *Natrix natrix* csontjait. Szokatlan maradványok között említhetőek a búzaszemek, melyek valószínűleg az elfogyasztott halakkal kerültek be a vidra tápcsatornájába, de csekély mennyiségben kavics- és papírdarabok is előkerültek (6. táblázat).

5. táblázat. Az egyes tőegységeken (Fényes, Csécs, Gyökérkút, Halastó, Borsós, Akadémia) a mintavételi hónapok ideje alatt gyűjtött minták darabszáma (db). Ahol nincs feltüntetve adat, ott a környezeti feltételek (pl. erős havazás) nem tették lehetővé a mintavételezést

Mintavételi hónapok száma	Mintaterületek (tőegységek neve)					
	Fényes	Csécs	Gyökérkút	Halastó	Borsós	Akadémia
	db	db	db	db	db	db
1	9	9	1			
2	7	11	8	4	2	5
3	5	13	4	10	1	7
4	6	4	3	3	1	5
5	9		1	10	1	
6	10	16	5	11	1	3
7	8		5	14	0	
8	9	5	8	14	0	5
9	8	10	3	14	1	8
10	13	24	9	27	0	19
11		19	11	26	0	8
12	9	12		14	0	
13					0	
14		10		11	0	3
15	7		3	12	0	2
16	1	2	3	7	0	1
17	13	5	6	5	0	0
18	7	8	3	14	0	1
19	1	5	2	11	0	2
20	4	17	17	17	0	11
21	8	11	3	13	0	6
22	18	15	27	37	0	14
23	13	14	10	13	0	8
24	10	10	11	32	2	13

6. táblázat. Fényes (F), Csécs (CS), Gyökérkút (GY), Hortobágy-halastó- (H), Akadémia- (A) tőegységeken és a Borsósi-víztározón (B) élő vidrák évszakonkénti táplálék-összetétele a két kutatási évet (2005, 2006) tekintve

		Tápláléktaxon						
		hal	emlős	madár	kétéltű	rovar	puhatestű	egyéb
F/2005	tavaszi	74,07	0	3,7	12,03	10,2	0	0
	nyári	89,84	0	3,7	6,46	0	0	0
	ősz	94,74	3,5	0	1,76	0	0	0
	téli	89,7	0	1,4	2,36	5,13	0	1,41
F/2006	tavaszi	90,4	0	0	3,93	5,66	0	0
	nyári	85,86	0	0	10,43	3,7	0	0
	ősz	93,93	1,51	0	1,51	3,03	0	0
	téli	100	0	0	0	0	0	0
CS/2005	tavaszi	24,1	0	0	5	70,8	0	0
	nyári	86,36	2,25	0	6,8	2,25	0	2,34
	ősz	97,96	0,9	0	0	1,13	0	0
	téli	77,96	3,53	0	2,3	16,2	0	0
CS/2006	tavaszi	83,35	5,55	0	0	5,55	5,55	0
	nyári	85	0	0	8,33	6,66	0	0
	ősz	91,9	0	0	3,36	2,38	0	2,38
	téli	93,15	0	0	2,65	4,2	0	0
GY6/2005	tavaszi	70,8	0	0	8,35	20,85	0	0
	nyári	68,09	5,53	5,56	11,1	5,56	4,16	0
	ősz	90	3,33	0	3,33	0	3,34	0
	téli	36,7	0	50	5	6,65	0	1,65
GY/2006	tavaszi	80,56	0	0	19,43	0	0	0
	nyári	95,56	0	0	3,33	0	1,1	0
	ősz	83,03	1,85	0	4,41	8,83	1,88	0
	téli	84,21	5,26	0	5,26	5,26	0	0

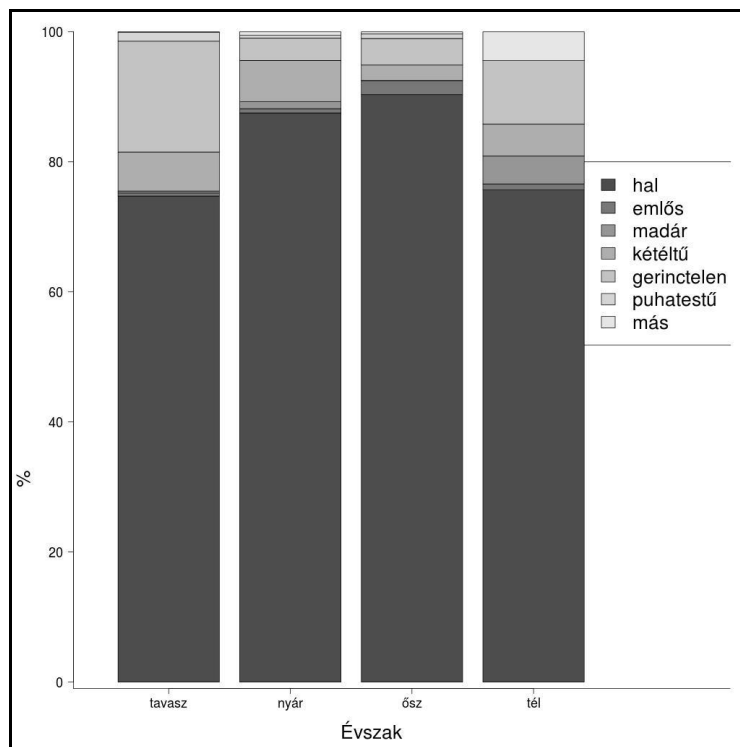
6. táblázat (folytatás). Fényes (F), Csécs (CS), Gyökérkút (GY), Hortobágy-halastó- (H), Akadémia- (A) tóegységeken és a Borsósi-víztározón (B) élő vidrák évszakonkénti táplálék-összetétele a két kutatási évet (2005, 2006) tekintve

		Tápláléktaxon						
		hal	emlős	madár	kétéltű	rovar	puhatestű	egyéb
F/2005	tavaszi	67,25	0	0	10,83	10,13	10,73	1,06
	nyári	91,66	0	0	3,03	1,35	0	3,96
	ősz	91,93	2,55	0	0,73	3,03	1,76	0
	téli	86,40	0	0	10,20	3,40	0	0
F/2006	tavaszi	89,96	0	0	8,26	1,75	0	0
	nyári	76,90	0	3,70	8,50	9,20	0	0
	ősz	982,06	1401	0,50	2,25	13,75	0	0
	téli	94,60	0	0	4,05	1,35	0	0
CS/2005	tavaszi	82,95	0	0	4,15	12,90	0	0
	nyári	69,45	0	0	18,05	12,50	0	0
	ősz	93,26	0,98	0	4,76	0	0	0,98
	téli	100	0	0	0	0	0	0
CS/2006	tavaszi	100	0	0	0	0	0	0
	nyári	100	0	0	0	0	0	0
	ősz	84,50	5,10	0	1,76	8,60	0	0
	téli	95,45	2,27	0	2,27	0	0	0
GY6/2005	tavaszi	66,66	0	0	0	33,30	0	0
	nyári	100	0	0	0	0	0	0
	ősz							
	téli	0	0	0	0	50	0	50
GY/2006	tavaszi							
	nyári							
	ősz							
	téli	50	0	0	25	25	0	0

A halfogyasztás nem mutatott szezonális különbséget, viszont az egyes halfajok zsákmányolásában észlelhető volt némi szezonális különbség. Amur- és ponty legnagyobb arányban a téli hullatékokból került elő, hasonlóan a vágódurbincshoz *Gymnocephalus cernua* és a dévérkeszeghez *Abramis brama*. Törpeharcsa *Ameiurus nebulosus* kizárólag az őszi és tavaszi, compó csak a nyári és téli, míg a naphal csak a nyári és őszi mintákból került elő. A busa, a kárász *Carassius sp.*, a csuka és a csapó sügér *Perca fluviatilis* zsákmányállatként megközelítőleg kiegyenlítetten fordult elő minden évszakban, ugyanakkor küszködött *Alburnus alburnus* a tavaszi hónapokban egyáltalán nem, kurta baingót *Leucaspius delineatus* pedig kizárólag a nyáron gyűjtött mintában sikerült azonosítani.

Madármaradványok leginkább a tavaszi és nyári hónapokban kerültek elő (5,56%), az emlőscsontok- és szőrök inkább az őszi és téli szezonra voltak jellemzőek (3,53%). Kimagasló értékeket az ízeltlábúak fogyasztása a tavaszi időszakban mutatott egyetlen csúccsal: 2005 januárjában a Csécsi-tóegységen ez az arány elérte a 70%-ot. Figyelembe véve egyéb hónapokat és tóegységeket ez egyedülálló érték, hiszen aránya más esetekben nem haladta meg a 33%-ot.

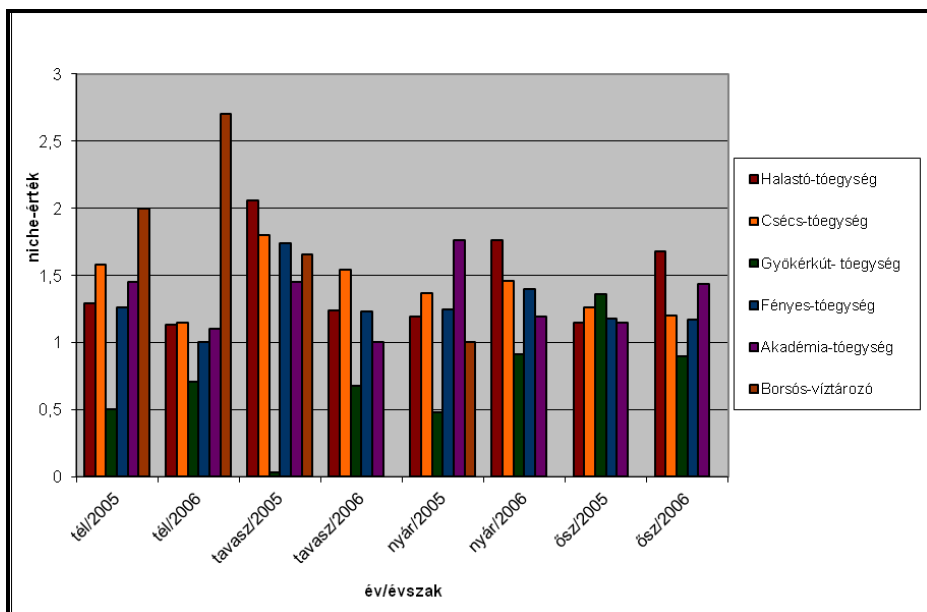
Kizárólag az emlősfogyasztást tekintve volt megállapítható szignifikáns szezonális különbség (Kruskal-Wallis teszt,  $p > 0,155$ ) annak ellenére, hogy csak viszonylag kis részét alkották a tápláléknak (0,1-2%, Kruskal-Wallis  $\chi^2 = 12,692$ ,  $df = 3$ ,  $p < 0,001$ ). Leginkább az őszi és téli hónapokban zsákmányolta ezeket a vidra (15. ábra).



15. ábra. A vidra évszakonkénti táplálék-összetétele, figyelembe véve a fő (hal), illetve járulékos táplálékfajok (emlős, madár, kétéltű, gerinctelen, puhatestű, egyéb) fogyasztását is

#### 4.2.2. Táplálkozási niche-szélesség

Esetemben a haldominancia következtében (Kruskal-Wallis-teszt,  $\chi^2=5,897$  df=3,  $p=0,117$ ) nem mutatkozott sem szezonális, sem területek közötti különbség a táplálkozási niche-szélességi értékek között (16. ábra).



16. ábra. A kutatási évek (2005, 2006) egyes évszakaiban kimutatott táplálkozási niche-szélesség értékek a különböző vizsgált tőegységekre (Fényes, Csécs, Gyökérkút, Halastó, Akadémia, Borsós) bontva

### 4.2.3. Halpreferencia

Az egyes halastavak között nem találtam különbséget a faj szerinti halpreferenciát illetően (Kruskal-Wallis teszt,  $\chi^2=3,778$ ,  $df=4$ ,  $p=0,437$ ), viszont a súlykategóriákat tekintve szignifikáns különbség mutatkozott (Kruskal-Wallis teszt,  $\chi^2=78,6$   $df=28$ ,  $p<0,001$ ): a csukát egyértelműen nagyobb arányban zsákmányolták ( $t=3,696$ ), súlykategóriától függetlenül (7., 8. táblázat). Ez a preferencia kivétel nélkül minden tőegységen megmutatkozott. A pontyfélék közül a 100g alatti, valamint az 100 és 500g közötti egyedek kerültek leginkább elejtésre, míg a süllők közül az 1000g alatti súlykategóriákba tartozó egyedeket zsákmányolták nagyobb arányban ( $t=2,345$ ). Az 500-1000g

közötti süllő és a hármas súlykategóriájú kárász esetében erőteljes ingadozás mutatkozott. Előbbinél az egyes halastavak között volt különbség annak preferáltságát tekintve, míg utóbbi faj esetében az első évben elkerülés, a másodikban viszont preferencia mutatkozott. Elkerülték viszont a pontyot ( $t=-6,297$ ) és az 50-100g, valamint 500-1000g közé eső fehér busát ( $t=-4,516$ ).

