

SZAKMAI BESZÁMOLÓ

Bevezetés

A rejtőzködő és viszonylag ritka fajok, így a vadon élő vidra (*Lutra lutra* L.) állományainak monitorozása az elpusztulttal talált egyedek részletes boncolására alapozott (*post mortem*) vizsgálatával (is) lehetséges (Simpson 1997, Reuther et al. 2000, Simpson 2000, Heltai 2002). Vidrán számos országban évek, évtizedek óta végeznek *post mortem* analízist, ezzel együtt a vizekbe jutó szennyezőanyagok akkumulációját is mérik (Mason és Macdonald 1986, Kruuk 1995, Smit et al. 1998, Shore et al. 2000, Hauer et al. 2002, Elmeros et al. 2006). Az eseti, például katasztrófák által okozott, ipari és mezőgazdasági szennyezések alkalmával végzett vizsgálatokkal (pl. Bowyer et al. 2003, Ridoux et al. 2004) ellentétben, ma lényeges szempont a szennyezőanyagok táplálékláncban való akkumulálódásának nyomon követése (Roos et al. 2001), a populációváltozás trendjének hosszútávú nyomon követése (Elmeros et al. 2006), a veszélyeztető tényezők meghatározása (Kruuk és Conroy 1991, Simpson 1997, Hauer et al. 2002a), a kor és reprodukciós állapot meghatározása (Hauer et al. 2002a, Elmeros és Madsen 1999, Hauer et al. 2002b). A vidra ebből a szempontból modellállatnak is tekinthető, az emberhez „hasonlóan” csúcsragadozó, táplálék szervezeteihez képest hosszú élettartamú. A hazai, országos kiterjedésű *post mortem* vizsgálat a 2000-ben, a keleti országrész folyóit ért súlyos cianid- és nehézfém-szennyezés után 2002-ben kezdődött.

Az európai elterjedési, állományváltozási adatok (Conroy és Chanin 2002), az ökológiai kutatási tapasztalatok (pl. Chanin 1985, Mason és Macdonald 1986, Kruuk 1995, Reuther et al. 2000, Grogan et al. 2001, Lanszki 2002, Crawford 2003) alátámasztják azt, hogy a vidra sebezhető faj, a vizes élőhelyek fontos indikátora, stabil állományának fennmaradása alapvetően az emberi tevékenységtől függ. A vidra a növekvő közúti forgalom és az orvvadászat miatt napjainkban is veszélyeztetett (Rakonczay 1989), országosan elterjedt (összefoglalta: Kemenes 2005), továbbá a természetvédelem fontos zászlósfaja, például a Berni Egyezmény címerállata. Megismerése és védelme számos más, a természetvédelem számára fontos élőlény, valamint ezek élőhelyeinek megőrzését, például a halevő (fészkelő, vándorló) fajok fenntartását nagyban elősegítő mesterséges halastavak fennmaradását segíti. Jelen OTKA téma irányultsága elsősorban a természetmegőréssel összefüggő, kezelői munkát megalapozó és segítő biológiai alapadatok gyűjtése volt a vidra fajban, országos kiterjedésű vizsgálatban.

A kutatás célkitűzései:

1. A hazai vidrák elhullási okainak vizsgálata, a befolyásoló tényezők értékelése.
2. A hazai vidrák egészségi állapotának vizsgálata, a szervsúly mintázat leírása.
3. A szaporodásbiológiai jellemzők vizsgálata.
4. A szaporodás szezonálisitásának vizsgálata.
5. A kor, mint számos tulajdonságot befolyásoló tényező vizsgálata.
6. Egyes toxikus anyagok vidraszövetekben történő akkumulációjának vizsgálata.
7. A hazai toxikus anyag szintek értékelése nemzetközi összehasonlításban.
8. Molekuláris genetikai vizsgálat, alapmintázat leírása.

A szerződésben vállalt és elvégzett feladatok, ezek újdonsága

1. A pályázat benyújtásakor 57 vidra mintával rendelkezünk. Ezekhez, a program két éve alatt 40-50 újabb példány bekerülésével számoltunk (összesen kb. 100 vidrával). A tervezettnél lényegesen többet, összesen 150 elpusztulttal talált példányt gyűjtöttünk össze. Nemzetközi protokollt követve részletesen vizsgáltuk a hazai vidrák korábról kevésbé ismert elhullási okait, a testtömeget, a testméreteket, a kondíciót, a tápláltságot - az ivar és a kor függvényében is. Tudomásunk szerint, a környező országokban hasonló vidra *post mortem* vizsgálat nem zajlik. A jövőben begyűjtött vidratetemeken az itt szereplő tulajdonságokat a továbbiakban is vizsgáljuk. *Az itt szerzett tapasztalatok a hazai és a közép-erópai természetvédelmi gyakorlatban, a vidra fajmegőrzésében és élőhelyeinek védelmében, a nemzeti ökológiai hálózat funkciójának fenntartását/kialakítását elősegítő intézkedések megvalósításában közvetlenül hasznosíthatók. Az itt nyert reprezentatív adatok, a továbbiakban nemzetközi összevetésre is alkalmasak.*
2. A vizsgálat kezdetén igen kevés információ állt rendelkezésre a Magyarországi vidrapopuláció egészségi állapotáról. A *post mortem* vizsgálatunk kiterjedt a vidrák egészségi állapotának, parazitáltságának vizsgálatára is. Előzetesen, nemzetközi összehasonlításban is minimális mértékű volt a vizsgált hazai vidrák között a megbetegedés. *Az itt szerzett új tapasztalatok elsősorban a vidra hazai fajmegőrzésében hasznosulhatnak.*

3. A post mortem vizsgálaton kívül, mindössze szórványos (nem közzé tett) ismeret állt rendelkezésre a hazai vidraállomány szaporodásbiológiájáról. A közvetett mintavételi módszerek (pl. nyomszámlálás, nyomméret) és a zárttéri tartásban tett megfigyelések nagy hibákkal lehetnek terhelvek. A vadon élő vidrapopuláció reprodukciós tulajdonságainak ismeretlensége okán pedig a fajmegőrzés is bizonytalan alapokon áll. A jövőben begyűjtött vidratetemeken az itt szereplő tulajdonságokat a továbbiakban is vizsgáljuk. *Az itt szerzett tapasztalatok a hazai vidraállomány szaporodásbiológiájára vonatkozóan reprezentatív adatokon alapuló mintázat meghatározását tették lehetővé. Ez különösen a placentahetek számán alapuló alomszám meghatározása, továbbá a szaporodásban részt nem vevő adult nőtények arányának meghatározása terén érdekes, és a továbbiakban nemzetközi összevetésre is alapot jelentő eredményeket hozott. Az itt nyert új tapasztalatok a vidra fajmegőrzésében (hazai viszonylatban és nemzetközileg) hasznosulhatnak, de további kutatási irány kiindulópontját is jelenthetik (pl. modell vizsgálatok a vizeletből kimutatható gesztagén metabolitok, ezen keresztül az állatok megfogása nélkül, a petefészkek működés, a vemhesség kimutatására).*
4. Azokon a területeken, ahol a táplálékforrás éven belül ingadozik, a vidra szaporodása szezonális lehet (Erlinge 1967, Kruuk et al. 1991), míg a faj areájának nagy részén a nőtényeket – a szoptatás időszakát leszámítva - folyamatos fogamzóképeség jellemzi (Chanin 1985, Mason és Macdonald 1986, Sidorovich és Tumanov 1994). A hazai vidrapopuláció szaporodásának szezonálisáról igen kevés információ állt rendelkezésre. A hímek reprodukciós sajátosságai pedig alig ismertek (Elmeros és Madsen 1999). *A hímivarban és nőivarban végzett vizsgálatokban szerzett tapasztalatok nemcsak hazai, hanem Közép-Európai viszonylatban is újak. Az eredmények nemzetközi összevetésre is alkalmasak, a fajmegőrzés nélkülözhetetlen (Kruuk 1995) biológiai alapját bővítik.*
5. A korhatározás során korcsoportokat különítettünk el (adult, subadult és juvenilis). A különböző korcsoportok figyelembe vételével végzett toxikológiai értékelés eredményei érdekesek, és e téren ez a felosztás elegendő. Vidra állkapocs, illetve metszőfog mintákat különböző eljárásoknak vetettünk alá (fogak metszése, CT, mikroCT), de e téren további feladatunk van: a fogcement gyűrűk számának megállapítása. *Az itt szerzett tapasztalatok közép-európai viszonylatban újszerűek, hazai viszonylatban újak, és a vidra fajmegőrzésében hasznosulhatnak (fiatal korosztályok fokozott veszélyeztetettsége). E téren hazai és nemzetközi partnerekkel való együttműködésben tudunk további részletesebb ismereteket szerezni.*
- 6-7. Hazai vidrák *post mortem* toxikológiai vizsgálatáról eddig mindössze kis mintaszámon alapuló, néhány közleményben számoltak be (Gutleb et al. 1998, Lanszki et al. 2003). Vizsgáltuk, hogy bizonyos szennyező anyagok (5 fémes elem) szöveti koncentrációja milyen mértékben függ az ivartól, a kortól és az élőhely/terület típusától. Ebben a pontban, a vállaláshoz képest kétszer több vizsgálatot tudunk elvégezni az öt fémes elem esetében, a PCB-k kivételével (ahol a tervezetthez képest időközben a 4-5-szörösre emelkedett a vizsgálat költsége). Továbbá nemcsak a májból, hanem összehasonlítás érdekében egyéb szövetből (vese, izom) is végeztünk vizsgálatot. A jövőben begyűjtött vidratetemekből, az eddigi protokollnak megfelelően mintákat veszünk és őrzünk meg a vizsgálat esetleges későbbi folytatásához. *Az itt kapott eredmények a hazai vidraállomány toxikológiai állapotára vonatkozóan reprezentatív adatokon alapuló mintázat meghatározását tették lehetővé. Az ivarokra, korcsoportokra és területekre, további nemzetközi összevetésre kiterjedő értékelésünk remélhetően nemzetközileg is érdeklődésre tart számot. Ezek az eredmények hazai viszonylatban újak, újszerűek, nemzetközi összehasonlító vizsgálatokhoz megbízható alapot jelentenek. A kapott adatok felhívják a figyelmet egyes vízgyűjtőkön felmerülő problémákra, továbbá a tapasztalatok a vidra faj- és élőhelymegőrzését segíthetik.*
8. A hazai vidrapopuláció genetikai mintázatát kilenc lókus allélgyakorisága és allélmérete alapján vizsgáltuk. *Az új szövetminták feldolgozásával jelentősen bővült a hazai vidraállomány genetikai változatosságával kapcsolatos ismeretünk. A nagy mintaszám megbízhatóbb statisztikai értékelést eredményezett, az itt kapott eredmények nemzetközi összevetésre is jó alapot jelentenek.*

Publikálás. A rövid, két éves kutatás során kapott eredmények egy részét (elhullási okok, morfológiai adatok, gyomortartalom, szaporodásbiológiai tulajdonságok, szervsúlyok, egyes molekuláris genetikai eredmények) már közzétett lektorált lapokban, vagy közlésre elfogadott kéziratokkal rendelkezünk. Egyes idő- és munkaigényes laboratóriumi vizsgálatok (toxikológia, molekuláris genetika), esetenként a tervezettnél lényegesen nagyobb számú mintán (öt fémes elem szöveti koncentrációja) 2007 végén

fejeződtek be. Továbbá a mintagyűjtés folyamatos: a zárást követően is folytatjuk a mintagyűjtést, elvégezzük a kis anyagköltésű méréseket, míg a költséges kémiai és genetikai vizsgálatokhoz a mintákat tároljuk. A nemzetközi lektorált lapokban nyilatkozni kell az eredmények eredetiségéről, így a legfontosabb, friss, elsősorban a toxikológiai és a molekuláris genetikai témakörben rendelkezésünkre álló eredmények különböző, közlésre történő (Chemosphere és Conservation Genetics) előkészítettségi stádiumban vannak. (Témavezetői megjegyzés: a korábbi saját programokban kapott eredmények közlése – az OTKA támogatás feltüntetésével -, a zárást követően még évekig folyik). A jelen programból származó, érdeklődésre számot tartó új eredményeket (különösen a toxikológia és molekuláris genetikai témakörökben) mindenképp közöljük. Az eredményeket hazai és nemzetközi fórumokon ismertettük.

Módszerek

Post mortem vizsgálat

Gyűjtés módja. A fokozottan védett vidra vizsgálata a KvVM (837/6/2005 sz.) kutatási engedélye alapján zajlott, mely 2009. december 31.-ig érvényben van. A többségében utak mentén, elpusztultan talált vidrákat a nemzeti park igazgatóságok munkatársai gyűjtötték össze és tárolták.

Adatfelvétel. Az adatokat a nemzetközi gyakorlatnak (Simpson 2000) megfelelően vettük fel. Ezek az alábbiak voltak: származás (gyűjtés ideje, helye, körülmények), törzhossz, farokhossz, hátulsó lábvég (talp) hossza, testtömeg 10 gramm pontossággal, elhullás oka (csoportosítás Kruuk 1995 munkája alapján), sérülések (fülek, szemek, fogazat, bőr, ivarszerv, karmok, talpak, egyéb), harapásnyomok, lágyéktájékon bőr alatti zsírdepozíció (1-3 pont).

Kondíció index számítás. Ivaronként kondíció indexet számoltunk Kruuk (1995) ajánlása szerint, a törzhossz, a farokhossz és a testtömeg, valamint ivaronként eltérő szorzófaktorok alapján.

Kor. A korhatározás testméretek, fogváltás és a fogazat jellemzői (Heggberget 1984, Reuther 1999) alapján zajlott. A besorolás három korosztályba történt 1: adult, vagy szaporodóképes/érett (≥ 2 éves), 2: subadult (1-2 éves) és 3: juvenilis, vagy fiatal (< 1 éves). Az utóbbi kettőt, mint szaporodásra még nem kész korosztályt összevontan is értékeltük. A témában közreműködő állatorvos vizsgálta a belső szervek egészségi állapotát, valamint végezte a parazitológiai vizsgálatot.

Egészségi állapot. Vizsgáltuk a belső szervek egészségi állapotát. Lemértük a belső szervek súlyát (0,01 g pontossággal) és ezekből (pl. máj, vese, mellékvese, tüdő, szív, lép, csecsemőmirigy, pajzsmirigy, here, petefészek) szövetmintát vettünk.

Mintavétel, tárolás. Az említett szövetmintákat, a combizom-, borda- és combcsont mintákkal, továbbá a gyomorral, a belekkel, a koponyával, az ivarszervekkel együtt -18C° -on tároltuk.

Gyomortartalom vizsgálat. A gyomortartalom taxonjainak meghatározásakor atlaszokat és referencia gyűjteményeket használtunk fel (Lanszki 2002 Kemenes 2005). Az átlagos százalékos táplálék-összetétel kifejezése az egyes gyomrokban talált táplálékmaradványok külön-külön, 0,01 g pontossággal mért súlya alapján történt.

Szaporodásbiológiai vizsgálat. A vidrák szaporodásbiológiai sajátosságait mindkét ivarban vizsgáltuk. A nőivarban a szaporodóképességet a méhszarvakban végzett embrió és a placentaheg számlálással vizsgáltuk (Sidorovich és Tumanov 1994, Elmeros és Madsen 1999, Hauer et al. 2002b). Ezen túlmenően vizsgáltuk az aktív csecsbimbószám, és a placentahegek (embriók) száma közötti kapcsolatot is. A hímivarban a szaporodóképesség szezonálisát a gonado-szomatikus index alapján követtük nyomon. Ennek a számítása során a here súlyát (mellékhere nélkül) osztottuk a testtömeggel (g/kg). Hasonló módon, a belső szervek súlyindexének megállapításakor, a belső szerv súlyát (g) a testtömeg (kg) arányában fejeztük ki. Páros szervek esetében átlagsúly adatokat használtunk a számításokban.

Mintasám kérdés. Az egyes tulajdonságoknál közölt mintaszámoknál található eltérések egyes vizsgált példányok erős roncsoltságából (mérés szükségszerű mellőzéséből) és adathiányosságból (pl. preparáltatás miatt bőr nélkül kapott vidra, ismeretlen helyszín, stb.) adódtak. A vizsgálat során képi dokumentáció készült.

Kémiai vizsgálat

A higany, a réz és a cink, továbbá 25 vidrán az össz PCB vidra szöveti koncentrációjának vizsgálata a Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal, Állategészségügyi Diagnosztikai Igazgatóságon zajlott

(jogelődje: Országos Állategészségügyi Intézet Kémiai Osztálya). Az ólom és a kadmium koncentráció vizsgálata a Kaposvári ÁNTSZ Laboratóriumában zajlott.

Az analitikai vizsgálat módszere: 0,8 g homogenizált szövetmintát 3 ml HNO₃ (forrpont alatti desztillációval tisztított sav) és 2 ml H₂O₂ (a.r.) hozzáadásával mikrohullámú roncsolóban (Milestone Ethos Plus) roncsoltunk el. A májszövet mintákból 2-2 párhuzamos készült, a mintaoldat végső térfogatát 20 ml-re állítottuk be. A réz és a cink koncentrációk meghatározása atomabszorpciós spektrofotométerrel (PU 9200X), láng-atomizálással történt (kimutatási határ 2-2 mg/kg). A többpontos kalibrációs egyenes vizes-savas kalibráló-oldatokkal készült (Merck 1g/l Cu ill. Zn). Az ólom és a kadmium koncentrációk meghatározása grafitkemencével (PU 9390X) és automata mintaadagolóval (FS 90) felszerelt atomabszorpciós spektrofotométerrel (PU 9200X) történt (kimutatási határ 0,03 mg/kg volt mindkét fém esetén). A többpontos kalibrációs egyenes mátrix tartalmú kalibráló-oldatokkal készült (májszövet, Merck 1 g/l Pb ill. Cd). A mérésekhez mátrix módosítót (NH₄H₂PO₄, Suprapur Merck) és mintatároló betétet használtunk. A higany meghatározása hidridfejlesztő egységgel (UNICAM VP90) felszerelt atomabszorpciós spektrofotométerrel (PU 9200X) történt (kimutatási határ 0,1mg/kg). A többpontos kalibrációs egyenes vizes-savas kalibráló-oldatokkal készült, redukáló szerként NaBH₄-t (p.a., Merck) használtunk. Az analitikai rendszer és a módszer érzékenységének, pontosságának és precizitásának folyamatos ellenőrzéséhez rendszeres vakminta készítést, a kalibráló oldatok meghatározott időközönkénti visszamérését, addíciós vizsgálatokat, valamint hiteles anyagminták (BCR-186, SRM-1577_b) egyidejű elemzését alkalmaztuk. A PCB-k vizsgálata a MSZ EN 1528 1-4 szabvány szerint történt 25 vidrán (kimutatási határ: 1 µg/kg).

Molekuláris genetikai vizsgálat

A vidra mikroszatellit lókuszek amplifikációját Dallas és Piertney (1998) és Dallas et al. (2000) e célra kialakított és optimalizált primerpárjaival (Lut 733, 832, 715, 615, 833, 435, 604, 717, 701) végeztük Szarvason, a Halászati és Öntözési Kutatóintézet Halbiológiai Osztályán.

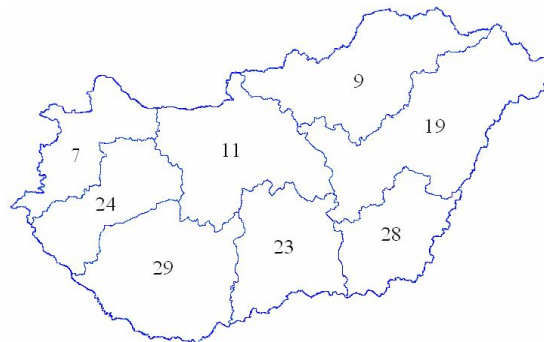
Kutatási eredmények

Céltűzés volt a hazai vidrák elhullási okainak vizsgálata, a befolyásoló tényezők értékelése.

Minták származása

A vizsgált vidrák egyedszáma a gyűjtési év szerint: 1999: 2, 2000: 2, 2001: 3, 2002: 21, 2003: 21, 2004: 27, 2005: 24, 2006: 29, 2007: 13 és ismeretlen évből: 8 példány. A gyűjtés éve több esetben eltér a vizsgálat, vagy a vizsgálatra bekerülés évétől. (A 150 vidrán túl 2008-ban újabb 10 példányt gyűjtöttünk be /2007-es évi gyűjtések/, illetve további vizsgálatra átvehető példányokról van tudomásunk.) Az évenkénti egyedszámokból nem állapítható meg tendencia, a növekvő mintaszámot leginkább a vizsgálat szélesebb körű ismertsége befolyásolta.

A vizsgált 150 vidra nemzeti park igazgatóságokénti származása: Balatoni NPI 24, Bükk NPI 9, Duna-Dráva NPI 29, Duna-Ípoly NPI 11, Fertő-Hanság NPI 6, Hortobágyi NPI 19, Kiskunsági NPI 23, Körös-Maros NPI 28 és Őrségi NPI 1 példány. A vidrák területek szerinti eloszlását a 1. ábra szemlélteti.



1. ábra. Post mortem vizsgált vidrák területi eloszlása

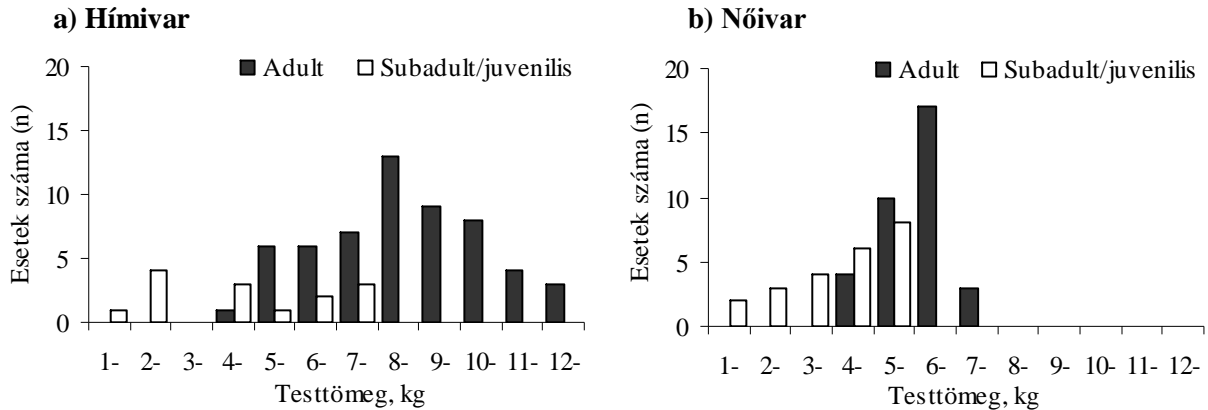
A vizsgált 150 vidra megyénkénti származása: Bács-Kiskun 7, Baranya 9, Békés 23, Borsod-Abaúj-Zemplén 1, Csongrád 17, Fejér 7, Győr-Moson-Sopron 6, Hajdú-Bihar 6, Heves 4, Jász-Nagykun-Szolnok 8, Komárom 1, Nógrád 4, Pest 4, Somogy 15, Szabolcs-Szatmár-Bereg 5, Tolna 4, Veszprém 3, Zala 16, Somogy-Baranya-Tolna (nincs pontosabb adat) 6, ismeretlen 4.

A vizsgált 150 vidra területenkénti származása: Balaton és Kis-Balaton közvetlen környezete 18, horgásztavak, halastavak, bányatavak együtt 32, holtág és láp 3, Duna-mente 10, Tisza-mente 13, közepes- és kis folyók 13, patakok, csatornák, árkok (együtt) 44 és ismeretlen 17 példány.

Testtömeg, testméretek

A vizsgált 150 vidrából a testtömeg mérésre alkalmas hímivarú és nőivarú vidrák testtömeg kategóriák szerinti eloszlását a 2. ábra szemlélteti. Átlagértékek (\pm SE) a hímivarban: adult ($n=57$) $8,66\pm 0,19$ kg (min. 4,89 kg, max. 12,68 kg), subadult ($n=8$) $6,40\pm 0,51$ kg, juvenilis ($n=7$) $3,00\pm 0,55$ kg. Átlagértékek a nőivarban: adult ($n=33$) $6,13\pm 0,26$ kg (min. 4,72 kg, max. 7,86 kg), subadult ($n=18$) $4,51\pm 0,34$ kg, juvenilis ($n=5$) $2,52\pm 0,46$ kg. A két ivar testtömege lényegesen eltért (adult korosztály, kétmintás t-próba, $t_{79}=9,46$, $P<0,0001$).

2. ábra. Hímivarú (a) és nőivarú (b) vidrák testtömeg kategóriák szerinti eloszlása



A testméretekben is kifejezett volt az ivari dimorfizmus. A hímek törzse lényegesen hosszabb volt, mint a nőstényeké (adult korosztály, hímivar: $n=60$, 692 ± 7 mm; nőivar, $n=31$, 631 ± 8 mm; kétmintás t-próba, $t_{89} = 5,61$, $P<0,0001$). Hasonlóképp, a hímek farka hosszabb volt, mint a nőstényeké (adult korosztály, hímivar, $n=62$, 429 ± 4 mm; nőivar: $n=36$, 394 ± 5 mm; kétmintás t-próba, $t_{96}=5,64$, $P<0,0001$).