7. táblázat. A vidrák halpreferenciája Ivlev-féle preferencia-index alapján a 2005-ös kutatási évet tekintve. A halfajok nevének rövidítését a 9. táblázat tartalmazza, a számok az egyes súlykategóriákat jelölik

	Halastó	Gyökérkút	Csécs	Akadémia	Fényes
hypmol1	-0,28	-0,09	-0,83		-0,93
hypmol2			-0,91		-0,93
hypmol3		0,56	-0,75	-0,85	-0,7
hypmol4	-0,7				-0,93
hypmol5	-0,15	-0,05		-0,35	-0,44
cypcar1	-0,66	0,39	-0,47	-0,71	-0,5
cypcar2	-0,92	0,83	-0,94	-0,83	-0,99
cypcar3	-0,94		-0,78	-0,94	-0,99
cypcar4	-0,99				
cypcar5	-0,92		-0,9		-0,99
cteide1	-0,57				
cteide5			-0,55		-0,73
stiluc1	0,68		0,98	0,67	
stiluc2	0,75		0,99	0,92	0,79
stiluc3	0,25		0,98	0,41	0,08
stiluc4			0,98		
stiluc5		0,28			
carcar1	0,05	0,38	-0,03	0,94	0,74
carcar2	-0,1	0,84	-0,34	0,79	0,22
carcar3	-0,81	0,92	-0,64		0,36
carcar4	-0,95				
carcar5			-0,89		
esoluc1	0,87				
esoluc2			0,99	-0,44	
esoluc3	0,98	-0,96	0,99	-0,1	0,93
esoluc4			0,99		
esoluc5	0,98		0,99	-0,1	0,96

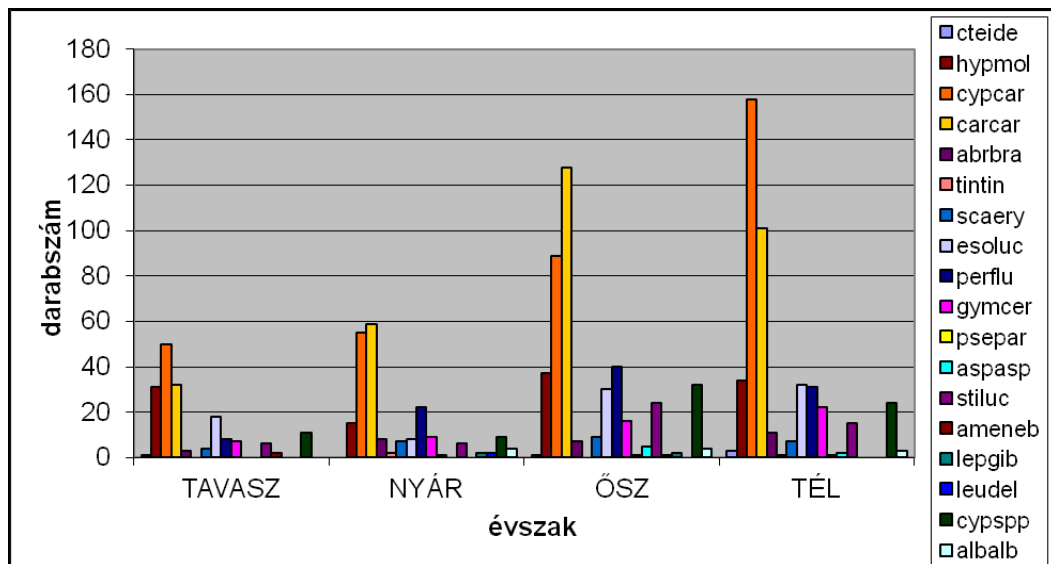
8. táblázat. A vidrák halpreferenciája Ivlev-féle preferencia-index alapján a 2006-os kutatási évet tekintve. A halfajok nevének rövidítését a 9. táblázat tartalmazza, a számok az egyes súlykategóriákat jelölik

	Halastó	Gyökérkút	Csécs	Akadémia	Fényes
hypmol1	-0,32	-0,5	-0,56	-0,2	-0,79
hypmol2	-0,7	-0,84			-0,92
hypmol3	-0,1	-0,67		-0,34	-0,92
hypmol4	-0,7		-0,75		
hypmol5	0,013	-0,6	-0,08	-0,34	-0,66
cypcar1	-0,16	-0,63	-0,83	-0,6	-0,48
cypcar2	-0,57	-0,97	-0,87	-0,94	-0,61
cypcar3	-0,85	-0,88	-0,93	-0,85	-0,73
cypcar4					
cypcar5	-0,92		-0,95		-0,88
cteide1	0,24				
cteide5	0,24				
stiluc1		0,62	0,81		
stiluc2	-0,97	0,62			
stiluc3		0,85	0,65		
stiluc4	-0,95		0,41		
stiluc5	-0,97				
carcar1		0,75			
carcar2		0,54			
carcar3		0,35			
carcar4					
carcar5		-0,44			
esoluc1	0,63		0,94		
esoluc2	0,8				
esoluc3	0,94		0,98		
esoluc4	0,63				
esoluc5	0,93				

#### **4.2.4. Gazdaságilag értékes és nyugalmi állapotban lévő fajok aránya**

A gazdaságilag értékes halfajok közül a vidra előszeretettel zsákmányolta a pontyot, a fehér busát, a csukát és a compót. Az egyes súlykategóriájú ponty leginkább a téli és tavaszi hónapokban került zsákmányolásra. Bár mindegyik kategóriát érintette a vidra predálása, az 50g magasan kiugrónak bizonyult a többi kategóriához viszonyítva. A fehér busa a téli és őszi időszakban volt a leggyakoribb, főként az 50g alatti, a 100 és 500g közötti és az 1000g feletti egyedeket zsákmányolták. A leginkább 500g alatti súlyú csukák maradványai az ürülékek nagy részét tették ki. A nyári és őszi hónapokra volt jellemző a süllőfogyasztás, leginkább az 50 és 100g közé eső példányokat kiemelve. Amurból – bár nem nagy arányban – de főként az 1000g feletti példányok kerültek elő a hullatékból (17. ábra).

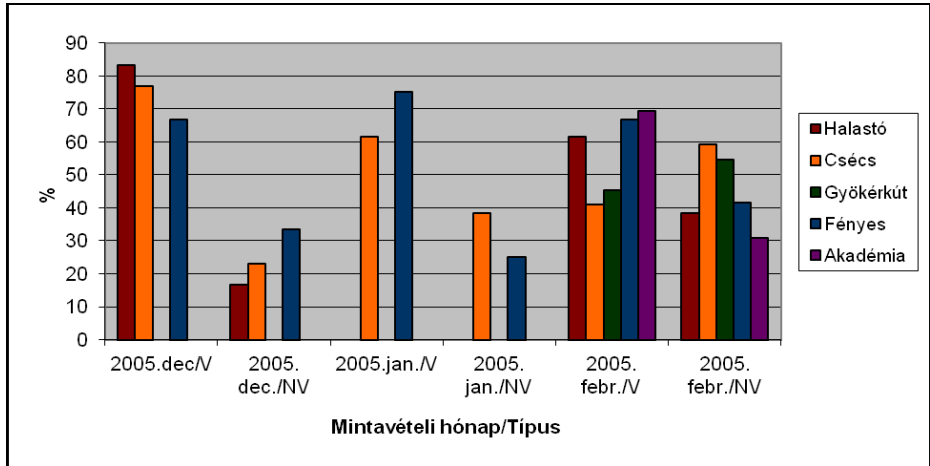
A télen gyűjtött mintákban előforduló egyedek vizsgálata alapján állapítottam meg, hogy a vidra a különböző táplálkozási habitatbesorolás alapján (Halasi-Kovács és Tóthmérész 2011) mely halfajokat preferálja. Mivel a bentikus és metafitikus fajokra jellemző inkább nyugalmi állapot, így vizsgálatom alapján a vidra nagyobb részt, 67%-ot meghaladó arányban zsákmányát ezen halfajok közül választotta ki (amur, ponty, kárász, 18, 19. ábra).



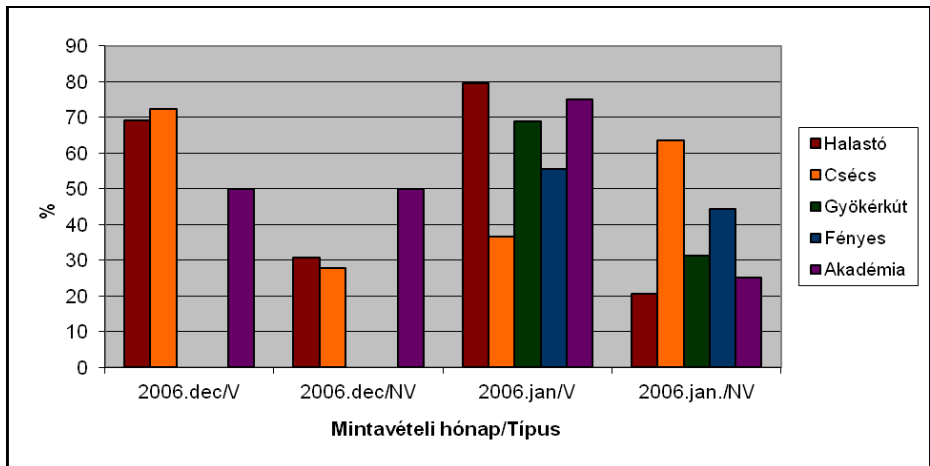
17. ábra. A gazdasági szempontból különböző megítélés alá eső halfajok vidrák általi fogyasztása (a halfajok nevének rövidítése a 9. táblázatban szerepel)

9. táblázat. A táblázatokban használt halfajok nevének rövidítése

Rövidítés	Halfaj	Rövidítés	Halfaj
cteide	amur	leudel	kurta baing
aspasp	balin	albalb	küsz
hypmol	busa	lepgib	naphal
tintin	compó	cypcar	ponty
perflu	csapó sügér	cypspp	ponytféle
esoluc	csuka	stiluc	süllő
abrbra	dévérkeszeg	ameneb	törpeharcsa
carcar	kárász	gymcer	vágódurbincs
psepar	kínai razbóra	scaery	vörösszárnyú keszeg



18. ábra. Nyugalmi állapotban lévő halfajok százalékos aránya az aktív halfajokhoz viszonyítva a vidra táplálékában a 2005-ös év téli időszakát tekintve



19. ábra. Nyugalmi állapotban lévő halfajok százalékos aránya az aktív halfajokhoz viszonyítva a vidra táplálékában a 2006-os év téli időszakát tekintve

## 5. Eredmények értékelése

### 5.1. Élőhelyhasználat-vizsgálat

Akár hazánkat, akár a külföldi országokat vesszük figyelembe, a vidrakutatás viszonylag nagy múltra tekint vissza, a faj életmódjából adódóan azonban számos kérdés továbbra is megválaszolatlan. A több fajjal, különböző élőhelytípusok esetén végzett vizsgálatok mind-mind adalékkal szolgáltak e menyétfélék életmódjának, táplálkozási és szaporodási szokásainak megismeréséhez, de a teljes kép kibontakozása még várat magára. Hazánk – melyet gyakorta “vidranagyhatalomként” is emlegetnek – stabil állományával eleve kiemelt pozíciót képvisel, így a faj kutatása elengedhetetlenül fontos.

Ez volt az egyik oka annak, hogy jelen dolgozatban az egyik legstabilabb állománnyal rendelkező területet jelöltem ki mintaterületté, ahol a vidra jelenléte évtizedekre visszamenőleg is bizonyított (Hortobágyi Nemzeti Park adatai, vadászati adatok). A területet erős kettősség jellemzi: védettségi státusszal rendelkezik, ugyanakkor extenzív halgazdálkodás folyik rajta. Éppen ezen szempontokat szem előtt tartva törekedtem a vidra táplálék-összetételének meghatározására, valamint a terepmunka során felvett adatok alapján próbáltam képet alkotni az ott élő egyedek aktivitásáról. Korábbi kutatásokat figyelembe véve összegyűjtöttem azon környezeti paramétereket, amelyek befolyást gyakorolhatnak a vidrák élőhelyválasztására.