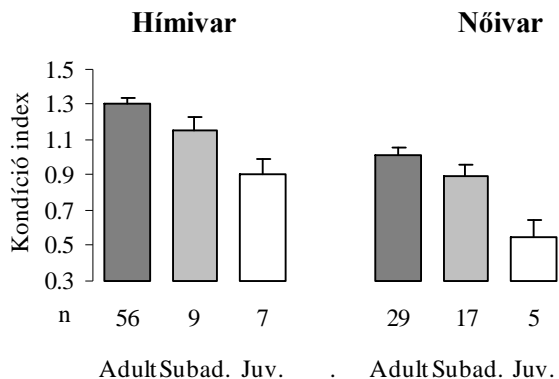
Megvitatás. A méréseink adalékul szolgálnak a hazai vidraállomány jellemzéséhez, melyről a jelen vizsgálat kezdetéig csak szórványos adatok álltak rendelkezésre. Összehasonlításként például, a shetlandi tengerparton (Kruuk 1995) élő adult hím vidrák átlag tömege 7,35 kg ($n= 31$), a nőstényeké 5,05 kg volt ($n= 42$). Ugyanakkor a hazai méréseinkhez hasonlóan, Nagy-Britannia belső területein (hímivar, $n= 433$: 10,1 kg, nőivar, $n= 220$: 7,0 kg), Írországbán (hímivar, $n= 15$: 9,1 kg, nőivar, $n= 12$: 6,20 kg), Dániában (hímivar, $n=32$: 8,3 kg, nőivar, $n=35$: 6,2 kg, összefoglalta Chanin 1985), vagy Németországban (hímivar, $n= 13$: 8,78 kg, nőivar, $n= 8$: 5,61 kg, Reuther 1993) nagyobb tömegű vidrákat mértek.

Kondíció és zsírdepozíció

A hímivarú vidrák kondíció indexe (rövidítése KI) a nőivarú egyedekéhez képest lényegesen kedvezőbb volt (MANOVA, $F_{5,1}=27,20$, $P<0,0001$), valamint az adult korosztályban szignifikánsan jobb volt, mint a juvenilis korosztályban (MANOVA, $F_{5,2} = 18,7$, $P<0,0001$).

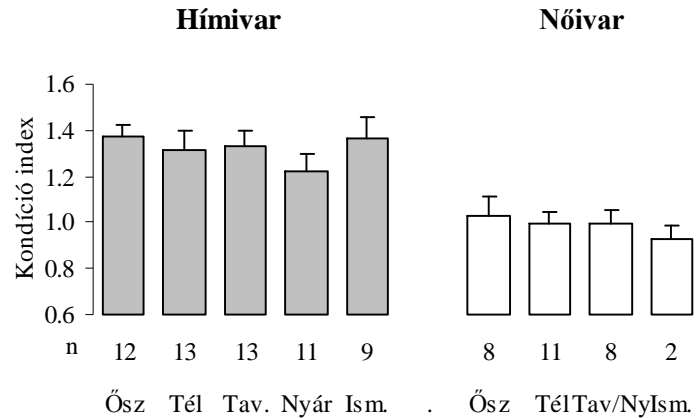
A KI értéke a hímivarban korosztályonként az alábbiak szerint alakult: adult, $1,30\pm 0,03$ (min. 0,72, max. 1,92), subadult $1,15\pm 0,08$, juvenilis $0,90\pm 0,09$; nőivarban: adult $1,01\pm 0,04$ (min. 0,73, max. 1,47), subadult $0,90\pm 0,06$, juvenilis $0,55\pm 0,10$ (3. ábra).

3. ábra. Post mortem vizsgált vidrák kondíció indexe ivar és korosztály szerint



A KI, az adult korosztályt alapul véve nem függött szignifikánsan az évszaktól (4. ábra) sem a hímivarban (ANOVA, $n=49$, $F_3=0,81$, $P=0,496$), sem a nőivarban ($n=27$, $F_3=0,11$, $P=0,950$). Ebben az értékelésben az ismeretlen példányok ($n=9$ és 2) nem szerepeltek. Legmagasabb értéket ősszel, legalacsonyabb értéket nyáron tapasztaltunk.

4. ábra. A kondíció index évszakonkénti alakulása



Bár legkedvezőbb KI értéket a Balatonon és a Kis-Balatonon ($KI=1,24$), legrosszabbat a közepes- és kis vízhozamú folyókon élő vidrák esetén tapasztaltunk ($KI=0,99$), az élőhely típusok közötti különbség nem volt szignifikáns (ANOVA, $F_6=1,35$, $P=0,240$).

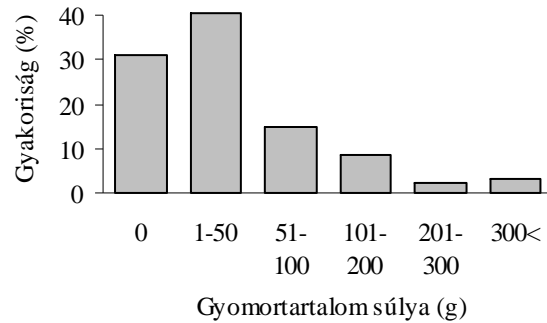
Ivartól függően nem találtunk lényeges eltérést a bőr alatt raktározott zsír mennyiségében (hímivar: $n=81$, $1,63\pm 0,05$ pont, nőivar: $n=63$, $1,62\pm 0,07$ pont, MANOVA, $F_{5,1}=0,39$, $P=0,534$), ugyanakkor az adult korosztályt szignifikánsan nagyobb pontszám jellemzi, mint a juvenilis korosztályt (adult: $1,72$, subadult: $1,50$, juvenilis: $1,23$, MANOVA, $F_{5,2}=7,72$, $P<0,001$).

Ebben az esetben is, a legmagasabb pontszám ($1,69$ pont) a Balatonon és a Kis-Balatonon élő vidrákat jellemezte, de legalacsonyabb az egyéb állóvizeken (főként halas-, horgásztavakon) élő vidrákat jellemzete ($1,53$ pont). Az élőhely típusok közötti különbség azonban minimális volt (ANOVA, $F_6=0,72$, $P=0,634$).

Megvitatás. A vidra – több ragadozó emlőssel (pl. borzsal) ellentétben – a bőre alatt és a hasúri szervei körül nem deponál jelentős mennyiségű zsírt az őszi időszakban. Ez feltehetően összefügg azzal, hogy a téli időszakban is bőséges táplálékhoz jut(hat). A halastavakon az őszi lehalászást követő szárazra állítás a halkészlet jelentős korlátozását jelenti. Problémát jelent továbbá, hogy a nem halászati, vagy horgászati hasznosítású vizek halkészlete gyakran egész évben alacsony, így ezek (például kis vízfolyások, természetvédelmi oltalom alatt álló tavak, lápok) puffer szerepe a táplálékhiány időszakában mérsékelt. Ekkor a vidrák táplálék kereső útja hosszabbá válik. Bár a vizsgálatunkban évszaktól függően, statisztikailag nem különbözött a vidrák kondíciója, biológiailag mégis szembevetendő, hogy a kondíció index ősszel volt a legnagyobb és fokozatosan csökkent nyárig. A táplálék kínálat mennyiségének és összetételének szezonális változása a kondíció hullámlásában közrejátszik. Például a lehalászásokat követő időszakban (télen és tavasszal) a vidra számára optimális haltáplálékot akár jelentős részben szükségszerűen más zsákmányállatok (kételtűek, gerinctelenek) helyettesítik (Lanszki 2002), melyek megszerzése több időt, nagyobb energia befektetést igényel (Kruuk 1995). További befolyásoló tényező a párosodás időszaka, mely főként tél végére, tavasz elejére esik, amikor a vidrák többet mozognak. A kölyöknevelés elsősorban nyáron jelent nagyobb megterhelést a nőstények számára. A kondíció indexben az ivarok közötti, valamint az elpusztulás okai közötti különbségek (később részletezve) hasonlóak voltak Kruuk (1995) shetlandi tapasztalataihoz. Kruuk tapasztalata szerint, az 1-es körüli (1 feletti) kondíció index értékkel rendelkező vidrák kondíciója tekinthető normálisnak, míg az ennél kisebb KI érték gyenge kondíciót jelez. Bár összességében mindkét ivar jó kondícióval jellemezhető, soványabb egyedek különösen a nőivarban, valamint a korosztályokat tekintve a fiatalok között fordultak elő gyakrabban. Ezek az adatok (KI és zsírdepozíció különbségek) a fiatal korosztály fokozott sebezhetőségére hívják fel a figyelmet. A vidra kondíciójának elbírálási problémáját jelzi, hogy a kondícióról a kondícióindex (Kruuk 1995) számítása pontosabb képet ad, mint a lágyéktájékon a bőr alatti zsírmennyiség pontozása (vagy a vesezsír index), mely más ragadozó emlősök esetében elfogadott módszer. A vidrán vese körüli zsír nem mérhető (nincs). Próbaképpen vidrán végzett – szarvasféléken eredményesen alkalmazott – vizsgálatunk szerint, a combcsont csontvelőjének szárazanyag tartalma és a KI között nem találtunk összefüggést ($n=18$, $r_p=0,041$, $P=0,871$).

Gyomortartalom

A vizsgált vidrák gyomortartalmának átlagsúlya (\pm SE) $46\pm 6,9$ g volt (max. 400,2 g). Az esetek 31%-ában üres volt a gyomor. A 5. ábra a gyomortartalom súlykategóriák szerinti eloszlását szemlélteti. A gyomortartalom súlyban nem volt lényeges eltérés az évszakok (MANOVA, $F_{17,3}=0,70$, $P=0,557$), az ivarok ($F_{17,1}=1,64$, $P=0,203$), vagy a korcsoportok ($F_{17,2}=0,73$, $P=0,484$) között.



5. ábra. Vidra gyomrok tartalmának súly szerinti eloszlása

Az üres és a nem üres gyomrok eloszlása nem különbözött lényegesen az egyes évszakokban ($\chi^2_3=1,97$, $P=0,578$).

A vidra gyomrokban 98 különböző táplálék taxon fordult elő. Legnagyobb súlyarányban (78,4%) halakkal, azon belül ezüstkárásszal táplálkoztak. Ezen kívül kisméretű (100 g-nál kisebb tömegű) egyéb halak voltak fontos táplálékai. A ponty a vidra összesített táplálékának egytizedét tette ki. Számottevő volt még a béka (8,6%, főként *Rana* sp.), a közepes testű madarak (6,9%) és a kisemlősök (5,9%, pl. *Rattus* sp., vízipocok) fogyasztása. Kis mennyiségi arányban (0,1%) vízibogár és sáslevél is szerepelt a táplálékban. Az egyes élőhely típusok között nem volt lényeges a különbség a gyomortartalom súlyában ($P=0,433$), bár legnagyobb mennyiségű táplálék (átlagosan 75 g) a patakok, csatornák közeléből származó, legkevesebbet (átlagosan 28 g) az állóvizek (halas- és horgásztavak, holtágak) közeléből származó vidrák gyomra tartalmazott.

Megvitatás. A gyomortartalom vizsgálati eredmények, a lényegesen kisebb mintaszám ellenére, alapvetően összhangban állnak a hullatéakra alapozott hazai vizsgálatok eredményeivel (összefoglalta: Lanszki 2002), mind a táplálék elemek egymáshoz viszonyított arányát, mind pedig a fogyasztott halak súlytartományát tekintve. Az üres, valamint a kevés (50 grammnál kevesebb) prédát tartalmazó gyomrok magas aránya (az esetek közel háromnegyede) azt jelzi, hogy a még táplálékot kereső (éhes) példányok esnek leginkább a gépkocsi forgalom áldozatává.

Elhullási okok

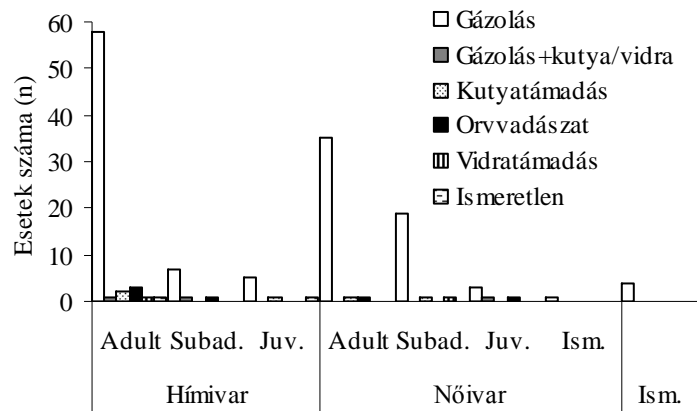
1. táblázat. Post mortem vizsgálatban szereplő vidrák elhullási okai

Az elhullási okokat az 1. táblázat összegzi. Leggyakoribb ok a gépkocsigázolás volt. E mellett összetett ok: gépkocsi gázolás és kutya, vagy gépkocsi és vidra (a harapásnyomok és a szemfogytávolság alapján) is előfordult. A vidrák pusztulását okozó tényezők között a törvénybe ütköző orvvadászat (lelövés sörétes puskával, agyonverés) is szerepelt. Egy, a fején megsérült nőstény vidra feltehetően napokig, esetleg hetekig élt a bántalmazást követően, majd véstesen lesóványodva pusztult el. Kutya és ember együtt (harapásnyom a testen és ütések a koponyán), illetve kutyatámadás (függetlenül attól, hogy kóbor vagy irányított eb) több esetben is okozta vidrák pusztulását. Egy-egy esetben előfordult varsába fulladás és feltehetően mérgezés is. A nem feltétlen emberfüggő egyéb elhullási okok között vidratámadás és a megbetegedés ritkán szerepelt.