A kapott eredményekből kitűnik, hogy a hulladék sűrűségét a nádszigetek mérete, a kotorékkészítésre alkalmas fák száma, a lakott települések közelsége, az erdő, valamint a legeltetett területek jelenléte befolyásolta a legnagyobb mértékben. Alátámasztják továbbá azokat a

vizsgálatokat, amelyek szerint a nagy kiterjedésű vizes élőhelyek kedvezőbb feltételeket kínálnak a vidrák számára (Kranz 2000, Kortan et al 2007). Ez nagymértékben köszönhető jelen terület csekélyebb mértékű zavartságának is, melynek fontosságát más kutatók is tapasztalták (Barbosa et al. 2001).

Az élőhelyválasztás vizsgálata alapján tőegységeket tekintve általánosságban az állományok nagyságának különbözőségét kaptam. Legkisebb egyedszámban az Akadémia és Borsós területén élnek, itt mérhető legkevésbé a vidraváltók és hullatékok jelenléte. Az Akadémia-tavaktól nyugatra elterülő ivadéknevelő medencéknél azonban a mozgásukra utaló nyomokat nagyon nehéz észlelni még a téli időszakban is. Egyes tavak esetében megfigyelhető, hogy a többi tóhoz képest kevésbé preferáltak. A Csécsi-tőegységen a legcsekélyebb számú nyom a VII-VIII-as tó gátjairól került elő. Azon a gátszakaszon, amely erdővel határos, egyáltalán nem észlelhető vidramozgás. A mezőgazdasági területeket azonban szívesen bejárák, valószínűleg kisebb rágsálók után kutatva. Az elvégzett élőhelyhasználat-vizsgálat alapján bebizonyosodott, hogy a legeltetett területek közelsége jelentős pozitív hatást gyakorol a vidraváltók számára, az ezekkel határos tavak gyakrabban látogatottak. Csécsen nagymértékű koncentrálódásuk tapasztalható a II-es, III-as, IV-es és V-ös tavak területén. Az Öregtavakat figyelembe véve a legkevésbé járt szakaszok közé sorolandó a XI-es tó déli gátja – itt a lakott település közelsége játszik szerepet –, illetve az I-es, II-es, a III-as és IV-es tavak nyugati gátja, ahol nyomok csak a műtárgyak közvetlen közelében észlelhetők. A gát többi szakaszának elhanyagoltságára még nem adódott egyértelmű válasz. Kiemelten nagy számban találhatóak azonban vidraváltók a VI-

os, ún. madáretetőnek kialakított tó körül.

A kiterjedt nádszigetek jelenlétének fontossága annak a következménye, hogy az ember számára nehezen megközelíthetőek, így azokon a kotorékok, fészkek még nagyobb biztonságban készíthetőek el. A nádaratók számos esetben találtak a vizsgált területen a nádszigeteken olyan, a nád anyagából készült fészkeket, amelyek kevésbé nyújtanak biztonságot a vidra számára, a gyökerek közötti bújóhelyhez képest. Ennek némileg ellentmond Bas et. al 1984-ben elvégzett vizsgálata, amely szerint a szigeteket előszeretettel használták hullatékelhelyezésre, mégis azok jelenléte és a hullatékok száma, valamint az ürítkezési helyek száma között nem talált szignifikáns kapcsolatot.

A vegetáció fontosságát kétféle módszerrel is vizsgálták. Tanulmányozták a hullatékok elhelyezését, amely egyértelműen nagyobb számban jelent meg fás partmenti vegetáció esetén (Jenkins és Burrows 1980, Mason és Macdonald 1986). Előbbi esetében a növényzet mint pihenőhely lett kiemelve, míg Mason és Macdonald a fagyökerek által kínált kotorékkészítési lehetőséget tartotta fontos tényezőnek. A rádiótelemetriás vizsgálat (Durbin 1993), melyet folyók mentén élő vidrák esetében végeztek el, ezeket nem támasztotta alá. White et al. (2003) szerint a hullatékelhelyezés pozitívan korrelált a lombhullató erdők és a legelők jelenlétével, ugyanakkor a mocsarak negatív hatást gyakoroltak rá. Eredményem a potenciális bújóhelyként szolgáló fák számának fontosságát mutatja a territóriumok kijelölésénél, mivel a közvetlen közelükben számos jelzésértékű hullatékot helyeznek el.

A vegetáció jelentősége más kutatók vizsgálata esetén is

megmutatkozott (Jenkins és Burrows 1980, Bas et al. 1984, Fumagalli et al. 1995). Előbbi szerint azokon a gátakon, ahol nagyobb a növényzeti borítottság, a vidrák kiemelt preferenciát mutatnak vadászat, úszás és játék terén egyaránt. Ez azért is fontos, mert a megfigyelt egyedek idejének nagy részét előbbi két tevékenység töltötte ki leginkább (52-57%-vadászat; 29,6%-nőstények; 30,1% a hímek és 14,8% párok esetében az úszást tekintve). Különösen az udvarlás és a pázás időszakában vált fontossá, hogy rejtőzködésük biztosítva legyen, ekkor ugyanis a játék nagyon fontos a párok számára (Bas et al. 1984, Glimmerveen és Ouwerkerk 1984, Kemenes és Demeter 1995, Carugati és Perrin 1998, White et al. 2003, Georgiev 2005, Georgiev és Stoycheva 2006). Kemenes és Demeter 1995-ös vizsgálata egyenesen azt hangsúlyozza, hogy amíg a vidrák az emberi zavarásra meglepően toleráns viselkedést mutatnak, addig extrém módon érzékenyek a vegetáció gyérítésére, kipusztítására. Bas et al. (1984) vizsgálata során különbséget tett az ürülékek száma és az ürítkező helyek száma között. Ezeket korreláltatta a különböző mértékű vegetációval borított partszakaszokkal, amiből kiderült: mindkettő pozitívan korrelált az erősen fásított és lágyszárúakkal benőtt szakaszokkal. Így ezek védelmének fontossága újabb bizonyítékot nyert.

A tanyák jelenléte, illetve a legeltetés negatívan befolyásolták a vizsgált területen a vidrák előfordulását. Mindkét esetben a zavarás fokozott mértékéből adódik, hogy a vidraváltók, hullatékok csekélyebb számot mutattak. A fokozott emberi jelenlét, konkrétan a lakott települések közelsége is kedvezőtlenül hat a vidraeloszlásra, hasonlóan korábbi kutatások eredményeihez (Carugati és Perrin 1998, Barbosa et

al. 2001, Chanin 2003). Látványos, hogy a települések közvetlen szomszédságában húzódó gáton mennyivel kevesebb a vidraváltók száma a közti gáton észleltekhöz képest. Esetemben az állattartás miatt nagy számban lévő kutyák jelenlétét tekintettem az első számú visszatartó tényezőnek.

A kiválasztott paramétereket figyelembe véve meglepő eredményekhez jutottam, mivel egyéb kutatásokkal ellentétben néhány változó nem mutatott szignifikáns kapcsolatot a vidrák mozgásával. Ilyennek számítanak a halkihelyezési és lehalászási adatok, amelyek mind egyedszámot, mind mennyiséget tekintve nem jelentkeztek olyan erős hatással, mint más területek esetében (Green et al. 1984, Kruuk et al. 1993, Sjoåsen 1997, Ruiz-Olmo et al. 2001, White et al. 2003, Prigioni et al. 2005). Ebből arra következtettem, hogy a bőséges táplálékforrás olyan mértékben kiegyenlített, hogy az egyes tavakat érintő gazdálkodási folyamatok nem befolyásolják jelentősen a vidrák mozgását (Adámek et al. 2003, Juhász nem publikált adata). Sjoåsen (1997) is erre utal, amikor kifejti: a vidrák jelenléte erősen kötődik azokhoz a tavakhoz és folyókhoz, melyek nagy halbiomasszával rendelkeznek. White et al. (2003) kimutatta, hogy esetükben a vidra fő táplálékának számító sebes pisztráng sűrűségével nő a vidrák ürítési aktivitása is, viszont a legmagasabb pisztrángsűrűségnél ez az aktivitás visszaesik. Ezt a jelenséget a szerző egyaránt magyarázza a fokozódó horgászati tevékenység zavaró hatásával és azzal, hogy a vidrák számára bőséges táplálékforrásnál nincs olyan nagy szerepe a hulladék jelzésértékének. A halsűrűség vidrapopulációkra gyakorolt hatását többek között Ruiz-Olmo et al. (2001) vizsgálta. Megállapította, hogy természetes vizekben a ragadozó-préda klasszikus kapcsolata, vagyis

ciklikusság áll fenn, ahogy a vidrasűrűség a halsűrűség változását követi. Akár a vidrák reprodukciós időszaka is változhat az elérhető zsákmányfajok mennyiségét követve. Azokon az élőhelyeken nem is foglalnak territóriumot, vagy nem nevelnek utódokat, amelyeken a táplálék minimum  $5-10\text{g/m}^2$  mennyiségben nem áll rendelkezésre (Kruuk et al. 1993). A mi mintaterületünkről megemlítendő az a fontos szempont is, hogy ezek a természetközeli halastavak extenzív halgazdálkodással kombinálva kedvezőbb táplálkozási és búvóhely-feltételeket kínálnak a vidrák számára, mint az intenzív gazdálkodás alá vont tavak (Adámek et al. 2003). Itt a táplálékmennyiség hirtelen drasztikus csökkenésével a vidráknak nem kell számolniuk. Esetemben az egymástól viszonylag kis távolságokra eső halastavak éppen átjárhatóságuk miatt kínálnak stabil táplálékforrást. Amennyiben ugyanis valamelyik tavat lehalásszák, szárazra állítják, akkor a szomszédos tavak, vagy közeli tőegységek még mindig bőséges táplálkozási lehetőségeket kínálnak. Az egymáshoz közel lévő tőegységek közötti vizsgálatom is kimutatta: a vidrák szívesen átválnak az egyes területek között (a tőegységek között húzódó nagy forgalmú autóutak mentén egész évben tapasztalt elütések száma is erre enged következtetni – HNP adatok alapján). Az állandó halkínálatnak köszönhetően a kiegészítő zsákmányfajok szerepe sem jelentős más élőhely-típusokkal szemben.

Ellentétben egyéb szerzők megállapításával (Glimmerveen és Ouwkerk 1984, Kemenes és Demeter 1995) az eltérő vízmélység esetében nem jelentett befolyásoló tényezőt. Ez köszönhető a mesterséges tavakban fenntartott állandó vízszintnek, amely a zsákmány stabil hozzáférhetőségét biztosítja a vidrák számára.

Ugyanakkor Kemenes és Demeter (1995) által vizsgált változók közül (vízmélység, parti vegetáció sűrűsége, partmeredekség, zavaró tényezők, mint például a mezőgazdaság) éppen az első kettő gyakorolt legnagyobb hatást a vidrasűrűsége.

Kemenes és Demeter vizsgálataihoz hasonlóan mi is pozitív hatást észleltünk a környező megművelt területekkel kapcsolatban. Ők ezt úgy értelmezték, hogy ezeken a területeken az öntözőcsatornákat a megfelelő vízhozam miatt kiváló állapotban tartják, ezzel biztosítva az öntözés sikerességét. Esetemben a csatornák a vízfeltöltést, illetve lecsapolást szolgálják, így vándorlási útvonalként funkcionálnak. Összeköttetésük a Nyugati-főcsatonával, valamint a kisebb csatornák kiterjedt hálózatával biztonságos közlekedést kínál a vidrák számára.

A partmeredekség nem befolyásolta a hulladék sűrűségét, mivel egyik tó partja sem annyira meredek, hogy az a vidrák számára ne lenne áthidalható.

Az erdőfoltok, erdősávok hullatéksűrűsége gyakorolt negatív hatása az emberi tevékenységek fokozottabb jelenlétének, illetve a táplálékhiánynak a következménye. Itt leginkább az erdészeti munkák és a vadászati aktivitás azok, amelyek a legjelentősebb hatást gyakorolnak – annak ellenére, hogy utóbbi erősen szabályozott ezen védett területek esetében.

A közlekedéssel kapcsolatban feltehetően két ok miatt nem találtam negatív hatást, amely befolyásolná a vidrák eloszlását. A vasúti forgalom nagyon csekély (napi 7-8 vonat), illetve a gátaknak csak elenyésző hányadát érinti (leginkább Halastó I. déli gátját). Az Öregtavak esetében a vizsgálat során a régi kisvasútvonal felújításra került, turisztikai céllal rajta ismét megindult a forgalom. A nappali

zavarás a főként éjszakai életmódot folytató fajnál nem váltott ki területelhagyást. Nagyon kevés számú tavat érint továbbá a nagyforgalmú főút közelsége, csak az Akadémia északi I-es, valamint a Fényes I-es, II-es és III-as tavának északi és a Gyökérvíz X-es tavának déli gátja között húzódó főútszakasz jelent zavaró hatást.