Elhullási ok	Eset	%
Gépjármű	132	88.0
Gépjármű/kutya	2	1.3
Gépjármű/vidra	1	0.7
Lelövés	2	1.3
Agyonverés	1	0.7
Ember és kutya	1	0.7
Kutyatámadás	5	3.3
Mérgezés	1	0.7
Varsába fulladt	1	0.7
Vidratámadás	2	1.3
Betegség (?)	1	0.7
Ismeretlen	1	0.7
Összesen	150	

Az elhullási okokat ivaronként és korcsoportonként, a 6. ábra szemlélteti. A különböző elhullási okok mindkét ivarban és mindhárom korcsoportban előfordultak. Hímek és nőtények aránya 56:44% volt, vagyis a hímek gyakrabban estek áldozatul.

6. ábra. Vidra elhullási okok gyakorisága ivaronként és korcsoportonként. Ism: ismeretlen.



Mindkét ivarban jellemző volt, hogy a gépkocsigázolás miatt elpusztult vidrák (átlag \pm SE, hímvár: KI=1,29 \pm 0,03, nőivar: KI= 0,94 \pm 0,03), az egyéb okok miatt elpusztult vidrákhoz (hímvár: KI=1,04 \pm 0,08, nőivar: KI=0,67 \pm 0,09) hasonlítva, lényegesen magasabb kondíció index-értékkel rendelkeztek (kétmintás t-teszt, P<0,01 mindkét ivarban). Hasonló tendenciát találtunk a zsírdépozíció esetében is (gépkocsigázolás, hímvár: 1,67 \pm 0,05 pont, nőivar: 1,64 \pm 0,07 pont; egyéb okok, hímvár: 1,36 \pm 0,13 pont, nőivar: 1,25 \pm 0,21 pont, hímvár: P<0,05, nőivar: P=0,077). A nőivar esetében a különbség nem volt szignifikáns.

Megvitatás. A vizsgálatunkban szereplő elhullási okok között leggyakrabban (90%) gépkocsigázolás vagy gázolással összefüggő ok szerepelt. Kruuk és Conroy (1991) shetlandi vizsgálataiban, a miénkhez hasonló (n=113) mintaszám mellett, az esetek „mindössze” 49%-ában fordult elő gépkocsigázolás, 5%-ban kutya, vagy vidratámadás és gyakori (46%) volt a nem erőszakos pusztulási ok (különböző betegségek). Németországban (n=1067 vidra) leggyakoribb (69,9%) vidra elhullási ok a gépkocsi- (ritkán vonat-) gázolás volt (Hauer et al. 2002). E mellett előfordult betegség (6,6%), varsába fulladás (6%), orvvadászat (4,1%), és egyéb okok, pl. mérgezés, kutyatámadás, elektromos kerítés, hajóval ütközés, jég alá fulladás, elektromos halászat, stb. Dániában az 1970-es, 1980-as években még a halfogó varsák okoztak leggyakrabban vidrapusztulást, napjainkban ott is a közúti forgalom a legfontosabb veszélyeztető tényező, melynek mértéke drasztikusan megemelkedett (Elmeros et al. 2006). A hazai elhullási okokat bemutató adatok a gyűjtés szelektív jellegét, az orvvadászat rejtettségét, a (kimutatott) megbetegedések ritkaságát jelzik. Az illegális elejtések száma nem ismert (ezek a tetemek ugyanis rejtve maradnak), de előfordulását a jelen vizsgálat is alátámasztja. A gyűjtés jellegéből adódóan, a kapott elhullási ok adatok elsősorban, a hasonló körülmények között kapott eredményekkel vethetők össze reálisan. A gépkocsi gázolás és kutyatámadás együttes előfordulása (összetett ok) esetén ugyan nem dönthető el egyértelműen, hogy a gázolás előtt vagy után keletkeztek a harapásnyomok, de ezen vizsgált egyedek rosszabb kondíciója a kutya támadás – mint veszélyeztető tényező – jelentőségére utal. Ugyanis a lesóványodott egyedek könnyebben esnek kutya, másik vidra vagy ember áldozatává. A vizsgálat rámutat arra, hogy a gépkocsi forgalom éppen a jó kondícióban levő egészséges példányok közül szed áldozatot. A több vidra pusztulását okozó „veszélyes” útszakaszokon és pontokon, így pl. a Szegedi Fehér-tó mentén, a Kis-Balaton Balatonhídvégpusztai hídjánál, a Zala folyó felett a 67-es főúton, stb., mielőbb modell jellegű vidraátjárók és egyéb berendezések (pl. vidra-veszélyt jelző táblák, prizmák, pl. Grogan et al. 2001) kiépítését és tesztelését javasoljuk.

Célkitűzés volt a hazai vidrák egészségi állapotának vizsgálata, a szervsúly mintázat leírása.

Sérülések

Itt a nem a vidrák elpusztulását közvetlenül okozó sérüléseket értékeltük. Az előfordult esetek közül a talp- és a karomsérülések voltak statisztikailag értékelhetőek. Hímvárban (n= 78 értékelhető vidra) 13 esetben, nőivarban (n= 65 értékelhető vidra) 11 esetben fordult elő talpsérülés; továbbá hímvárban 10, nőivarban 9 esetben fordult elő karomsérülés. Ezek apró (2-3 mm hosszúságú) sérülések voltak. Nem volt a talpsérülés és a testtömeg (kétmintás t-próba, $t_{105}=0,27$, P= 0,789), a talpsérülés és a KI

($t_{102}=0,75$, $P=0,455$), vagy a talpsérülés és a zsírdepozíció ($t_{121}=0,18$, $P=0,854$) között szoros összefüggés. Hasonlóképp nem találtunk összefüggést a karomsérülés és a fenti három tulajdonság között (kétmintás t -próba, $t_{105}=0,60$, $P=0,526$, $t_{102}=0,08$, $P=0,935$ és $t_{121}=0,45$, $P=0,652$, sorrendben). Az ivarok közötti különbség sem a talpsérülések (Chi-négyzet teszt, $\chi^2=0,002$, $P=0,967$), sem a karomsérülések szerint ($\chi^2=0,032$, $P=0,857$) nem volt szignifikáns. Ezek az apró sérülések nincsenek lényeges hatással a vidrák kondíciójára.

Parazitológiai vizsgálat

A vidra vízhez kötődő életmódjával lehet összefüggésben, hogy a vizsgált vidrákon külső parazitákat például Madsen et al (1991) vizsgálatához hasonlóan egyetlen esetben sem találtunk. A légső átvizsgálása alapján fonalférgesek nem fordultak elő. A gyomrok átvizsgálása alapján gyomorban élő férgeket nem találtunk. Az első 25 vidra bélcsatornája is parazitamentesnek bizonyult. A további vidra bélcsatornák vizsgálat alatt állnak a Szent István Egyetem Állatorvostudományi Karának Parazitológiai Tanszékén (Dr. Fok Éva), az eredmények közös közzétételére irányuló együttműködés keretében.

Betegségek

Az elhullási okok között mindössze egy esetben fordult elő megbetegedés, tüdőgyulladás, továbbá egy jó kondícióban levő vidrában találtunk vesekövet. Az ide vonatkozó külföldi irodalom számos parazitát, vírusos, baktériumos eredetű megbetegedést említ. Kruuk és Conroy (1991) Skóciában vizsgált vidrákban gyomorvérzést, májgyulladást, tüdőgyulladást ír le. Madsen et al. (1999) Dániában galandférgeket, szopornyicát, tüdőgyulladást, hashártyagyulladást, Streptococcus fertőzést, vesekövet, epekövet, májgyulladást, mellékvese megnagyobbodást, tumort a lépben és a belekben, köldöksérvet, vakságot jegyez le. Hauer et al (2002) Németországban vizsgált vidrákban tüdőgyulladást, vészes lesóványodást (senyveséget), gyomor és bélfertőzést, vérmérgezést, hashártyagyulladást, nem pontosított vírusos betegségeket, koszorúér elégtelenséget, gyomor perforációt, vízfejűséget, májlebeny csavarodását, tumort, székrekedést, vérrögződést ír le. Ezek a megbetegedések a jövőben vizsgált hazai példányok esetében is előfordulhatnak. Az eddig vizsgált hazai vidrákra összességében jó egészségi állapot volt jellemző.

Szervsúlyok

A vidrák egyes belső szerveinek átlagsúly, valamint szervsúly index mintázatát korosztálytól és ivartól függően a 2. táblázat tartalmazza.

Általánosságban jellemző volt, hogy az összevont subadult és juvenilis korosztályban nagyobbak voltak a szervsúly indexek, mint az adult korosztályban. Azonban a korosztályok közötti különbség csak a hímivarban, az alábbi szervek esetében volt szignifikáns, máj (kétmintás t -próba, $t_{43}=5,14$, $P<0,0001$), a vese ($t_{53}=2,14$, $P<0,05$), mellékvese ($t_{56}=3,92$, $P<0,001$) és tüdő ($t_{48}=2,42$, $P<0,05$). A nőivarban nem volt korosztálytól függő jelentős különbség ebben a tulajdonságban.

Az adult korosztályt alapul véve, a nőivarban tendenciózusan nagyobbak voltak a szervsúly indexek, azonban az ivarok között nem volt szignifikáns a különbség a szív (kétmintás t -próba, $t_{69}=0,04$, $P=0,966$), a máj ($t_{52}=1,92$, $P=0,059$), a lép ($t_{58}=0,71$, $P=0,477$), a pajzsmirigy (hímivar: $n=45$, $0,183\pm 0,011$ g/kg, nőivar: $n=22$, $0,207\pm 0,013$ g/kg, $t_{65}=1,31$, $P=0,196$), és a tüdő esetén ($t_{58}=0,09$, $P=0,931$). Az ivarok közötti különbség mindössze a vese ($t_{68}=3,06$, $P<0,01$) és a mellékvese esetén volt szignifikáns ($t_{67}=2,117$, $P<0,05$). Vesekövet egy esetben, egy halastórendszer közelében gyűjtött, rossz kondíciójú (KI=0.84) nőivarú adult vidrában találtunk.

Megvitatás. A szervsúly mérési adatoknak, illetve a testsúly figyelembe vételével számolt szervsúly indexeknek a magyarországi vidraállomány alapmintázat leírásában, a faj pontosabb megismerésében van szerepe. Az eurázsiai vidróró tudomásunk szerint ilyen alapmintázatot nem írtak le, csak közeli rokonán, a kanadai vidrán (*Lutra canadensis*) ismert (Harding és Elliott 1996). A szervsúly indexek elsősorban nagyobb földrajzi régiókban végzett összehasonlító vizsgálatokban lehetnek érdekesek, vagy egészségi állapot, ivarok, és évszakok közötti értékelésben.