Mivel a mintaterületek többségéről elmondható, hogy viszonylag zavartalan élőhelyeknek tekinthetők, ezért a széles nádfal nem tölt be rejtőzködést segítő szerepet. Zavartabb élőhelyek esetén természetesen fontossága hangsúlyozott, ahogy azt McCafferty (2005) kutatása is alátámasztja.

## **5.2. Táplálékösszetétel-vizsgálat**

Mintaterületemen a gazdálkodás következtében történő fokozott mértékű tápanyag-bevitel hatására a különböző fajok nagyobb egyedszámmal képviseltetik magukat, legyen szó gerinctelen, vagy gerinces taxonról. Így a halastavak fajgazdagságuk következtében olyan állatoknak adnak otthont, amelyek szélesítik a vidrák táplálékspektrumát, vagyis mint járulékos zsákmányfajok jelenhetnek meg a predáció során.

Az itt alkalmazott gazdálkodási technológiák eredményeként a vidrák zsákmányfajainak számában nem mutatkozott szignifikáns különbség. Az éves feltöltések és lecsapolások rendje következtében, valamint a halászatok eltérő időpontjai miatt a tavak különböző állapotai egy adott tóegységen belül egyszerre vannak jelen.

A táplálékösszetétel-vizsgálat egyik legfontosabb eredményeként megállapítható, hogy a hal, mint elsődleges zsákmányforrás mellett a járulékos zsákmányfajok is szerepet játszanak a vidrák

táplálékválasztásában. Táplálkozásuk széles spektrumot ölel fel, legalább 18 halfaj, vízi gerinctelen, kétéltű, hüllő, madár és kistermetű emlős maradványai kerültek elő a begyűjtött mintákból. A téli hónapokban a halfogyasztás jelentősen csökkent, a járulékos táplálék szerepe erősödött. Ez elősegíti azt is, hogy a fiatal vidrák számára biztosított legyen a fennmaradás a halak téli veremelési időszakában is. Kijelenthető azonban, hogy területtől, évszaktól és évtől függetlenül a hal volt az elsődleges táplálékforrás. Ha különböző élőhelyeket veszünk figyelembe, ez a halpreferencia akkor is szinte mindenütt megmutatkozik. Számos kutatás is bizonyítja ezt folyók (Bas et al. 1984, Sulkava 1996), holtágak (Lanszki és Sallai 2006) és halastavak (Kloskowski 1999) területén élő vidrák hullatékának elemzése alapján.

Más vizsgálatokkal ellentétben (Sulkava 1996, Baltrūnaitė 2006, Lanszki és Sallai 2006) esetemben feltűnő, hogy az emlősök aránya az év bármely szakában alacsony maradt, ezzel szemben például Baltrūnaitė (2006) több emlősfaj maradványát határozta meg ürülekéből, amelyek többnyire rovarévóktól *Soricidae* származtak. Érdekesség, hogy vakond *Talpa europea* és nyári hónapokban több rágcsálófaj (*Myodes glareolus*, *Arvicola terrestris*, *Ondatra zibethicus*, *Apodemus* sp.) is előkerült a mintáiból. Hasonló zsákmányfajok preferenciája mutatkozott meg Lanszki és Sallai (2006) Dráván végzett elemzése során is, ahol a folyónál élő egyedeknél az emlősfogyasztás kisebbnek bizonyult (0,5%), mint a holtágakon táplálkozóknál (0,9%). Sulkava (1996) szintén nyári hónapokra állapított meg nagyobb fokú rágcsáló-preferenciát.

Esetemben a nyári hónapokra inkább jelentősebb madárfogyasztás volt jellemző, amely a fiókák könnyebb

vadászhatóságával függ össze. Ezt mások eredményei is alátámasztják (Kloskowski 1999, Baltrūnaitė 2006, Lanszki és Sallai 2006). Lanszki és Sallai (2006) leginkább vízimadarak – főleg récefélék – és kisebb részben énekesmadarak maradványait találták meg a vizsgált hullatékokban. Ezek fogyasztása szintén a nyári, valamint az őszi hónapokra esett. Szintén Lanszki et al. (2009) kis vízfolyások esetében észlelte a tavaszi és nyári hónapokra eső megnövekedett madárfogyasztást, melyben már fácán *Phasianus colchicus* is szerepelt. Más fajok zsákmányolását írta le Kloskowski 1999-ben megjelent cikkében. Gazdálkodás alá vont halastavaknál kerültek nagyjából guvatfélék *Rallidae* és vöcsökfélék *Podicipedidae* elejtésre – szintén a nyári időszakban.

Mivel a vidrák a kétéltűek bőrét és koponyacsontjait nem fogyasztják el, ezért azok egyedszámbecslése, illetve más kétéltűfajoktól történő megkülönböztetése hullatékból gyakran nehézségekbe ütközik. A hortobágyi tavak esetén főleg a tavaszi és a nyári hónapokra koncentrálódó kétéltűfogyasztás megegyezett néhány korábbi vizsgálatokkal (Lanszki és Körmendi 1996, Lanszki és Molnár 2003, Baltrūnaitė 2006), viszont másokénak ellentmond (Kloskowski 1999, Prigioni et al. 2006). Ez indokolható azzal is, hogy itt a halak többsége halteleltető medencékbe kerül, ahol a vidrák zsákmányforrása továbbra is biztosított marad. Így nincsenek rákényszerülve arra, hogy áttérjenek járulékos zsákmányfajokra, még ha azok a halaknál adott időszakban könnyebben elejthetőek is. A kétéltűek preferáltságát eddig több szerző eltérő hipotézisekkel magyarázta. Sulkava (1996) például azok hibernálódási időszakával indokolta a téli kétéltűfogyasztás megemelkedését, amely a vidrák számára kiemelt fontosságú. Szerinte

a kétéltűek tavaszi nászidőszaka ellenére azért csökken azok predáltsága, mert annak ideje nagyon rövid, illetve a vidrák valószínűleg nehezen bukkanak rá a szaporodáskor használt kisebb tavakra. Mediterrán területeken végzett táplálékelemzés a kétéltűek gyakori fogyasztását állapította meg, míg az emlős-, madár- és hüllőfogyasztás alacsony maradt (Blanco-Garrido et al. 2008). Becsült biomasszájához (1,2%) képest szintén magas arányban (22,7%) fogyasztottak kétéltűeket nyugat-lengyel kisvízfolyások mentén élő vidrák (Krawczyk et al. 2011).

Vizsgált területeimen egyértelmű hüllőfogyasztásról egy esetben került elő bizonyíték. Más élőhelyeken történt mintagyűjtés során egyéb kutatók sem találtak jelentős eltérést ehhez képest, talán Clavero et al. 2005-ös hullatékelemzése mutatott csak változatos hüllőfogyasztást, kétéltűzsákmányolással kísérve (Clavero et al. 2005). Mivel a hüllők aktivitása a nyári hónapok közeledtével egyre növekszik, így predálásuk is erre az időszakra koncentrálódott.

Míg a puhatestűek, hüllők és növények maradványai (gyékényfélék *Typha sp.*, sásfélék *Carex sp.*, békalencse *Lemna sp.*) elenyésző mennyiségben kerültek elő, a zsákmányolt ízeltlábúak számának növekedése a tavaszi hónapokra esett. Ugyanakkor hazai viszonylatban elvégzett kutatások során inkább az őszi és téli hónapokban dominált a vízibogarak predáltsága (Lanszki és Körmendi 1996).

A rendelkezésre álló táplálékforrások szélesebb spektruma szélesebb táplálkozási niche lehetőségét nyújtja a vidrák számára. A hullatékban talált fajok relatív előfordulási gyakorisága alapján számított táplálkozási niche-szélesség értékek az év teljes szakában

szűkek maradtak, tehát a szubdomináns prédafajok száma még a lehalászások idejében sem nőtt meg jelentősen. Ilyen táplálékmenyiség esetén ugyanis az amúgy territórium-határaikat szigorúan tartó állatok átjárnak a még halban gazdag tavak területére táplálkozni, így nem kényszerülnek például nagyobb arányú kételtűfogyasztására. Ezáltal a egyes territóriumok jelentős átfedésbe kerülnek egymással. Itt mindenképpen fontos megemlíteni a vándorlások eredményeként bekövetkező gázolásokat, amelyek a Hortobágyi Nemzeti Park adatgyűjtése alapján a Hortobágyot átszelő 33-as számú főúton kimagaslóan nagy számokat mutatnak. A várttal ellentétben nem csak az új területeket kereső, vándorló fiatal hímek esnek az autók áldozatául, a begyűjtött példányok jelentős része ugyanis nőtény egyed. Lanszki et al. (2007) halteleltető tavaknál végzett vizsgálatainál is észlelhető volt, hogy vidratáplálék a környező vizes élőhelyekről is származott. A téli hónapokban esetemben is a halteleltető medencékbe áthelyezett halak biztosították a táplálékforrást. Ilyenkor a vidrák fokozottabb mozgása volt észlelhető a telelők környékén, vadászataik nyomait a közti gáton észleltem. Ezzel szemben például Krawczyk et al. (2011) az általa vizsgált területen a téli hónapok esetében állapított meg nagyobb értékeket járulékos zsákmánytaxonok fogyasztását illetően, míg márciusban, a legmagasabb hőmérsékletben kizárólag halfogyasztás történt. Mediterrán területen lévő folyók esetében Blanco-Garrido et al. (2008) tág táplálkozási niche-szélességi értékeket kaptak, az ott élő egyedek mintegy 13 halfajjal és számos járulékos taxonnal táplálkoztak. Esetükben ennek egyik okaként néhány halfaj anti-predátor válaszként kifejlesztett morfológiai jegyeit lehet megemlíteni, amely nehezítette

ezen fajok (pl. naphal) zsákmányolását.

Ellentétben a mi eredményeinkkel Lanszki és Molnár (2003) a vizsgált halastórendszerük esetén a tavaszi hónapokban a táplálkozási niche-szélesség értékek lassú növekedését tapasztalta (főként kételtűeket tekintve). Az ő esetükben a szubdomináns fajok leginkább a nyári hónapokban jutottak hangsúlyosabb szerephez. Ez maga után vonta a halak preferáltságának csökkenését (Lanszki és Körmendi 1996). Az is észlelhető volt, hogy a halastavakkal ellentétben, az erdőben és egy patak mentén élő egyedek esetében több járulékos zsákmányfaj is előfordult, tehát a táplálkozási niche-szélesség nagyobb értékeket mutatott. Legkisebb értéket nyáron kaptak, köszönhetően a fokozott rákfogyasztásnak. Kisvízfolyásokat vizsgálva Lanszki et al. (2009) az egyes területek között igen, az egyes évszakok között azonban nem talált szignifikáns táplálkozási niche-szélességbeli különbséget.

Mivel az általunk vizsgált vidrák extenzív gazdálkodás alá vont halastavakon táplálkoznak, a gazdaságilag értékes fajok aránya a táplálékban szignifikánsan magasabb értékeket mutatott, mint a természetes élőhelyek esetében. Lanszki et al. (2001) eutróf halastavak esetében a kisméretű sügerek területtől és évszaktól független preferáltságát mutatta ki, ugyanez mutatkozott meg a Hortobágy esetében az 1000g feletti, nehezebben elejthető egyedek elkerülésében. Természetesen a kisebb sügereket viszont előszeretettel zsákmányolták. Mivel minden tóegységbe mindkét évben került kihelyezésre ponty és csuka, ezek maradványai mindegyik vizsgált területről előkerültek, előbbieké főleg a téli és tavaszi hónapokban mutatkozott nagyobb számban. Ugyanakkor megállapítottuk, hogy a ponty fogyasztása nem

öltött olyan nagy méreteket, mint azt egyéb közép-európai pontydominanciájú tógazdaságokban (Kloskowski 1999, Lanszki et al. 2001), illetve folyószakaszokon és holtágak esetén (Lanszki és Sallai 2006) észlelték. A csapósügér, a harcsa, az amur és a naphal itt sem volt kedvelt táplálékfaj. A többi preferált fajhoz képest a compó elejtése minimálisnak mondható, mégis halgazdasági szempöngből nézve ez az egyik legkényesebb pontja a vidra táplálkozásökológiájának.

A nyugalmi állapotban lévő fajok arányát a táplálékban eddig nem vonták vizsgálat alá, pedig ezek a fajok a téli időszakban nagyobb érzékenységgel vannak kitéve a vidra vadászatának. Ez a vermelésként is gyakran emlegetett állapot leginkább a bentikus és metafitikus táplálkozási habitatban élő halfajokra jellemző, a nyílt vizek a téli időszakban is nagy aktivitást mutatnak (Bíró 2011). Így a télen gyűjtött minták nagy arányú bentikus és metafitikus halmaradványai arra engednek következtetni, hogy a vidra a téli időszakban előszeretettel ejt zsákmányt a lelassult anyagcserejű halállomány körében.

### **A disszertáció elején feltett kérdéseket az alábbiakban válaszolom meg:**

Esetemben, ami hangsúlyozandó, hogy a kutatás mesterséges és gazdálkodás alá vont halastavak felmérését jelenti, a vizsgált környezeti feltételek közül a nádszigetek kiterjedése, valamint a gátakon meghagyott fák száma gyakorolt pozitív hatást a vidrák mozgására. A település közelsége – annak lélekszámától függetlenül –, továbbá a legeltetett területek és az erdő jelenléte negatív hatású. A többi vizsgált változó csekély, vagy semleges hatást mutatott.

Más kutatások szerint a terület táplálékellátottsága, tehát főleg a halak sűrűsége erősen befolyásolta a vidrák jelenlétét. Mivel a mintaterületeken ez az ellátottság kiegyenlített, így kedvezőtlen, hosszabban tartó időszak a vidrák számára nem áll fenn. A faj területválasztását befolyásoló környezeti feltételek között tehát ez nem szerepel jelen kutatásban. A tóegységek közötti átjárhatóság jó, a csatornákat közlekedés céljából igénybe veszik. A vízmélység kiegyenlített, a zavarás mértéke a vidra tűrőképességén belül van. Bár a fák jelenléte a vízáramlás akadályozása miatt nem kívánatos, a partmenti növényzet borítása elégséges a vidra számára.

A faj viszonylagos zavarástűrő magatartást mutatott a vizsgált területen, mivel sem a halgazdálkodási munkálatok, sem egyéb, a tóegységeket érintő gazdálkodási műveletek (pl. nádaratás, kisvasút, betekintők építése) tartósan nem befolyásolták a mozgását. Ezt az állandóan tartott vidraváltók és a hátrahagyott nyomjelek is alátámasztják. A védett terület adottságaiból következően a vidrára olyan tényező nem hatott, amelyre különösen érzékeny lenne (a Halgazdaság által rendszeresen elvégzett vízminőség-vizsgálatok alapján például nehézfémek nagy koncentrációban nem jelennek meg). A vadászat korlátozott, de ennek ellenére jogosulatlan esetekre a vizsgálat ideje alatt is volt példa.

A vidra egyértelműen évszaktól és területtől függetlenül a különböző halfajokat preferálja. Ez az extenzív gazdálkodásból adódóan nem is meglepő. Bizonyos halfajok (csuka, ponty, süllő, kárász) különösen kedveltek a vidra számára, de ezek esetében is csak néhány súlykategóriából választ gyakrabban.

Az egyes halastavak között nem találtam különbséget a

halpreferenciát illetően, viszont a súlykategóriákat tekintve igen. A csukát és a pontyféléket egyértelműen előszeretettel zsákmányolták, előbbit súlykategóriától függetlenül, utóbbiak közül a 100g alatti, valamint a 100 és 500g közötti egyedeket. Süllők közül az 1000g alatti súlykategóriákba tartozó egyedeket zsákmányolták nagyobb arányban. A halgazdálkodás jelenlétének következtében magasnak bizonyult a gazdaságilag értékes halfajok aránya a táplálékban. A nyugalmi állapotban lévő fajok predálása a téli hónapokban meghaladta a 67%-ot, ezt eddig mások nem vizsgálták.

Módszer egyelőre nem született arra nézve, hogy adott területen élő vidrák egyedszáma megbecsülhető legyen és abból egy biztos kárfelmérési lehetőség kidolgozhatóvá váljon. Az átlagos vidrasűrűség megállapításához jelenleg a hátrahagyott nyomjelek mellett a genetikai vizsgálatok nyújtanak segítséget. A halmaradványok hosszabb időtartamú vizsgálata segítségül szolgál, milyen fajok mekkora méretű példányai alkotják leginkább a vidrák táplálékát. Ezek összevetése zárttéri adatokkal, a vidrára jellemző halfogyasztás mértékével és az egyéb vizsgált tényezőkkel, adatokat szolgáltat a vidra táplálkozásáról.

A különböző élőhelytípusok vizsgálata egyre több információval szolgál a vidravédelmi program sikeres kivitelezéséhez. Eredményeimből megmutatkozik, hogy halastavak esetében mik azok a fő szempontok, amelyek pozitívan elősegíthetik a faj territóriumfoglalását. Mivel a hatások komplexen jelentkeznek, ezáltal így is javasolt kezelni őket.

## 6. Konzervációbiológiai javaslatok

Korábbi kutatásokhoz hasonlóan a vidra továbbra is zászlóshajó-fajként kezelendő a természetközeli vizes élőhelyeken, amelyek még számos veszélyeztetett fajnak nyújtanak menedéket. A tény, hogy a szomszédos országokhoz képest hazánk még stabilnak mondható vidrapopulációt tart fenn, egyértelműen a halastavak nagy számára vezethető vissza (Lanszki és Körmendi 1996). Megfigyelésem alapján a mesterséges halastórendszerekben a stabil halkészletnek köszönhetően a vidrasűrűséget nem befolyásolja jelentős mértékben a halkihelyezés. Éppen ezért vidravédelmi szempontból mindenképpen az extenzív halgazdálkodási módszert javaslom, amennyiben egy területen a vidra állandó jelenlétét szeretnénk biztosítani. Ez főleg természetközeli élőhelyeken lehet eredményes, ahol a vidrák a természetes táplálékforrások szélesebb spektrumát találják meg (Bodner 1995a, Lanszki és Körmendi 1996, Kloskowski 2005) és ezáltal nem feltétlenül, vagy csekélyebb mértékben gyakorolnak negatív hatást a haltermelésre. Eredményeim a nemzeti park területén a gazdálkodás alá vont vizes élőhelyek fontosságát hangsúlyozzák, ellentétben a védelem alatt nem álló és ezáltal erősen degradált területekkel. A természetvédők és a gazdálkodók között állandóan feszülő ellentétek kezelése folyamatos, de sajnos a jogosulatlan vadászattal még napjainkban is állandóan számolni kell (Lanszki 2007). Kutatásom évei alatt is több alkalommal találtam erőszakos úton elpusztult vidrák tetemét. Elengedhetetlenül fontos ezért az állandó kommunikáció a konzervációbiológusok és a halgazdálkodók között, amelyet európai szintre kell emelni (Gera 1996). Bár a magán

halastavakon nagyon nehéz hatékonyan visszaszorítani az illegális vadászatot, minél több nem védett területen található extenzív halgazdálkodást lenne szükséges bevonni a vidravédelembe. Hazánkban számos tényező állít akadályt a hatékony vidravédelem elé: az élőhelyek pusztulása, az autóutak növekvő számából adódó gázolások, az orvvadászat, stb. A populációk megléte és túlélése egyértelműen függ a táplálék minőségétől is. Esetemben a kiválasztott terület azért érdekes, mert egyszerre élvez védelmet, ugyanakkor folytatnak rajta gazdálkodást (nem csak a haltenyésztésre, de akár a nádaratásra is utalva). A szabadidős tevékenységek fokozódása jelentősen növeli a vizes élőhelyek zavartságát (Beale és Monaghan 2004), viszont a bemutatott kutatási területen az ökoturizmusból adódó hatás egyenlőre – vidrára nézve legalábbis – nem vált érzékelhetővé. A vándorló énekesmadárfajokhoz hasonlóan (Ecsedi et al. 2004) a vidra esetében is bebizonyosodott, hogy a gáton lévő vegetáció kulcsfontosságú szerepet tölt be (Jenkins és Burrows 1980, Mason és Macdonald 1986), tehát mindenképpen sürgetni kell fasorok, illetve dűs partmenti vegetáció mint ökológiai folyosók kialakítását, meghagyását. Sajnos haltermelés lévén a gáton a fák jelenléte nem kívánatos, azokat a gazdálkodási munkálatok, a gátak védelme miatt csaknem teljesen kiirtják. Az autóutak viszonylagos közelsége itt is maga után vonja az egyes területek között átjáró egyedek gázolását (Philcox et al 1999, saját megfigyelés). Mivel a vidravédelem rendkívül összetett, számos tényező figyelembevételét megköveteli, ezért mindenképpen szükséges sürgetni a minisztériumok, a halgazdálkodók és a természetvédők közötti szoros együttműködést. Kutatásom ehhez próbál adatokkal segítséget nyújtani.

## 7. Összefoglalás

Hazánk a környező országokhoz képest jelenleg stabilnak mondható állományát tartja el a vizes élőhelyek fokozottan védett menyétféle csúcsragadozójának, a közönséges, vagy más néven eurázsiai vidrának (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758).

Doktori témám a fentiekből kiindulva két fő terület köré csoportosul. Táplálkozásökológiai szempontból közvetett úton vizsgáltam a vidra táplálkozási szokásait, milyen a zsákmányfajok eloszlása, ez mutat-e szezonális, illetve területek közötti különbséget az egyes tőegységek között, továbbá megállapítható-e halpreferencia, különösen a gazdaságilag értékes, valamint a téli időszakban nyugalmi állapotban lévő halfajok tekintetében. A térképezés útján végzett vidramozgást összevetettem azon környezeti paraméterekkel, amelyek befolyásolhatják az ott élő egyedek élőhelyhasználatát.

Kutatásom célja az alábbi kérdések megválaszolása volt: (1) Melyek azok a környezeti feltételek, amelyek elősegítik a faj területválasztását, illetve melyek azok, amelyek negatív hatást gyakorolnak rá? (2) Mesterséges, gazdálkodás alá vont, ugyanakkor védelem alatt álló területek esetében mennyire különböznek ezen szempontok egyéb környezeti adottságokkal rendelkező, mások által vizsgált területekhez képest? (3) Mennyire tekinthető a faj zavarástűrőnek? (4) Miként alakul a vidra évszakonkénti étrendje és haltáplálékválasztása? (5) Milyen halpreferencia tapasztalható a területen, a gazdaságilag értékes, illetve a nyugalmi állapotban lévő halfajokat ez milyen mértékben érinti?

A Hortobágyi Nemzeti Park területének közepére eső, mintegy

34 tavat felölelő tőegységeken végeztem a felmérést. A területek kiválasztásakor fontos szempont volt, hogy az egyes tőegységek között megfigyelhetőek legyenek hasonló, illetve eltérő környezeti változók. A mintavételezés havi rendszerességgel történt, mely során a táplálék-összetétel megállapításhoz szükséges ürülékek gyűjtését, illetve azok elhelyezkedésének és a kialakított vidraváltók feltérképezését végeztem. A táplálék-összetétel megállapítása a begyűjtött ürülékben talált zsákmánymaradványok határozása alapján történt. Az élőhelyhasználat-vizsgálatához segítséget nyújtott a felvett adatok elemzése, melyet lineáris kevert modell, az R statisztikai program lme4 csomagjának alkalmazásával végeztem el (R Development Core Team 2013).

A vidra számára területtől és évszaktól függetlenül a hal bizonyult domináns táplálékforrásnak. Emellett járulékos zsákmányfajok (kétéltűek, ízeltlábúak, madarak, emlősök) is megjelentek az étlapján. Az egyes taxonok fogyasztása között észlelhető szezonális különbség, főleg a kétéltűek és madarak válnak a szaporodási időszakban könnyebben zsákmányolhatóakká. Ez a kiegyenlített táplálékmenységnek köszönhető, amely nem kényszeríti rá a vidrákat járulékos fajok nagyobb arányú zsákmányolására. A tőegységek között nem, de az egyes súlykategóriákat tekintve megfigyelhető volt preferencia néhány halfajra. Nagy arányú a gazdaságilag értékes, illetve téli időszakban a nyugalmi állapotban lévő halfajok aránya is a vidra táplálékában, ami az extenzív gazdálkodásnak köszönhető. Bár a csuka és ponty maradványai mindegyik tőegységről előkerültek, utóbbi fogyasztása más vizsgálatokhoz képest nem volt kiugró. A csapósügér, a harcsa, a

compó, az amur és a naphal nem voltak kedvelt táplálékfajok.

Az élőhelyhasználat-vizsgálat eredményei alapján a mintaterületen a hulladék sűrűségét a nádszigetek mérete, a kotorékkészítésre alkalmas fák száma, a lakott települések közelsége, valamint a legeltetett területek és erdők jelenléte befolyásolta a legnagyobb mértékben. Ugyanakkor számos vizsgált környezeti paraméter nem hatott a vidrák élőhelyválasztására.

## **8. Summary**

The Hungarian population of the Eurasian otter (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) – a strictly protected mustelid top predator – is stable as compared to those of neighbouring countries.