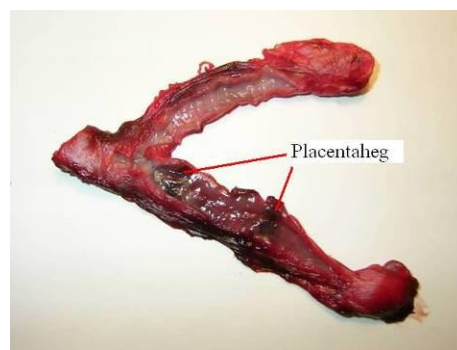
2. táblázat. Hazai post mortem vizsgált vidrák belső szerveinek súlya és szervsúly indexe.
Korcsoportok: 1 – juvenilis, 2 – subadult (1-2 éves), 3 – adult (kb 2 évnél idősebb)

Szerv	Kor csoport	Szervsúly (g)				Index (g/kg)			
		Hímek		Nőtények		Hímek		Nőtények	
		N	Átlag±SE	N	Átlag±SE	N	Átlag±SE	N	Átlag±SE
Szív	1	50	69,3±1,95	28	48,6±1,34	46	8,1±0,14	26	8,0±0,19
	2	7	52,7±4,39	16	37,0±1,11	7	8,5±0,52	15	8,0±0,29
	3	6	21,8±4,21	5	21,6±4,84	6	7,7±0,84	5	8,3±1,10
Máj	1	36	285,0±10,22	22	229,7±11,64	34	34,3±1,10	21	37,6±1,87
	2	7	285,1±35,79	14	180,8±15,17	7	45,2±4,07	14	38,7±2,09
	3	4	157,0±17,07	5	109,3±20,95	4	53,1±5,38	5	42,7±2,85
Lép	1	41	39,7±2,04	24	29,5±1,89	38	4,5±0,22	23	4,7±0,27
	2	7	29,4±4,71	12	24,2±2,73	7	4,7±0,67	12	5,0±0,47
	3	4	10,7±4,51	4	8,6±1,75	4	3,2±0,78	4	3,0±0,16
Tüdő	1	40	125,7±5,77	25	90,9±5,57	37	15,2±0,90	24	15,0±1,04
	2	7	123,6±18,64	15	81,2±4,63	7	20,1±2,87	15	17,7±0,98
	3	6	51,5±6,97	5	45,9±11,26	6	19,1±2,20	5	18,1±2,64
Vese	1	47	31,3±0,73	29	25,5±0,61	43	3,7±0,13	28	4,3±0,11
	2	7	25,7±2,57	14	19,2±0,73	7	4,2±0,39	14	4,3±0,22
	3	5	12,6±1,46	5	12,6±2,38	5	4,5±0,28	5	5,1±0,45
Mellék- vese	1	47	0,51±0,020	28	0,430,027	44	0,06±0,003	26	0,07±0,006
	2	7	0,40±0,064	15	0,28±0,018	7	0,07±0,011	15	0,06±0,007
	3	5	0,22±0,029	5	0,23±0,053	5	0,08±0,009	5	0,09±0,015
Csecsemő- mirigy	1	40	5,38±0,623	30	4,71±0,653	38	0,61±0,069	26	0,79±0,125
	2	7	5,58±1,910	15	5,17±0,962	7	0,88±0,304	14	1,12±0,227
	3	6	1,80±0,532	5	1,93±0,984	6	0,76±0,273	5	0,92±0,538

Célkitűzés volt a szaporodásbiológiai állapot vizsgálat és célkitűzés volt a szaporodás szezonálisának vizsgálata vidrán.

Nőivarú vidrák reprodukciós tulajdonságainak vizsgálata

Adult korosztályban, az összes vizsgált egyed (n=32) alapul véve átlagosan (±SE) 1,31±0,22 placentaheget számláltunk a méhszarvakban (7. ábra). A szaporodóképes (adult) nőstények 40,6%-ban nem találtunk placentaheget, vagy embriót, vagyis ezek a példányok korábban nem vemhesültek (pontosabban implantáció nem történt). Hat adult nőstényben nem volt lehetőség vizsgálatra a hiányzó méh miatt (összesen n=38).



7. ábra. Placentahegek vidra méhben

Magzatokat két esetben találtunk a méhszarvakban. Az egyik esetben három magzatot hordott a nőstény vidra (áprilisi elgázolás, bal oldali méhszarvban: 1, jobb méhszarvban: 2, a jobb oldali méhszarv hiányos volt, 8a. ábra). A másik esetben kettő magzattal volt vemhes a nőstény (júniusi minta, magzatsúlyok: 87,9 g és 92,3 g, kölykezés előtt néhány nappal, egy héttel gázolták el a vidrát, 8b. ábra).

Egy esetben egy régi, mumifikálódott magzatot találtunk (szeptemberi minta). Egy placentaheg (feltételezve egy kölyök) 6,2%-ban, két placentaheg, ill. magzat 37,5%-ban, három placentaheg, ill. magzat 12,5%-ban, és négy placentaheg 3,1%-ban fordult elő.



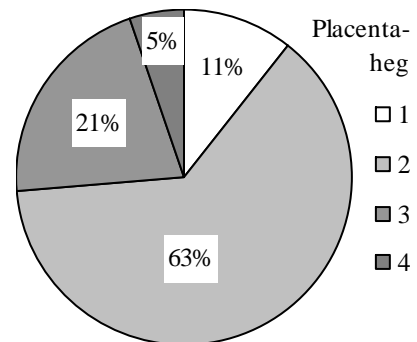
8a. ábra. Vidra magzat (korai stádium)



8b. ábra. Vidra magzat (megszületés előtt kb. 1 héttel)

A méhszarvakban számlált (ténylegesen előfordult, vagyis a korábban nem vemhesültek nélkül) placentahegek, illetve embriók száma szerinti eloszlást a 9. ábra szemlélteti. A korábban kölykezett, vagy vemhes nőstényeket alapul véve ($n=19$ egyed) $2,21 \pm 0,16$ placentaheg fordult elő. A vadon élő vidrapopulációban a kölykezési alomszám tehát leggyakrabban kettő és három között lehet.

9. ábra. Hazai vidrák alomszám szerinti eloszlása
(a placentahegek és magzatok száma alapján)



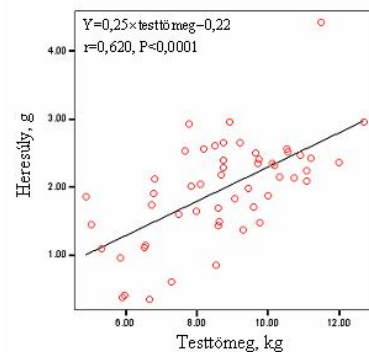
A szaporodás szezonálisága

A nőivarban a reprodukció szezonáliságát az alábbiak szerint vizsgáltuk. Tejelválasztást négy vidrán tapasztaltunk, ezek közül egy-egy példány gyűjtése májusban, szeptemberben és decemberben, valamint egy példány összegyűjtése ismeretlen időpontban történt. Az aktív csecsbimbók száma (2, 2, 3 és 4) megegyezett a placentahegek számával, mely kettő (0+2 és 1+1 placentaheg a bal és a jobb méhszarvban), három (2+1) és négy (1+3) volt. A kölykezések időpontját visszszámolással határoztuk meg a vemhes nőstények adatai, valamint a fiatalabb (2-3 hónapos) post mortem vizsgált juvenilis példányok kora alapján. E szerint, a vizsgált állományban kölykezés 1 esetben télen, 4 esetben tavasszal és 4 esetben nyáron fordult elő bizonyíthatóan.

A hímivarban a reprodukció szezonáliságát az adult vidrák ($n=50$) heresúly per testtömeg (gonado-szomatikus index, GSI) indexe alapján vizsgáltuk. Ennek a számításmódnak az alkalmazását lehetővé tette, hogy a here súlya és a testtömeg közötti összefüggés közepesen szoros volt (10. ábra).

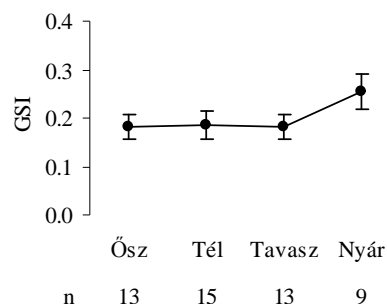
A kondíció index növekedésével szintén nőtt a heresúly, de az összefüggés kevésbé volt szoros (lineáris regresszió, $\text{Heresúly} = 1,18 \times \text{KI} + 0,41$, $r = 0,358$, $P < 0,01$).

10. ábra. A testtömeg és a heresúly közötti összefüggés



Megvitatás. A szaporodás egyik lényeges jellemzője az alomnagyság, mely a vadon élő vidránál 1 és 4 (6) között változhat (pl. Harris 1968, Kruuk 1995). A vizsgált közép-európai dús vízparti vegetáció feltétele mellett problémás (esetleges és nagy hibával terhelt) a vidra szaporodásának (pl. szaporodás időszaka, alomszám) közvetlen megfigyelése, ellentétben egyes tengerparti területeken nappal is aktív vidrák megfigyelésével (Kruuk et al. 1987, 1991), vagy a mediterráneumban végzett felmérésekkel (Ruiz-Olmo et al. 2002).

Az adult korosztályban bár legmagasabb GSI értéket nyáron tapasztaltunk, az évszakok (ősz: 0,182, tél: 0,186, tavasz: 0,183, nyár: 0,254, ismeretlen: 0,207) közötti különbség nem volt szignifikáns (ANOVA, $F_3=1,23$, $P=0,309$, ismeretlenek nélkül, 11. ábra).



11. ábra. A here/testtömeg (GSI) index évszakos alakulása

Az elpusztultan talált vidrák placentaheg számlálására alapozott vizsgálatunkban kapott eredményeink azt jelzik, hogy a Magyarországon élő vidrák alomszáma leggyakrabban kettő és három között alakulhatott. Ezek a közvetett mérési adatok jól jelzik a valós alomszámot. Németország keleti tartományában végzett vizsgálatban (Hauer et al. 2002), a Magyarországihoz hasonló, Európai viszonylatban (Kruuk 1995, Elmeros és Madsen 1999, Ruiz-Olmo et al. 2002) közepes alomszám értéket tapasztaltak. Hauer et al. (2002) vizsgálati eredménye szerint, a corpora lutea számlálása alapján 2,77, ill. 2,55, az embriók száma alapján 2,27, a placentahegek számlálása alapján 2,39, a kölykök számlálása alapján 2,02 volt az átlagos alomszám. Nem ismert, mi az oka annak, hogy az adult korosztályba sorolt (kb. 2 évnél idősebb) nőstények közel harmada nem kölykezett (nem történt implantáció korábban). Meglehetően többségében elütött vidrák elemzésén alapult a vizsgálat, ezeknek a kondíciója, egészségi állapota jobb volt, mint a nem elgázoltan talált példányoké. Post mortem vizsgálat hiányában viszont még kevesebb információ állna rendelkezésre a vadon élő állományok helyzetéről. Az állatkerti (zárttéri) körülmények között végzett megfigyelések adaptálása vadon élő populációkra félrevezető lehet. A vidrák ivarérettségüket mindkét ivarban életük második évében érik el (Stubbe 1969, Corbet és Harris 1991). Azonban a vizsgált nőstények egy része feltehetően ekkor még nem volt érett a szaporodásra (Hauer et al. 2002), vagy nem voltak láthatók a régi placentahegek, valamint egyéb okok, pl. korai születés előtti mortalitás, elégtelen élőhelyi (forrás) feltételek (Erlinge 1967), és más okok is közrejátszhattak a testméreteikben kifejtett, de nem szaporodó nőstények körében tapasztalt magas arányában.

A szaporodásukban szezonalitást mutató emlősök ivarszervei jelentős éven belüli ciklikusságot mutatnak (Chanin 1985). Például a hímivarban a szaporodási időszakot követően a here mérete csökken, a spermium termelés befejeződik. A kanadai vidra (*Lutra canadensis*) szaporodása, az eurázsiai rokonához viszonyítva jobban kötődik évszakhoz, a hereméret tavasszal éri el maximumát (Liers 1951). A vizsgálatunkban, a hímivar gonado-szomatikus indexének változása nem mutatott jellegzetes szezonális hullámzást, mely összhangban áll az e téren végzett kisszámú vizsgálat eredményével (Hegberger és Christensen 1994, Sidorovich és Tumanov 1994, Elmeros és Madsen 1999). Ez azt jelzi, hogy a Kárpát-medencében élő vidrák szaporodóképessége más mérsékelt éghajlatú Európai területekhez hasonlóan, egész évben fennmarad.

A nőivarban, post mortem vizsgálat (a méhszarkak vizsgálata alapján) nem határozható meg pontosan a kölykezés időszaka. Továbbá a szaporodás szezonálisának megállapításában az aktív csecsbimbókkal rendelkező nőstények gyűjtési időpontja is kevésbé vehető figyelembe, mert a vidra hosszú időn (8-12 hónap) keresztül is szoptathatja kölykeit (összegezte Kruuk 1995). A hosszú kölyöknevelés gátolja az anya vidra következő ivarzását (Sidorovich és Tumanov 1994), és a táplálékforrás sem jelent összességében évszakosan korlátozó tényezőt, mely a szaporodás szezonális jellegét okozná. Ezt támasztja alá, hogy az elpusztultan gyűjtött fiatalok kora alapján, a kölykezések többsége ugyan tavasszal és nyáron történt de téli kölykezés is előfordult. A hazai vidrák nem szezonális szaporodása felhívja a figyelmet a vizes élőhelyek, különösen a halasított vizek halellátottságának fontosságára.

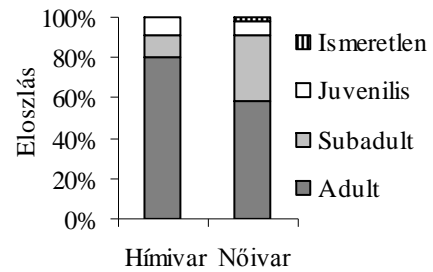
Hagyományos haltermelési technológia alkalmazásakor, a tavak őszi lehalászásától kora tavaszig alacsony halkészlet áll a területeken rendelkezésre. A vizsgált vidrák jelentős részét ősszel (28%) és télen (30%) gyűjtöttük, azonban ezek nagy része nem halastavak környékéről származott. A nagy tavak, folyók, holtágak halkészlete pedig nem ingadozik olyan nagymértékben (pl. Lanszki és Sallai 2006), mint a halasított tavaké. Biológiai érdekes összefüggés, hogy az aktív csecsbimbószám megegyezett a placenta hegek számával. Annyi csecsbimbó választott el tejet, ahány kölyköt világra hozott a vidra, minden kölyök számára volt lehetőség egyidejű szopásra.