Based on the above, my doctoral thesis focuses on two main topics. First, I studied the feeding ecology of otters using indirect methodology, analysing (1) species composition of prey species (2) its temporal trends and spatial patterns in fishpond systems as well as preference for (3) fish species of economic value and (4) hibernating fish. To do so, otter movements based on field mapping were compared to environmental factors possibly affecting habitat selection of otters.

My work aims to answer the following questions: (1) Which environmental predictors affect positively and negatively territory selection in otters? (2) How do these results which were found in artificial, protected and farmed areas differ from those in sites with contrasting environmental conditions? (3) To what extent do otters tolerate human disturbance? (4) What factors drive prey selection and what seasonal trends can be detected in species composition? (5) How

is fish preference spatially distributed, with a special respect to hibernating species and those of key economic value?

My study area where surveys were carried out is located in the central part of HNP, consisting of 34 fishponds. The study area was selected to obtain a wide range of environmental variables. Sample collection was carried out on monthly basis, during which mapped spraints and tracks were collected to identify prey composition. Prey composition was provided by identifying spraint remains. To analyse habitat preference, linear mixed models were fit using field data as response variables, applying the lme4 package of the R programming environment.

As a result of food preference analyses, fish was the most important prey item of otters, independent from area or season. Additionally, alternative prey species (amphibians, insects, birds, mammals) were also present. We detected seasonal differences between preferences for various prey taxa: predominantly amphibians and birds are liable to be preyed upon during reproduction. The observed low proportions of alternative prey in spraint might be explained by continuously available fish stocks. Therefore otters are not forced to switch to alternative prey taxa. While there is no difference between fishpond units, clear preference was shown for specific weight classes of fish. Preference is strongly skewed towards fish of economic importance and hibernating fish is also highly preferred in winter, which might be explained by extensive fish farming technologies. Although remnants of pike and carp occurred in samples from all fishpond units, no clear preference was detected for the latter species as compared to other investigations. Perch, catfish, tench, grass carp and

pumpkinseed were not among the preferred fish.

Based on the results of habitat preference, spraint densities were predicted by reed island size, the number of trees suitable for borrowing, proximity of human settlements and forests as well as the presence of grazed areas.

## 9. Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet szeretném kifejezni témavezetéséért Dr. Nagy Sándor Alexnek, valamint Dr. Végvári Zsoltnak a statisztikai módszerekben nyújtott segítségével, továbbá kiváló ötleteiért és kitartó biztatásáért. Ezúton szeretném megköszönni Perpék Mónikának álhatalos munkáját és kitartását a terepen nyújtott segítségben, továbbá Dr. Lukács Balázs Andrásnak, Molnár Attilának és Dr. Bihari Zoltánnak az iránymutatásért. Hálás köszönet Koczka Andrásnak a témaválasztásban tett ötleteiért, valamint Halasi-Kovács Bélának szakmai segítségnyújtásáért. Adatgyűjtésben, valamint a terepmunka során adódó nehézségek leküzdésében állandó segítséget nyújtottak a Hortobágyi Nemzeti Park és a Hortobágyi Halgazdaság Zrt. dolgozói-fáradozásukat ezúton is nagyon köszönöm. Illesse hála családomat, páromat állandó biztatásukért és támogatásukért. Külön köszönettel tartozom két kiváló szakembernek, Gera Pálnak és Dr. Lanszki Józsefnek a hazai vidrakutatás terén tett áldozatos munkájukért, amellyel nagyban hozzájárultak az én előrehaladásomhoz is.



[www.duden.de](http://www.duden.de)

## 10. Irodalomjegyzék

- Adámek, Z., Kortan, D., Lepič, P., Andreji, J. 2003. Impacts of otter (*Lutra lutra* L.) predation on fishponds: A study of fish remains at pond sin the Czech Republic. *Aquaculture International* 11: 389-396.
- Anoop, K.R. 2001. Factors affecting habitat selection and feeding habits of smooth-coated otter (*Lutra perspicillata*) in Periyar Tiger reserve, Kerala. M.Sc. thesis. Wildlife Insitute of India, Dehra Dun, India.
- Ayres, C., García, P. 2009. Abandoned clay mines: an opportunity for Eurasian otters in NW Spain. *Otter Specialist Group Bulletin* 26: 67-72.
- Baltrūnaitė, L. 2006. Seasonal diet of the otter (*Lutra lutra* L.) in natural river ecosystems of south-eastern Lithuania. *Acta Zoologica Lituonica* 16: 107-114.
- Barbosa, A.M., Real, R., Márquez, A.L., Rendón, M.Á. 2001. Spatial, environmental and human influences on the distribution of otter (*Lutra lutra*) in the Spanish provinces. *Diversity and Distributions* 7: 137-144.
- Bas, N., Jenkins, D., Rothery, P. 1984. Ecology of otters in Northern Scotland. V. The distribution of otter *Lutra lutra* faeces in relation to bankside vegetation on the river Dee in summer 1981. *Journal of Applied Ecology* 21: 507-513.
- Beale, C.M., Monaghan, P. 2004. Human disturbance: people as predation-free predators? *Journal of Applied Ecology* 41: 335-343.
- Bedford, S. J. 2009. The effects of riparian habitat quality and biological water quality on the European otter (*Lutra lutra*) in

- Devon. Bioscience Horizons 2: 125-133.
- Berinke, L. 1966. Halak-Pisces. Akadémiai Kiadó, Budapest. 138 p.
- Bíró, P. 2011. Vizsgálati módszerek és értékelő eljárások a halbiológiában. Debreceni Egyetemi Kiadó. 272 p.
- Blanco-Garrido, F., Prenda, J., Narvaez, M. 2008. Eurasian otter (*Lutra lutra*) diet and prey selection in Mediterranean streams invaded by centrarchid fishes. *Biological Invasions* 10: 641-648.
- Bodner, M. 1995a. Otters and fish-farming: preliminary experiences of a WWF project in Austria. *Hystrix* 7: 223-228.
- Bodner, M. 1995b. Fish loss in Austrian fish ponds as a result of otter (*Lutra lutra* L.) predation. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 12: 3-10.
- Böhme, G. 1977. Zur Bestimmung quartärer Anuren Europas an Hand von Skelettelementen. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Humboldt-Universität zu Berlin, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe* 26: 283-300.
- Broyer, J., Aulagnier, S., Destre, R. 1988. La loutre *Lutra lutra angustifrons* Lataste, 1885 au Maroc. *Mammalia* 52: 361-370.
- Brown, R., Ferguson, J., Lawrence, M., Lees, D. 1993. Federn, Spuren és Zeichen der Vögel Europas: Ein Feldführer. Aula-Verlag Wiesbaden. 232 p.
- Carss, D.N. 1995. Foraging behaviour and feeding ecology of the otter *Lutra lutra*: a selective review. *Hystrix* 7: 179-194.
- Carss, D.N., Parkinson, S.G. 1996. Errors associated with otter *Lutra lutra* faeces analysis. I. Assessing general diet from spraints. *Journal of Zoology* 238: 301-317.
- Carugati, C., Perrin, M.R. 1998. Habitat, prey and area requirements of

- otters (*Aonyx capensis*) and (*Lutra maculicollis*) in the Natal Drakensberg (South Africa). IUCN Otter Specialist Group Bulletin 19: 18-24.
- Chanin, P.R.F. 2003. Ecology of the Eurasian otter. Conserving Natura 2000 Sites Rivers Ecology Series N° 10. English Nature, Peterborough.
- Chanin, P.R.F., Jefferies, D.J. 1978. The decline of the otter *Lutra lutra* L. in Britain: an analysis of hunting records and discussion of causes. Biological Journal of the Linnean Society 10: 305-328.
- Cho, H.-S., Choi, K.-H., Lee, S.-D., Park, Y.-S. 2009. Characterizing habitat preference of Eurasian river otter (*Lutra lutra*) in streams using a self-organizing map. Limnology 10: 203-213.
- Clavero, M., Prenda, J., Delibes M. 2005. Amphibian and reptile consumption by otters (*Lutra lutra*) in a coastal area in southern Iberian Peninsula. Herpetological Journal 15: 121-135.
- Cohen, T.M., Narkiss, T., Dolev, A., Ben-Ari, Y., Kronfeld-Schor, N., Guter, A., Saltz, D., Bar-Gal, G.K. 2013. Journal of Heredity 104. 192 p.
- Conroy, J.W.H., Watt, J., Webb, J.B., Jones, A. 1993. A guide to the identification of prey remains in otter spraint, Occasional Publication No. 16. London: The Mammal Society.
- Cortés, Y., Fernandez-Salvador, R., Garcia, F.J., Virgos, E., Llorente, M. 1998. Changes in otter *Lutra lutra* distribution in central Spain in the 1964-1995 period. Biological Conservation 86: 179-183.
- Crawley, M.J. 2007. The R book. UK Imperial Collage London at Silwood Park, UK. 950 p.
- Day, M.G. 1966. Identification of hair and feather remains in the gut

- and faeces of stoats and weasels. *Journal of Zoology* 148: 201-217.
- Delibes, M. 1990. La nutria (*Lutra lutra*) en España. Serie Técnica, ICONA, Madrid. 198 p.
- Dubuc, L.J., Krohn, W.B., Owen, R.B. 1990. Predicting occurrence of river otters by habitat on Mount Desert Island, Maine. *Journal of Wildlife Management* 54: 594-599.
- Durbin, L.S. 1993. Food and habitat utilization of otters (*Lutra lutra* L.) in a riparian habitat. PhD Thesis, University of Aberdeen.
- Durbin, L.S. 1996. Some changes in the habitat use of a free-ranging otters *Lutra lutra* during breeding. *Journal of Zoology* 240: 761-764.
- Durbin, L.S. 1998. Habitat selection by five otters *Lutra lutra* in rivers of Northern Scotland. *Journal of Zoology* 245: 85-92.
- Ecsedi, Z. 2004. A Hortobágy Madárvilága. (Avifauna of Hortobágy) Hortobágyi Természetvédelmi Egyesület, Winter Fair, Balmazújváros-Szeged. 588 p.
- Erlinge, S. 1967. Home range of the otter *Lutra lutra* L. in Southern Sweden. *Oikos* 18: 186-209.
- Erlinge, S. 1968. Territoriality of the otter *Lutra lutra* L. *Oikos* 19: 81-98.
- Erlinge, S., Jensen, B. 1981. The diet of otters (*Lutra lutra*) L. In Denmark. *Natura Jutlandica* 19: 161-165.
- Faragó, S. 2009. A történelmi Magyarország vadászati statisztikái 1879-1913 [Hunting statistics of historical Hungary 1879-1913]. Nyugat-Magyarországi Egyetem Press, Sopron. [In Hungarian]445p.
- Fekete, I. 2001. *Lutra*. Móra Könyvkiadó, Budapest. 283 p.
- Foster-Turley, P., Macdonald, S.M., Mason, C.F. 1990. Otters. An action plan for their conservation. IUCN/SSC Otter Specialist

Group, Morges.

- Fumagalli, R., Prigioni, C., Carugati, C. 1995. Behavioural ecology of captive otters *Lutra lutra* in the breeding centre of the Natural Park of Ticino Valley (Piemonte region, northern Italy). *Hystrix* 7: 269-278.
- García, P., Arévalo, V., Lizana, M. 2011. Comparison of track and direct observation estimations for assessing abundance of the Eurasian otter, *Lutra lutra*. *Folia Zoologica* 60: 37-42.
- Geidezis, L.C. 1998. Diet of Otters (*Lutra lutra*) in Relation to Prey Availability in a Fish Pond Area in Germany. Proceedings of the VIIIth International otter colloquium, Trebon 1998 IUCN Otter Specialist Group Bulletin.
- Georgiev, D.G. 2005. Habitats of the otter (*Lutra lutra* L.) in some regions of Southern Bulgaria. IUCN Otter Specialist Group Bulletin 18: 6-13.
- Georgiev, D.G. 2008. Diet composition of the Eurasian otter and co-existing Grey heron in a fish farm during the spring-summer season in Bulgaria. Proceedings of the Anniversary Scientific Conference of Ecology, 194-199.
- Georgiev, D.G., Stoycheva, S. 2006. Habitats, distribution and population density otter survey in the Western Rhodopes Mountains (Southern Bulgaria). IUCN Otter Specialist Group Bulletin 23: 36-43.
- Gera, P. 1996. Report on execution of K+F agreement the national survey of the protected and endangered otter numbered 1153/K. Foundation For Otters, Budapest. 19 p.
- Gera, P. 2004. Vidraköny. Alapítvány a Vidrákért, Budapest. 291 p.

- Gera, P. 2007. A 2004 és 2006 között elvégzett magyarországi vidraállomány felmérés részletes összefoglaló dolgozata. Alapítvány a Vidrákért, Budapest. 124 p.
- Glimmerveen, U., Ouwerkerk, E.J. 1984. Habitat use of marine otters; an analysis of otter activity and its relation to environmental factors in a coastal area on Shetland. Institute of Terrestrial Ecology, Banchory, Scotland, 44 p.
- Green, J., Jefferies, R., Jefferies, D.J. 1984. A radio tracking survey of otters *Lutra lutra* on a Perthshire river system. *Lutra* 27: 85-145.
- Halasi-Kovács, B., Tóthmérész, B. 2011. A hazai vízfolyások Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő halegyüttes alapú ökológiai minősítési rendszere. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* 25: 77-100.
- Harka, Á., Sallai, Z. 2004. Magyarország halfaunája. Pauker Nyomda, Budapest. 269 p.
- Heltai, M. 2002. The status and distribution of mammal predators in Hungary. Ph D thesis. St. Stephen University, Gödöllő.
- 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.
- IUCN, S. S. C. (2001). IUCN Red List categories and criteria: version 3.1. Prepared by the IUCN Species Survival Commission.
- Jacobsen, L., Hansen, H.-M. 1996. Analysis of otter (*Lutra lutra* L.) spraints to estimate prey proportions: A comparison of methods through feeding experiment. *Journal of Zoology* 238: 167-180.
- Jamnicki, J. 1995. Hunting of otter (*Lutra lutra* L.) in Slovakia one

- hundred years ago. *Folia Venatoria* 25: 189-194.
- Jancke, S., Giere, P. 2011. Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in a landscape abundant in lakes. *European Journal of Wildlife Research* 57: 373-381.
- Jenkins, D., Burrows, G.O. 1980. Ecology of otters in northern Scotland I. Otter (*Lutra lutra*) breeding and dispersion in mid-Deeside, Aberdeenshire in 1974-1979. *Journal of Animal Ecology* 49: 713-735.
- Jenkins, D., Walker, J., McCowan, G.K. 1979. Analyses of otter (*Lutra lutra*) faeces from Deeside, N.E. Scotland. *Journal of Zoology* 177: 486-491.
- Kemenes, I. 1991. Otter distribution, status and conservation Problems in Hungary. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 6: 20-23.
- Kemenes, 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, I., Nechay, G. 1990. The food of otters *Lutra lutra* in different habitats in Hungary. *Acta Theriologica* 35: 17-24.
- Kloskowski, J. 1999. Otter *Lutra lutra* predation in cyprinid-dominated habitats. *Mammalian Biology* 64: 201-209.
- Kloskowski, J. 2005a. Otter *Lutra lutra* damage at farmed fisheries in southeastern Poland, I: an interview survey. *Wildlife Biology* 11: 201-206.
- Kloskowski, J. 2005b. Otter *Lutra lutra* damage at farmed fisheries in southeastern Poland, II: exploitation of common carp *Cyprinus carpio*. *Wildlife Biology* 11: 257-261.
- Knollseisen, M. 1996. *Fischbestimmungatlas als Grundlage für*

- nahrungsökologische Untersuchungen. Vienna: Boku-Reports on Wildlife Research and Game Management. 94 p.
- Kortan, D., Adámek, Z., Poláková, S. 2007. Winter predation by otter, *Lutra lutra* on carp pond systems in South Bohemia (Czech Republic). *Folia Zoologica* 56: 416-428.
- Kranz, A. 2000. Otters (*Lutra lutra*) increasing in Central Europe: from the threat of extinction to locally perceived overpopulation? *Mammalia* 64: 357-368.
- Kranz, A., Toman, A., Knollseisen, M., Prasek., V. 2002. Fish ponds in Central Europe - A rich but risky habitat for otters. In: Dulfer, R., J. Conroy, J. Nel, Gutleb, A.C., editors. eds. Otter conservation - An example for a sustainable use of wetlands. Proceedings of the VIIth International otter colloquium, Trebon 1998 IUCN Otter Specialist Group Bulletin. 19:181-186.
- Krawczyk, A.J., Skierczyn'ski, M., Tryjanowski, P. 2011. Diet of the Eurasian otter *Lutra lutra* on small watercourses in Western Poland. *Mammalia* 75: 207-210.
- Krebs, C.J. 1999. Ecological methodology. Harper Collins Publishers, New York. 620 p.
- Kruuk, H. 1992. Scent marking by otters (*Lutra lutra*): signaling the use of resources. *Behavioral Ecology* 3: 133-140.
- Kruuk, H. 1995. Wild otters. Predation and populations. Oxford University Press, Oxford. 290 p.
- Kruuk, H., Carss, D.N., Conroy, J.W.H., Durbin, L. 1993. Otter (*Lutra lutra* L.) numbers and fish productivity in rivers in NE Scotland. *Symposia of the Zoological Society of London* 65: 171-191.

- Kruuk, H., Moorhouse, A. 1990. Seasonal and spatial differences in food selection by otters (*Lutra lutra*) in Shetland. *Journal of Zoology* 221: 621-637.
- Kučerová, M. 1997. Preliminary results from a study on the diet and damages of otters (*Lutra lutra*) on a series of private ponds in Southern Bohemia. In: Proceedings of the International Workshop "Otters and Fishfarms". BOKU: Reports on Wildlife Research and Management No. 14: 83-88.
- Lanszki, J. 2002. Feeding ecology of mammal predators living in Hungary. *Natura Somogyiensis* 4. Kaposvár: 22.
- Lanszki, J., Körmendi, S. 1996. Otter diet in relation to fish availability in a fish pond in Hungary. *Acta Theriologica* 41: 127-136.
- Lanszki, J. 2008. A vidra elterjedése és az előfordulást befolyásoló tényezők vizsgálata a Duna alsó szakasza mentén. *Natura Somogyiensis* 12: 191-202.
- Lanszki, J., Hidas, A., Szentés, K., Révay, I., Lehoczky I., Weiss, S. 2008. Relative spraint density and genetic structure of otter (*Lutra lutra*) along the Drava River in Hungary. *Mammalian Biology* 73: 40-47.
- Lanszki, J., Körmendi, S., Hancz, Cs., Zalewski, A. 1999. Feeding habits and trophic niche overlap in a Carnivora community of Hungary. *Acta Theriologica* 44: 429-442.
- Lanszki, J., Körmendi, S., Hancz, Cs., Martin, T.G. 2001. Examination of some factors affecting selection of fish prey by otters (*Lutra lutra*) living by eutrophic fish ponds. *Journal of Zoology* 255: 97-103.
- Lanszki, J., Molnár, T. 2003. Diet of otters living in three different habitats in Hungary. *Folia Zoologica* 52: 378-388.

- Lanszki, J., Molnar, M., Molnár, T. 2006. Factors affecting the predation of otter (*Lutra lutra*) on European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Journal of Zoology* 270: 219-226.
- Lanszki, J., Pallos, Zs., Nagy, D., Yoxon, G. 2007a. Diet and fish choice of eurasian otters (*Lutra lutra* L.) in fish wintering ponds in Hungary. *Aquaculture International* 15: 393-402.
- Lanszki, J., Sallai Z. 2006. Comparison of the feeding habits of Eurasian otters on a fast flowing river and its backwater habitats. *Mammalian Biology* 71: 336-346.
- Lanszki, J., Sugár, L., Orosz, E. 2007b. Hazai vidrák morfológiai jellemzői és elhullási okai post mortem vizsgálat alapján. (Morphologic parameters and death causes of otters in Hungary, by means of post mortem analysis). *Állattani Közlemények* 92: 67–76.
- Lanszki, J., Széles, L.G. 2010. Vidrák táplálék-összetétele felhagyott halastó- és bányató rendszeren. *Természetvédelmi Közlemények* 16: 91-102.
- Lanszki, J., Széles, L.G. 2006. Feeding habits of otters living on three moors in the Pannonian ecoregion (Hungary). *Folia Zoologica* 55: 358-366.
- Lanszki, J., Széles, L.G., Yoxon, G. 2009. Diet composition of otters (*Lutra lutra* L.) living on small watercourses in southwestern Hungary. *Acta Zoologica* 55: 293-306.
- Levins, R. 1968. Evolution in changing environment. Princeton University Press, Princeton 123 p.
- Libois, R.M., Hallet-Libois, C., Rosoux, R. 1987. Éléments pour l'identification des restes craniens des poissons dulcaquicoles de Belgique et du nord de la France. In: *Fiches d'ostéologie animale*

- pour l'archéologie, Série A, No. 3. Centre de Recherches Archéologiques du CNRS, Belgium.
- Lodé, T. 1993. The decline of otter *Lutra lutra* populations in the region of the Pays de Loire, western France. *Biological Conservation* 65: 9-13.
- Loy, A., Carranza, M.L., Cianfrani, C., D'Alessandro, E., Bonesi, L., Di Marzio, P., Minotti, M., Reggiani, G. 2009. Otter *Lutra lutra* population expansion: assessing habitat suitability and connectivity in southern Italy. *Folia Zoologica* 58: 309-326.
- Macdonald, S.M. 1983. The status of the otter (*Lutra lutra*) in the British Isles. *Mammal Review* 13: 11-23.
- Macdonald, S.M., Mason, C.F. 1994. Status and conservation needs of the otter (*Lutra lutra*) in the western Palearctic. Council of Europe, Strasbourg. 54 p.
- Mason, C.F., MacDonald, S.M. 1986. Otters. Ecology and Conservation. Cambridge Univ. Press, Cambridge. 236 p.
- Mason, C.F., MacDonald, S.M. 1987. The use of spraints for surveying otter *Lutra lutra* populations: An evaluation. *Biological Conservation* 41: 167-177.
- Mason, C.F., MacDonald, S. M. 2004. Growth in Otter (*Lutra lutra*) populations in the UK as shown by long-term monitoring. *A Journal of the Human Environment* 33: 148-152.
- Marcelli, M., Fusillo, R. 2009. Monitoring peripheral populations of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Southern Italy: New occurrences in The Sila National Park. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 26: 10-14.
- McCafferty, D. 2005. Ecology and conservation of otters (*Lutra lutra*)

- in Loch Lomond and The Trossachs National Park. Glasgow Naturalist 24: 29-35.
- Miranda, R., Copp, G.H., Williams, J., Beyer, K., Gozlan, R.E. 2008. Do Eurasian otters *Lutra lutra* (L.) in the Somerset Levels prey preferentially on non-native fish species? *Fundamental and Applied Limnology/ Archiv für Hydrobiologie* 172: 339-347.
- Móczár, L. 1969. *Állathatórózó I.-III.* Tankönyvkiadó, Budapest.
- Opačak, A., Florijančić, T., Horvat, D., Ozimec, S., Bodakoš, D. 2004. Diet spectrum of great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis* L.) at the Donji Miholjac carp fishponds in eastern Croatia. *European Journal of Wildlife Research* 50: 173-178.
- Ottino, P., Giller, P. 2004. Distribution, density, diet and habitat use of the otter in relation to land use in the Araglian Valley, southern Ireland. *Biology and Environment: Proceedings on the Royal Irish Academy* 104B, 1: 1-17.
- 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.
- Pikulik, M.M. 1985. *Amphibians in Belarus.* Nauka and tekhnika, Minsk. (In Russian) 190 p.
- Pikulik, M.M., Sidorovich, V.E. 1996. Relationship between seasonal dynamics of amphibian distribution and otter reproduction. *Rep. Nat. Acad. Sciences Belarus* 40, 80-83. (In Russian)
- Pinheiro, J.C., Bates, D.M. 2009: *Mixed-effects models in S and S-PLUS.* Springer-Verlag New York. 530 p.
- Pintér, K. 1989. *Magyarország halai.* Akadémiai Kiadó, Budapest. 202 p.