Célkitűzés volt az életkor, mint számos tulajdonságot befolyásoló tényező vizsgálata.

Életkor

A vizsgált 150 vidra kora a testméretek, a fogváltás és a fogazat jellemzői (Heggberget 1984, Reuther 1999) alapján, a hímivarban: adult 66, subadult 9, juvenilis 7; nőivarban: adult 38, subadult 21, juvenilis 5, ismeretlen 1, és ismeretlen ivarú 3 példány (csak belsősegeket kaptunk vizsgálatra)(12. ábra).

12. ábra. A vizsgált vidrák korcsoportok szerinti eloszlása

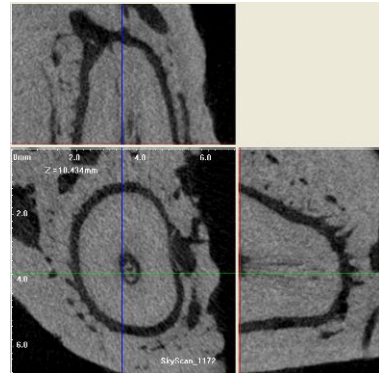


Ebben a vállalt feladatban további teljesítés vár ránk. A tervezettnél lényegesen nagyobb mintaszám miatt a korhatározásra tervezett forrást a fémek koncentrációjának vizsgálatára csoportosítottuk át. Programozható termosztátot beszereztünk, a szemfogak fogcementgyűrű határozásához az állkapcsok előkészítése (szemfogak kimacerálása) zajlik. Fogcement gyűrűk alapján a pontos korhatározás költsége Morten Elmeros és Aksel Bo Madsen dán kutatókkal folytatott együttműködésre irányuló megbeszélésünk szerint kb. 1m Ft lenne. Az eredmények közös publikálása esetén, ez a megállapított vizsgálati díj a jelentős tételt jelentő felhasznált anyagok és eszköz alkatrészek (pl. Mikrotom kés) pótlásának költségét fedezné. Az említett kutatók vizsgálták a Skandináv országok vidráinak korát (pl. Elmeros és Madsen 1999, Elmeros et al. 2006), együttműködési készséget mutatnak. Egyelőre pénzügyi forrást keresünk közösen.

Lépéseket tettünk a korhatározás érdekében a korszerű diagnosztikai módszerek alkalmazására. Próbaképp vidra állkapocs mintákat vetettünk alá komputer tomográfus vizsgálatnak (KE, Diagnosztikai és Onkoradiológiai Központ). A CT felbontóképessége nem teszi lehetővé a fogcementum (gyűrűk) elkülönítését (nincs észlelhető különbség a fogban található csontszövetek víztartalmában) és részletdús képet sem ad.

Ezután állkapocs, pontosabban abból kiemelt metszőfog mintákat vetettünk alá mikroCT vizsgálatnak (SOTE). A fogcement gyűrűk itt sem különíthetők el (homogén fogszövet). A korhatározás alapját ebben az esetben az jelenthetné, hogy a foggyökér ürege a kor előrehaladtával arányosan szűkül (13. ábra). Ez a korhatározási módszer ígéretesnek tűnik, minimális mintaelőkészítést igényel, bármely metszőfögből elvégezhető. Szükség van hozzá referencia (ismert korú vidra) mintákra. Az egy mintára jutó költség kb. 15 eFt (összesen kb. 2m Ft) lenne. Együttműködési készség itt is fennáll.

13. ábra. Vidra szemfog mikroCT képe különböző síkokban



Az életkor hatását alább részletesebben értékeljük.

Célkitűzés volt egyes toxikus anyagok vidraszövetekben történő akkumulációjának vizsgálata, és célkitűzés volt hazai toxikus anyag szintek értékelése nemzetközi összevetésben.

Fémek koncentrációja

A vidra májban mért fémkoncentráció értékelésekor (3. táblázat) fix tényezőként vettük figyelembe az ivart, a kort, az élőhelyet. Itt a 001-től 139-ig terjedő egyedi számú vidrák adata szerepel (mind az 5 fém szöveti koncentrációjának vizsgálata megtörtént).

3. táblázat. Átlagos fémkoncentrációk hazai vidrák májában

	Hg	Cu	Zn	Pb	Cd
Főátlag±SE ^a	1,32±0,16	7,83±0,37	32,43±1,41	0,067±0,013	0,046±0,006
Terjedelem	^b n-8,60	n-19,80	13,40-96,70	n-0,730	n-0,370
Meghatározási tartományon belül, %	94,9	95,7	100,0	73,4	46,4
Ivar (P)	NS	NS	NS	NS	NS
Kor (P)	*	NS	*	NS	**
Élőhely (P)	*	**	**	NS	NS

^amg/kg nedves súly, ^bnem kimutatható, *P<0,05, **P<0,01, NS: nem szignifikáns.

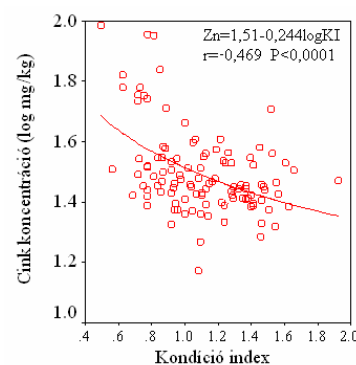
Ivar. Az ólom kivételével a nőivarban találtunk magasabb szöveti koncentráció értékeket, azonban az ivarok közötti különbség nem volt szignifikáns (MANOVA, n=127, Hg: $F_{26,1}=2,60$, $P=0,111$; Cu: $F_{26,1}=3,93$, $P=0,051$, Zn: $F_{26,1}=1,03$, $P=0,314$, Pb: $F_{26,1}=0,48$, $P=0,489$, Cd: $F_{26,1}=2,10$, $P=0,151$).

Kor. A kor értékelésénél a viszonylag kis mintaszámmal reprezentált juvenilis és subadult korcsoportokat összevontuk (adult n=90 és összevont csoport n=37). Az adult vidrákban szignifikánsan magasabb volt a higanykoncentráció (MANOVA, $F_{26,1}=4,15$, $P<0,05$) és a kadmium koncentráció ($F_{26,1}=10,52$, $P<0,01$). Ugyanakkor a fiatalabb vidrákban volt magasabb a cink koncentráció ($F_{26,1}=5,83$, $P<0,05$). A réz és az ólom szöveti koncentrációja nem szignifikáns mértékben, az összevont fiatal vidra korosztályban magasabb volt, mint az adult korosztályban ($P=0,785$ és $P=0,352$).

Élőhely. Három fém esetében nagyon érdekes összefüggést tapasztaltunk. A Duna és a Tisza közvetlen közeléből származó vidrákban szignifikánsan magasabb szöveti koncentrációt mértünk a higany (ANCOVA, $F_{26,6}=2,99$, $P<0,05$), a réz ($F_{26,6}=3,98$, $P<0,01$) és a cink ($F_{26,6}=3,44$, $P<0,01$) esetében, mint a legalacsonyabb értékkel jellemezhető Balatonon és Kis-Balatonon élő vidrákban. Az ólom és a kadmium koncentrációk esetében nem találtunk élőhelytől függő lényeges különbséget ($P=0,699$ és $P=0,659$). Érdekes, hogy a Kolon tavon, vidratámadásban elpusztult egyedben (vidratámadás: harapásnyomokban a szemfog távolság és az ivarszerv megrágása alapján) három fém (Hg, Cu, Zn) koncentrációja 2-3-szorosa volt az átlagnak.

Kondíció index. A fémek szöveti koncentrációja jellemzően növekedett a kondíció index csökkenésével. A két tulajdonság közötti összefüggés az egyes fémek esetében a következőképp alakult: higany $r_s=-0,200$ (n=113, $P<0,05$), réz $r_s=-0,188$ (n=113, $P<0,05$), cink $r_s=-0,428$ (n=112, $P<0,0001$). A cink esetében kapott szignifikáns összefüggést szemlélteti a 14. ábra. Az összefüggés nem volt jelentős az ólom ($r_s=0,050$, n=113, $P=0,596$) és a kadmium ($r_s=-0,092$, n=113, $P=0,330$) esetében.

14. ábra. hazai vidrák májában mért cink koncentráció és a kondíció index összefüggése (logaritmusos regresszió)



Fémkoncentrációk különböző szövetekben

A májhoz viszonyítottuk a más szervekből származó minták fémkoncentrációit.

A higany szöveti koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a májban, mint a vesében (1,451 és 0,991 mg/kg, páros t-teszt, n=109, $t_{108}=4,73$, $P<0,0001$), és nagyobb a májban, mint az izomban (0,887 és 0,427 mg/kg, n=10, $t_9=3,94$, $P<0,001$).

A réz szöveti koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a májban, mint vesében (7,39 és 3,10 mg/kg, n=109, $t_{108}=14,32$, $P<0,0001$), és nagyobb a májban, mint az izomban (8,28 és 2,77 mg/kg, n=10, $t_9=4,23$, $P<0,001$).

A cink szöveti koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt a májban, mint vesében (32,96 és 18,90 mg/kg, n=108, $t_{107}=12,68$, $P<0,0001$), nem volt szignifikáns eltérés a májban és az izomban (33,15 és 38,40 mg/kg, n=9, $t_8=1,64$, $P=0,136$).

Az ólom szöveti koncentrációja nem különbözött lényegesen a májban és a vesében (0,142 és 0,162 mg/kg, n=10, $t_9=0,29$, $P=0,781$), hasonlóképp a májban és az izomban sem (0,081 és 0,050 mg/kg, n=11, $t_{10}=0,29$, $P=0,781$).

A kadmium szöveti koncentrációja a vesében nagyobb volt, mint a májban (0,059 és 0,109 mg/kg, n=10, $t_9=3,01$, $P<0,05$), a májban nem volt szignifikánsan nagyobb, mint az izomban (0,038 és 0,010 mg/kg, n=10, $t_9=2,14$, $P=0,061$).

Hazai eredmények nemzetközi összehasonlításban

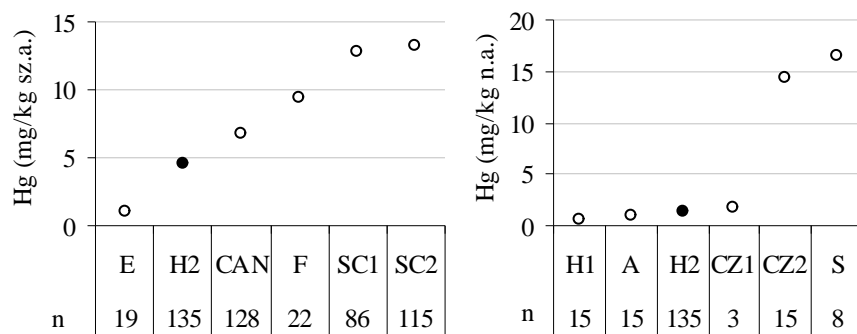
A vizsgálatokat elsősorban azokban az országokban végezték, ahol a környezetszennyezés jelentős volt az elmúlt 50 évben és/vagy a vidraállomány csökkenését tapasztalták. Számos publikáció jelent meg a szennyező anyagok hatásairól vidrában, illetve menyétféléken (pl. Smit et al. 1998, Shore et al. 2000).

A nemzetközi összevetésben, a vidra fajban leggyakrabban vizsgált májszövetben kapott adatokat vettük alapul. Ebben a vizsgálatban a jelen programban vizsgált összes vidra öt fémre vonatkozó vizsgálati eredménye szerepel. Az összehasonlíthatóság érdekében a higany szöveti koncentrációjánál külön a szárazanyagra, és külön a nedves anyagra számított hazai értékeket is elhelyeztük a nemzetközi adatok között. Ennek az az oka, hogy a külföldi közlések vagy egyik, vagy másik számításmód szerint közlik az eredményt (a szárazanyag tartalom nem ismert, így átszámítás nem végezhető).

Higany. Erősen mérgező fémes elem, a táplálékláncban feldúsul, elsősorban a csúcsragadozók - mint amilyen a vidra is – veszélyeztetettek a higanymérgezés miatt. Származása: műszer- és gyógyszeripar, fakonzerválás, magok csávázása, aranybányászatban arany szeparálásra stb. A higany koncentrációja a szövetekben a kor előrehaladtával nő és súlyos hatással van az állatok egészségi állapotára. A méhlepényen is átjut, és a magzatban fejlődési rendellenességet okozhat. A higany közvetlenül az idegrendszerre is hat, sói vesekárosodást okozhatnak. Vidra májban kritikus higanykoncentrációnak a 30 mg/kg értéket tartják (O'Connor és Nielsen 1981), e fölötti érték esetében rendellenes viselkedést írt le Kruuk és Conroy (1991) is. A vizsgált hazai vidrák májának higanykoncentrációja nemzetközi összehasonlításban (15. ábra) alacsony, vagy közepesen alacsony volt, messze a kritikus érték alatt alakult. A legmagasabb mért értékkel jellemzett vidra téli időszakban egy holtág jegén (Harcász-zug, KMNPI működési területe) pusztult el, lesoványodva, vidratámadás áldozataként. A májában mért higanykoncentráció elérte a kritikus szintet (29,5 mg/kg. sz.a.). Egy másik vidra (Szigetköz, F-HNPI) április elején véstesen lesoványodott állapotban vált ember (orvvadász) áldozatává, a májában mért Hg koncentráció szintén igen magas volt (23,2 mg/kg sz.a.).