- Prenda, J., Granado-Lorencio, C. 1996. The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter *Lutra lutra* L. sprainting activity in a small Mediterranean catchment. *Biological Conservation* 76: 9-15.
- 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.
- Prigioni, C., Balestrieri, A., Remonti, L., Gargaro, A., Priore, G. 2006. Diet of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in relation to freshwater habitats and alien fish species in southern Italy. *Ethology, Ecology és Evolution* 18: 307-320.
- Prigioni, C., Remonti, L., Balestrieri, A., Sgrosso, S., Priore, G., Misin, C., Viapiana, M., Spada, S., Anania, R. 2005. Distribution and sprainting activity of the otter (*Lutra lutra*) in the Pollino National Park (Southern Italy). *Ethology, Ecology és Evolution* 17: 171-180.
- Rakonczay, Z. (szerk.) 1990. *Vörös Könyv. Akadémiai Kiadó, Budapest: 62-64.*
- R Development Core Team 2013. The R project for statistical computing. URL: <http://www.r-project.org/> (2013. november 1.)
- Remonti, L., Prigioni, C., Balestrieri, A., Sgrosso, S., Priore, G. 2008. Distribution of a recolonising species may not reflect habitat suitability alone: the case of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in southern Italy. *Wildlife Research* 35: 798-805.
- Reuther, C., Dolch, D., Green, R., Jahrl, J., Jefferies, D.J., Krekemeyer, A., Kucerova, M., Madsen, A.B., Romanowski, J., Roche K., Ruiz-Olmo, J., Teubner, J., Trindade, A. 2000. *Surveying and Monitoring*

- Distribution and Population Trends of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*) - Guidelines and Evaluation of the Standard Method for Surveys as recommended by the European Section of the IUCN/SSC Otter Specialist Group. Habitat 12, Hankensbüttel, 148.
- Reynolds, J.C., Aebischer, N.J. 1991. Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the Fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review* 21: 97-122.
- Roche, K. 2001. Sprainting behaviour, diet, and foraging strategy of otters (*Lutra lutra* L.) in the Třeboň Biosphere Reserve (Czech Republic). PhD Thesis, Academy of Sciences of the Czech Republic, Institute of Vertebrate Biology in Brno, 135 p.
- Rodics, K. 1995. Gyilkos üzlet. A KTM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötete. 142 p.
- Romanowski, J. 2006. Monitoring of the otter re-colonisation of Poland. *Hystrix* 17: 37-46.
- Ruiz-Olmo, J., López-Martin, J.M., Palazón, S. 2001. The influence of fish abundance on the otter (*Lutra lutra*) population in Iberian Mediterranean habitats. *Journal of Zoology* 254: 325-336.
- Ruiz-Olmo, J., Margalida, A., Batet, A. 2005. Use of small rich patches by Eurasian otter (*Lutra lutra* L.) females and cubs during the pre-dispersal-period. *Journal of Zoology* 265: 339-346.
- Shenoy, K. 2002. Habitat selection and diet composition of smooth-coated otters (*Lutra perspicillata*) in the Cauvery Wildlife Sanctuary, Karnataka, India. MSc thesis. Pondicherry University, Pondicherry, India.
- Shenoy, K., Varma, S., Devi Prasad, K.V. 2006. Factors determining

- habitat choice of the smooth-coated otter, *Lutra perspicillata* in a South Indian river system. *Current Science* 91: 637-642.
- Sidorovich, V.E., Pikulik, M.M. 1998. Factors allowing high density of otters in Eastern Europe. *Proceedings VIIth International Otter Colloquium. Trebon 1998. IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 19A. Special Issue. IUCN, Gland: 326-333.
- Sjoåsen, T. 1997. Movements and establishments of reintroduced European otters *Lutra lutra*. *Journal of Applied Ecology* 34: 1070-1080.
- Sulkava, R. 1996. Diet of otters *Lutra lutra* in central Finland. *Acta Theriologica* 41: 395-408.
- Tankó, I., Tassi, I. 1978. A vidra életmódjáról és halászati kártételéről. *Halászat* 71: 72-75.
- Tölg, I., Tasnádi, R. szerk. 1996. *Halgazdálkodás I.-MOHOSZ*, Budapest. 203 p.
- Webb, J.B. 1979. Otter spraint analysis. *Mammal Society*. 12 p.
- Weber, D. 1990. The end of the otter and of otter reintroduction plans in Switzerland. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 5: 45-50.
- Wise, M.H. 1980. The use of fish vertebrae in scats for estimating prey size of otters and mink. *Journal of Zoology* 192: 25-31.
- 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.
- Yoxon, P., Yoxon, K., 2014. Estimating otter numbers using spraints: is it possible? *Journal of Marine Biology*, 2014.
- URL: <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/12419/0>

## 11. Függelék

### 1.1. Függelék A részletes vizsgálatba bevont tőegységek (Halastó, Fényes, Csécs, Borsós, Akadémia, Gyökérkút) alapadatai tavanként

Tórendszer	Tó	Tóterülete (ha)	Nyílt vízfelület (ha)	Náddal borítottság (ha)	Északi gát-hossz (m)	Keleti gát-hossz (m)	Déli gát-hossz (m)	Nyugati gát-hossz (m)
Halastó	I.	142	186	82	1431	907	1445	892
	II.	128			1506	883	1532	881
	III.	142	102	167	1493	864	1500	861
	IV.	128			1288	890	1512	983
	V.	125	16	111	697	1310	1049	1428
	VI.	142	126	18	1881	330	1578	1303
	VII.	142	109	34	1595	902	1562	872
	VIII.	142	109	31	1550	871	1566	877
	XI.	166	126	32	1126	1439	1130	1391
	Kondás	470	268	135	2536	3153	2493	838
	telelő		4	0				
Fényes	I.	28	23	5	377	758	435	568
	II.	44	42	3	856	905	262	751
	III.	60	52	9	890	768	631	902
	IV.	65	47	22	736	877	1149	996
	V.	33	30	3	480	973	142	659
	telelő		12	0				
Csécs	I.	53	32	21	1903	744	1622	215
	II.	64	41	25	1394	510	1306	384
	III.	107	75	20	1301	707	1165	636
	IV.	57	47	11	1172	518	1204	398
	V.	113	80	21	1656	601	1786	520
	VI.	58	45	13	528	818	1314	681
	VII.-VIII.	131	70	49	1195	731	1250	1291
Borsós		135			1141	1596	1140	1459
Akadémia	I.	8	5	1	484	105	492	117
	II.	27	23	3	571	489	493	490
	III.	26	25	3	654	431	574	420
	IV.	26	19	5	651	420	660	311
	előnevelők		27	0				
Gyökérkút	VI.	75	58	33	948	952	958	933
	VII.	18	21	5	567	377	559	440
	VIII.	31	20	12	363	554	587	634
	IX.	42	37	6	694	744	1141	332
	X.	115	84	32	668	889	1313	1636
	XI.	104	57	16	1228	1152	1115	347
telelő		4	0					

1.2. Függelék. A vizsgált tőegységek állapota tavakként részletezve a két kutatási évet (2005, 2006) tekintve. A számok az adott tó állapotát jelölik a vizsgált hónapban az alábbiak szerint: 1: feltöltve, 2: leengedve 3: feltöltés alatt, 4: leengedés alatt

		Tavak állapota																							
		2005												2006											
		01.	02.	03.	04.	05.	06.	07.	08.	09.	10.	11.	12.	01.	02.	03.	04.	05.	06.	07.	08.	09.	10.	11.	12.
Akadémia	I.	1	1	1	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	3	1	1	1	1	1	1	
	II.	1	1	1	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	4	3	1	1	1	1	1	1	
	III.	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	4	2	2	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	
	IV.	1	1	4	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	3	1	1	4	3	1	1	1	
Gyökérkút	X.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	2	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1		
	XI.	1	1	1	1	1	1	4	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
	IX.	2	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	3	1	1	1	1	1		
	VII.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
	VIII.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	4	2	2	2	3	1	1	4	4	3	1	1	1	
	VI.	1	1	1	1	1	1	1	4	4	3	1	1	1	1	1	4	3	1	1	1	1	1	1	
Borsós		1	1	1	4	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		
Fényes	I.	1	1	1	1	1	1	1	1	4	4	2	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1		
	II.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	4	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1		
	III.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1	4	2	3	1	1	1	1	1		
	IV	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	2	2	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1		
	V.	2	2	2	3	1	1	1	4	2	2	2	2	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1	

1.2. Függelék. (folytatás). A vizsgált tőegységek állapota tavakként részletezve a két kutatási évet (2005, 2006) tekintve. A számok az adott tő állapotát jelölik a vizsgált hónapban az alábbiak szerint: 1: feltöltve, 2: leengedve 3: feltöltés alatt, 4: leengedés alatt

		Tavak állapota																							
		2005												2006											
		01.	02.	03.	04.	05.	06.	07.	08.	09.	10.	11.	12.	01.	02.	03.	04.	05.	06.	07.	08.	09.	10.	11.	12.
Csécs	I.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	2	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	II.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	3	1	1	1	1	1
	III.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	3	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	IV.	1	1	4	3	1	1	1	1	1	4	2	2	2	1	1	1	4	4	3	1	1	1	1	1
	V.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	3	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	VI.	1	1	1	1	1	1	4	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	VII.-VIII.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	4	3	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Halastó	I.-II.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	3	1	1	1	1	1
	III.-IV.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	V.	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1											
	VI.	1	1	1	1	1	4	4	2	2	2	2	2	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	VII.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	VIII.	1	1	4	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	XI.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	XIV. (Kondás)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

## **A jelölt tudományos tevékenységének jegyzéke**

### **1. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott impaktos publikációk jegyzéke**

**Krisztina Juhász**, Balázs András Lukács, Mónika Perpék, Sándor Alex Nagy, Zsolt Végvári (2013): Effects of extensive fishpond management and human disturbance factors on Eurasian otter (*Lutra lutra* L. 1758) populations in Eastern Europe. North-Western Journal of Zoology [elfogadva]. IP faktor: 0,75

**Krisztina Juhász**, Balázs András Lukács, Mónika Perpék, Sándor Alex Nagy, Zsolt Végvári: Main versus alternative prey of Eurasian otters in an East-European artificial wetland system. North-Western Journal of Zoology. [elfogadva]. IP faktor: 0,75

### **2. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott referált publikációk jegyzéke**

**Juhász Krisztina** 2006: A vidra táplálék-összetételének vizsgálata hortobágyi halastavakon- Halászatfejlesztés 31: 199-210.

**Juhász Krisztina**, Gera Pál 2006: Adatok a vidra (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) Borsod-Abaúj-Zemplén megyei elterjedéséhez. Hidrológiai Közlöny 87 (6): 186-187.

### **3. Egyéb megjelent vagy közlésre elfogadott publikációk jegyzéke**

Bartók, T., Szécsi, Á., **Juhász, K.**, Bartók, M., Mesterházy Á. 2013: ESI-MS identification of the first ceramide analogues of fumonisin B<sub>1</sub> mycotoxin from a *Fusarium verticillioides* culture following RP-HPLC separation. Food Additives and Contaminants. [elfogadva]. IP faktor: 2,13

**Juhász Krisztina** 2004: Vidrák által okozott gazdasági kártétel becslése-Vidrakutatás a Hortobágy-Halastón. IX. OFKD Előadások összefoglalója. 219 p.

**Juhász Krisztina** 2006: Vidra Hajdú-Bihar megyében. Halászati Lapok Magyar Mezőgazdaság melléklete 7 (11): 7 p.

#### **4. Az értekezés témakörében elhangzott előadások jegyzéke**

**Juhász Krisztina** 2004: Vidrák által okozott gazdasági kártétel becslése-Vidrakutatás a Hortobágy-Halastón Előadás IX Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencia-természetudományi szekció Budapest, 2004. április 5-7.

**Juhász Krisztina** 2004: Vidrák által okozott gazdasági kártétel becslése a Hortobágyi-Halastavakon. Előadás. A vidra (*Lutra lutra* Linnaeus 1758) életének kutatása és természetvédelme Magyarországon című fórum Budapest, Fővárosi Állat-és Növénykert, 2004. június 3.

**Juhász Krisztina** 2006: A vidra táplálék-összetételének vizsgálata hortobágyi halastavakon. Előadás. XXX. Halászati Tudományos Tanácskozás Szarvas, 2006. május 24-25.

**Juhász Krisztina** 2006: Adatok a vidra (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758) Borsod-Abaúj-Zemplén megyei elterjedéséhez. Előadás. XLVIII. Hidrobiológus napok: „Európai elvárások és a hazai hidrobiológia”. Tihany, 2006. október 4-6.

**Juhász Krisztina, Végvári Zsolt, Nagy Sándor Alex** 2006: Habitat selection of the Eurasian otter *Lutra lutra* in fishponds in the Hortobágy National Park in Eastern Hungary. 1st European Congress of Conservation Biology. Előadás. Eger, 2006. augusztus 22-26.

**Juhász Krisztina** 2006: Az eurázsiai vidra (*Lutra lutra*) táplálék-összetételének vizsgálata hortobágyi halastavakon 2005-2006-ban.

VII. Magyar Ökológus Kongresszus. Előadás. Budapest, ELTE, 2006. szeptember 4-6.

## **5. Az értekezés témakörében készült poszter előadások jegyzéke**

**Juhász Krisztina**, Végvári Zsolt, Nagy Sándor Alex 2006: Habitat selection of the Eurasian otter *Lutra lutra* in fishponds in the Hortobágy National Park in Eastern Hungary. Poszterek összefoglalója 1st European Congress of Conservation Biology, Eger.

**Juhász Krisztina**, Végvári Zsolt, Nagy Sándor Alex 2006: Az eurázsiai vidra (*Lutra lutra*) táplálék-összetételének vizsgálata hortobágyi halastavakon 2005-2006-ban. VII. Magyar Ökológus Kongresszus. Budapest, ELTE, Poszterek összefoglalója.