15. ábra. Vidra májak higany koncentrációja

Forrás: E: Ruiz-Olmo et al. (1997), CAN (*L. canadensis*): Mierle et al. (2000), F: Lafontaine (1995), SC1 (Skócia): Kruuk és Conroy (1991), SC2 (Skócia): Kruuk (1995), H1, A és CZ2: Gutleb et al. (1998), CZ1: Dulfer és Roche (1998), S: Olsson et al. 1981 (cit. Gutleb 2001), **H2:** **Jelen vizsgálat**, n: mintaszám.

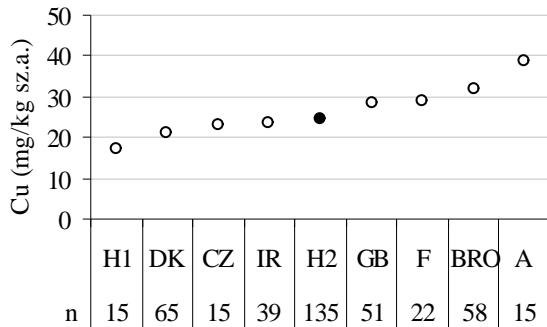


Kritikus réz koncentrációra vonatkozó adatot nem találtunk az irodalomban. Maximálisan 78,5 mg/kg sz.a. értéket írtak le Nagy-Britanniában, 63,2 mg/kg-ot Írországban és 70,0 mg/kg koncentrációt Dániában élő vidrákban (Mason és Stephenson 2001) és 128,3 mg/kg értéket Ausztriából (Gutleb et al. 1998). A hazai átlagos adat nemzetközi összehasonlításban közepes (16. ábra). Kiugróan magas értéket (65,9 mg/kg. sz.a.) találtunk egy Örségből (Zala folyó mentéről) származó vidra májában, ezt kutya ölte meg. Magas értéket (58,2 mg/kg sz.a.) mértünk egy gépkocsi gázolás miatt elpusztult kissé sovány vidrában (KMNPI), továbbá az egyetlen mérgezésre visszavezethető ok miatt elpusztult vidrában. Ez utóbbi vidra májának rézkoncentrációja 53,9 mg/kg sz.a. volt, és nyáron, egy

öntözőcsatornában pusztult el (HNPI). Mindegyik esetben jellemző volt a normálnál gyengébb kondíció.

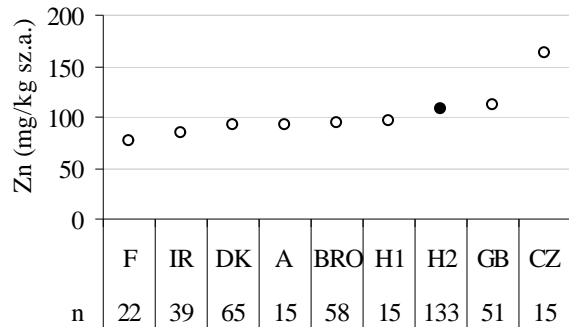
Szintén nem találtunk a cink koncentrációra vonatkozó kritikus érték megjelölést. Maximálisan 531,9 mg/kg sz.a. értéket írtak le Nagy-Britanniában, 276,0 mg/kg-ot Írországból és 276,0 mg/kg koncentrációt Dániában élő vidrákban (Mason és Stephenson 2001). A hazai átlag adat nemzetközi összevetésben szintén közepesnek mondható (17. ábra). A legmagasabb értéket (368, 1 mg/kg. sz.a.) egy sovány, kutyatámadásnak áldozatul esett vidrában mértük, melyet augusztusban találtak a Hévíz-csatornában (BFNPI). Szintén magas értéket (347,1 mg/kg sz.a.) mértünk a már említett szigetközi vidrában. Hasonlóan magas értéket más vidrákban nem mértünk.

16. ábra. Vidra májak réz koncentrációja



Forrás: H1, CZ és A: Gutleb et al. (1998), DK, GB és IR (Írország): Mason és Stephenson (2001), BRO (Fehéroroszország): Sidorovich (2001), **H2: Jelen vizsgálat**, n: mintaszám.

17. ábra. Vidra májak cink koncentrációja

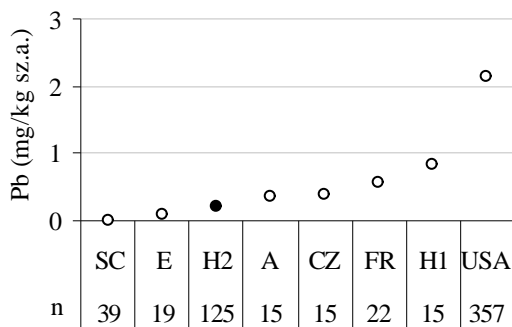


Forrás: F: Lafontaine (1995), H1, CZ és A: Gutleb et al. (1998), DK, GB és IR (Írország): Mason és Stephenson (2001), BRO (Fehéroroszország): Sidorovich (2001), **H2: Jelen vizsgálat**, n: mintaszám.

A ólom és a kadmium, a higanyhoz hasonlóan súlyosan toxikus fémek. Az ólom közvetlenül az idegrendszerre hat, továbbá károsítja a vérképzést és a veséket, a kadmium a veséket. Maximálisan 1,58 mg/kg sz.a. koncentrációt írtak le Franciaországból (Lafontaine 1995), 2,2 mg/kg-értéket egy korábbi hazai vizsgálatban (Gutleb et al. 1998). A hazai vidrák átlagértéke nemzetközi összevetésben alacsony volt (18. ábra). Az 1 mg/kg feletti értékkel jellemzett négy vidra kondíciója normális volt, gépkocsigázolás áldozataul estek.

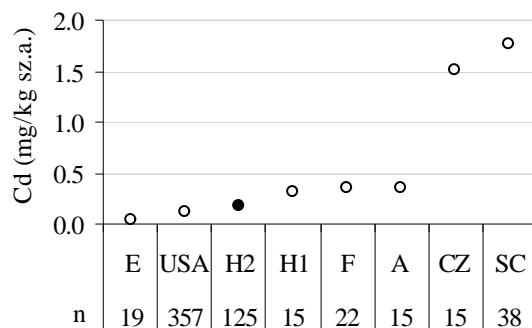
Maximálisan 2,03 mg/kg sz.a. koncentrációt írtak le Franciaországból (Lafontaine 1995), 5,42 mg/kg értéket Csehországból (Gutleb et al. 1998), 4,6 mg/kg értéket Ausztriából (Gutleb et al. 1998). A hazai átlagos adat nemzetközi összehasonlításban alacsony (19. ábra). A legmagasabb értékkel rendelkező vidra (1,17 mg/kg sz.a.) kondíciója gyenge volt, az Eger patak mellett gázolta el egy jármű (BNPI).

18. ábra. Vidra májak ólom koncentrációja



Forrás: SC (Skócia): Kruuk és Conroy (1991), E: Ruiz-Olmo et al. (1997), A, CZ és H1: Gutleb et al. (1998), USA (*L. canadensis*): cit. Mason és Macdonald (1986), **H2: Jelen vizsgálat**, n: mintaszám.

19. ábra. Vidra májak kadmium koncentrációja



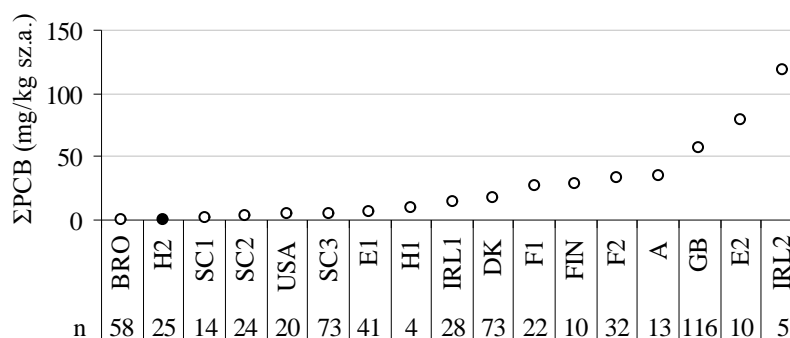
Forrás: E: Ruiz-Olmo et al. (1997), USA (*L. canadensis*): cit. Mason és Macdonald (1986), H1, A és CZ: Gutleb et al. (1998), F: Lafontaine (1995), SC (Skócia): Kruuk és Conroy (1991), **H2: Jelen vizsgálat**, n: mintaszám.

Laboratóriumi körülmények között bizonyították, hogy a magas PCB koncentráció károsan hat a nőivarú nyércek szaporodására (50 ppm felett, májban mérve), de vidrák esetében ennek a 4-5-szeres

koncentráció esetében szaporodóképes egyedeket találtak (Kruuk 1995). Kruuk (1995) és Roos et al. (2001) szerint, a PCB-k koncentrációja nem áll szoros összefüggésben az életkorral. Feltételezhető ok: a vidra részben képes lebontani, vagy üríteni. Mason (1989) (és további szerzők: cit. Roos et al 2001) hipotézise ezzel ellentétes, szerintük az életkorral nő a PCB-k koncentrációja. Roos et al. (2001) vizsgálatában, a Dél-Svédországban, ismeretlen ok miatt elhullott vidrák között a 60-as-70-es években az átlagos érték 240 (5,7-970), a 80-as években 184 (67-300), a 90-es években 92 (44-860) ppm volt. A hazai vidrák átlagértéke nemzetközi összevetésben az első 25 vidra vizsgálata alapján igen alacsony volt (20. ábra). Ezért e helyett, az időközben igen magas költséggel (kb. 20 eFt/minta, összesen 2,5 mFt) elvégezhető vizsgálat helyett a fentiekben ismertetett fémeket vizsgáltuk nagy mintaszámon, és májon kívül más szövetekben is.

20. ábra. Vidra össz PCB koncentrációja

Forrás: BRU: Sidorovich (2001), SC1: Mason és Reynolds (1988), cit. Smit et al. (1998), SC2: Jefferies és Hanson (2001), USA (Oregon): cit. Mason és Macdonald (1986), SC3: Kruuk (1995), E1: Ruiz-Olmo et al. (1997), H1, Gutleb (1995), IRL1 (Írország, agrárterület): Mason és O'Sullivan (1992), cit. Smit et al. (1998),



DK: Mason és Madsen (1993), cit. Smit et al. (1998), F1: Lafontaine (1995), FIN: Skarén (1988), cit. Smit et al. (1998), F2: Tans et al. (1995), A: Gutleb (1995), GB: Kruuk et al. (1993), cit. Smit et al. (1998), E2: Ruiz-Olmo és López-Martín (unpubl.), IRL2 (Írország, Cork városa): Mason és O'Sullivan (1992), cit. Smit et al. (1998), **H2: Lanszki et al. 2003**, n: mintaszám.

Célkitűzés volt a hazai vidrák molekuláris genetikai vizsgálata, alapmintázat meghatározása.

A vizsgált lókuszonkon összesen 85 különböző allélt azonosítottunk. A lókuszonkénti allélméretet és allélgyakoriságot a 4. táblázat összegzi. Új alléleket (zárójelben a bázispár hossz, bp) találtunk a vizsgált vidrákban a Lut-715 (220 bp), a Lut-833 (172 bp), a Lut-604 (120-126 bp), a Lut-615 (237-251 bp), a Lut-435 (120, 122, 146 bp) és a Lut-717 (171-183 bp) lókuszonkon. A lókuszonkénti átlagos allélszám 9,44, ami nemzetközi összevetésben (5. táblázat) is figyelemre méltó genetikai változatosságot jelez a hazai vidrapopulációra vonatkozóan.

Az ország különböző pontjairól származó vidrák egyidejű értékelésekor (4. táblázat) nem meglepő a legtöbb esetben jellemző szignifikáns eltérés a Hardy-Weinberg egyensúlyi állapottól.

4. táblázat. Post mortem vizsgált vidrák lókuszonkénti allélgyakorisága

Lókusz	N	A	P _{H-W}	Allél méret (bp) és gyakoriság																													
L701	110	7	NS	186	190	194	198	202	206	210	0.018	0.059	0.095	0.300	0.273	0.227	0.027																
L715	108	6	0,001	200	204	208	212	216	220	0.148	0.370	0.250	0.171	0.055	0.005																		
L733	108	5	0,0001	166	170	174	178	182	0.153	0.370	0.250	0.171	0.056																				
L833	108	8	0,01	144	148	152	156	160	164	168	172	0.018	0.037	0.241	0.213	0.227	0.130	0.125	0.009														
L604	111	11	0,0001	120	122	124	126	128	130	132	134	136	138	140	0.014	0.018	0.063	0.158	0.198	0.167	0.194	0.050	0.086	0.027	0.027								
L832	111	6	0,0001	174	178	182	186	190	194	0.014	0.140	0.279	0.365	0.176	0.027																		
L615	105	15	0,0001	237	239	241	243	245	247	249	251	253	255	257	259	261	263	265	0.005	0.038	0.023	0.061	0.052	0.081	0.052	0.095	0.152	0.190	0.138	0.019	0.038	0.038	0.042
L435	109	13	0,0001	120	122	124	126	128	130	134	136	138	140	142	144	146	0.055	0.064	0.256	0.156	0.009	0.082	0.055	0.055	0.091	0.101	0.036	0.027	0.009				
L717	105	14	0,0001	171	175	179	183	187	191	195	199	203	207	211	215	219	223	0.014	0.071	0.023	0.009	0.051	0.142	0.233	0.090	0.014	0.009	0.071	0.190	0.061	0.014		

P_{H-W} = Hardy-Weinberg egyensúlyi állapottól való eltérés szignifikancia szintje, NS = az eltérés a Hardy-Weinberg egyensúlytól nem szignifikáns, GENEPOP program

A lókuszonkénti várt heterozigotitás (H_e) és a számított (H_o) heterozigotitás szignifikánsan (páros t-teszt, $t_8=4,71$, $P<0,01$) különbözött (5. táblázat).

5. táblázat. Eurázsiai vidra állományokban végzett molekuláris genetikai vizsgálatok összegzése

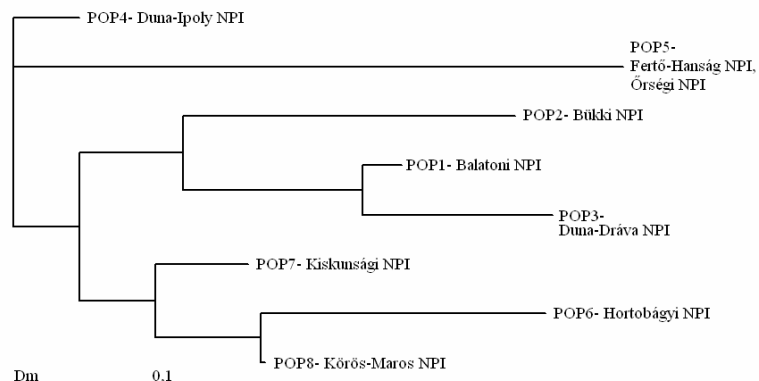
Helyszín	Minta	N	Lókuszt	H_e/H_o	Átl. A	Forrás
Nagy-Britannia, Írország, Németország	Sz	32	13	n/0,55	6,69	Dallas és Piertney 1998
Dánia	Sz, M	124	9	0,46/0,43	3,89	Pertoldi et al. 2001
Anglia, Wales, Skócia (és északi szigetek)	Sz	618	12	0,55/n	7,08	Dallas et al. 2002
Anglia	Sz, H	122	7-9	0,54/n	5,11	Dallas et al. 2003
Nagy-Britannia, Írország, Spanyolország, Litvánia, Dánia, Németország, Svédország, Franciaország	Sz, E	102	11	0,74/0,55	8,09	Randi et al. 2003
Németország	Sz, H,	59	6	0,65/0,63	5,30	Kalz et al. 2006
Norvégia, Svédország	Sz, M	114	6	0,65/0,65	8,50	Arrendal et al. 2004
Tajvan	H	38	7	0,61/0,76	3,86	Hung et al. 2004
Csehország	Sz, H	132	10	0,53/0,51	4,50	Hájková et al. 2007
Szlovákia	Sz, H	65	10	0,59/0,55	4,70	Hájková et al. 2006
Magyarország	H	111	9	0.80/0.61	9.44	Jelen vizsgálat

Minta típusa: Sz= szövet, M= múzeumi minta (pl. csont), H= hulladék (és anélis váladék), E= egyéb (pl. szőr, vér); lókuszt= vizsgált mikroszatellit lókusztok száma; H_e/H_o = várt és számított heterozigotitás, n= számított érték nem állt rendelkezésre; Átl.A= átlagos allélszám.

A post mortem vizsgált vidrákat nemzeti park igazgatóságokként (1. ábra) osztottuk alcsoportokba („alpopulációkba”). Az egy Őrségi mintát a Fertő-Hanság NPI mintáival együtt kezeltük. Ez a beosztás pusztán működési terület határokat vesz figyelembe. Ennek ellenére a 21. ábrán látható csoportok jól közelítenek a tényleges földrajzi távolságokhoz. Így az Alföldi három nemzeti park igazgatóság (Körös-Maros, Hortobágyi és Kiskunsági NPI, 1. klaszter) területéről származó vidrák genetikailag elkülönülnek a Dél- és Közép-Dunántúli területektől (Duna-Dráva és Balatoni NPI, 2. klaszter). Érdekes, hogy az ÉNY-Dunántúli igazgatóságokról származó vidrák egy külön klasztert alkotnak és a Duna-Ipoly NPI területéről származó vidrák szintén egy külön csoportot alkotnak. A Bükki NPI területéről rendelkezésünkre álló kis mintaszámmal függhet össze, hogy az Észak-Magyarországi minták a dél- és közép-dunántúli (2.) klaszterben szerepelnek. A vidra elterjedése szempontjából kedvezőtlenebb hegyvidéki területéről, az Aggteleki NPI területéről nem rendelkeztünk mintával (információval).

21. ábra. Post mortem vizsgált vidrák nyolc „alpopulációjának” genetikai struktúrája szerinti elkülönülése

Nei-féle genetikai távolság (D_m), ábrázolás: TREEVIEW programmal, n= 111 vidra.



A Bükki NPI-ről származó minták besorolása is felhívja a figyelmet arra, hogy a genetikai távolság mátrixban (6. táblázat) látható D_m értékek alacsonyok (értékük 0 és 1 között lehetséges). Még a

legmagasabb érték is csak 0,123 (a Fertő-Hanság+Őrségi valamint a Hortobágyi vidrák között). Az alacsony értékek azt jelzik, hogy a hazai vidraállomány a földrajzi távolságok ellenére nem tagolódik genetikailag lényegesen különböző alpopulációkra. Vagyis a nagy genetikai változatosság a területek között sem lényegesen kiegyenlítetlen.

6. táblázat. Nyolc hazai vidra „alpopuláció” Nei-féle legkisebb genetikai távolság (D_m) mátrixa.

Alpopulációk	POP2	POP3	POP4	POP5	POP6	POP7	POP8
POP1	0.060	0.023	0.041	0.095	0.060	0.050	0.049
POP2		0.065	0.058	0.115	0.068	0.060	0.054
POP3			0.048	0.103	0.076	0.067	0.066
POP4				0.067	0.043	0.030	0.026
POP5					0.123	0.074	0.074
POP6						0.038	0.024
POP7							0.020

Az „alpopulációk” megnevezése a 21. ábrán található.

POPULATIONS program (Neighbour-Joining módszer).

A kutatási téma további lehetséges irányai

1. A post mortem vizsgálatok (különösen a toxikológiai és a molekuláris genetikai témakörben) kiterjesztése a Kárpát-medence más régióira együttműködések keretében.
2. Évek múlva a kémiai és molekuláris genetikai vizsgálatok elvégzése az addig összegyűjtött új mintákon, a nagyobb számú adatok idősorban történő elemzésének elvégzése.
3. Nyitott kérdés a vidra élőhelyek közötti migrációja. Ennek vizsgálata a jelen programban ugyan nem volt cél, de az itt kapott eredmények felhívják a figyelmet ennek tisztázatlanságára és fontosságára (természetvédelmi kezelés és támogatási rendszerek problémája).

Az eredmények hasznosíthatósága

A fokozottan védett vidra elpusztultan talált és összegyűjtött példányainak részletes feldolgozása révén a kifejezetten rejtőzködő életmóddal jellemezhető vadon élő állományról olyan biológiai ismereteket gyűjtöttünk, melyek sok esetben más módon nem, vagy csak magas költséggel, vagy nagy hibával terheltlen állnának rendelkezésre.

A *post mortem* vizsgálat során, a biológiai sajátosságok, pl. kondíció, szaporodás, kor, egészségi állapot, stb. területén szerzett tapasztalat, a toxikológiai állapot, a pusztulást okozó tényezők jobb megismerése állománymegőrzési célt szolgál. A mintagyűjtés jellegéből adódóan ugyanakkor továbbra sem ismert az orvvadászat mértéke, de hogy előfordul, azt adataink is bizonyítják. A természetvédelemnek el kellene mozdulni a passzív fajmegőrzési stratégiától. Sokkal inkább a fenntartható halgazdálkodást szélesebb körben segítő intézkedés, és annak megvalósítása lenne célszerű. Ezzel, a vidra mellett számos természetvédelmi szempontból fontos faj (pl. cigányréce, mocsári teknős) életfeltételei is javulnának. Az ismeretek birtokában szakmailag megalapozottabbak lehetnek a vizes élőhely kezelések, például a hal- és vízkészlet gazdálkodás, mely nemcsak a halgazdálkodásban szerepet játszó, hanem a természetvédelmi oltalom alatt álló és a Natura 2000 területeken is javítható. A tapasztalatokat - mint az intézkedések megalapozását elősegítő ismereteket - a Nemzeti Park Igazgatóságok a napi feladatok végrehajtása során tudják felhasználni. Például, a kritikus pontokon vidraátjárók kiépítését, és tesztelését, vagy a magas fémkoncentrációval jellemzett vidrák megtalálásának közelében a szennyezőforrás felderítését lehetne elvégezni. A molekuláris genetikai vizsgálatok tapasztalata a zöldfolyosók használatának tesztelésében rutinná válhatna, továbbá hatósági, vagy kérdéses esetekben alkalmazható lenne.

A két éves kutatás számos területen hozott új eredményt, ezeket hazai és nemzetközi szaklapokban, konferenciákon közzétük, illetve a közeljövőben közzöljük. A Nemzeti Park Igazgatóságokat évente tájékoztatjuk az új eredményekről. Ezáltal a megszerzett tapasztalataink itthon, és nemzetközileg is hasznosulnak. A reprezentatív adatok újabb nemzetközi feldolgozásokban szerepelhetnek.

A kutatás során szerzett fontosabb tapasztalatok közvetlenül hasznosultak, egyetemi tananyag részévé váltak a Természetvédelmi alapismeretek, valamint a Terepi vizsgálati módszerek és természetvédelmi értékelés c. tantárgyakban, a KE Természetvédelmi mérnök BSc szakán. A bioindikáció és post mortem vizsgálatok témakörben, a jelen programra jelentős mértékben épülő egyetemi segédanyag (jegyzet) készítése folyamatban van – reményeink szerint több egyetemi karon is érdeklődésre tart számot. A kutatómunkába diplomadolgozatukat készítő egyetemi hallgatók is bekapcsolódtak.

A jelen program adat- és minta nyilvántartásának átvilágítása az átfogó egyetemi ISO minősítés során megtörtént, rendben találták. A mintaelőkészítő helyiségünk technikai feltételeinek javításában a program támogatásából beszerzett eszközök nagyban hozzájárultak.

A témavezetőt az idei évben az IUCN Otter Specialist Group, meghívásos alapon, a tagjai közé választotta.

A kutatás megvalósításához kapott egyéb támogatások

A *post mortem* vizsgálatok 2002-ben a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium jóvoltából kezdődtek (1 mFt). Témavezetőt az MTA Bolyai János Kutatási Ösztöndíj Alapja 2002-től 2005-ig támogatta. A jelenlegi kutatás (2006-2007) időszakában, Öveges József Professor nevével jelzett, tudományos diákköri munkát támogató program nyújtott kiegészítő támogatást (0,4 m Ft) elsősorban kisebb beszerzésekhez (pl. mérleg, labor vegyszerek).

A hazai vidrák reprodukciós, toxikológiai és molekuláris genetikai vizsgálatát teljes mértékben a jelen OTKA téma támogatta.

Irodalom

- Arrendal, J., Walker, C.W., Sundqvist, A.K., Hellborg L., Vila, C. (2004): Genetic evaluation of an otter translocation program. *Conserv. Genet.*, 5: 79-88.
- Bowyer, T.R., Blundell, G.M., Ben-David, M., Jewett, S.C., Dean, T.A., Duffy, L.K. (2003): Effects of the Exxon Valdez oil spill on river otters: injury and recovery of a sentinel species. *Wildl. Monogr.*, No. 153.
- Chanin, P.R.F. (1985): The natural history of otters. Croom Helm. London.
- Conroy, J.W.H., Chanin, P.R.F. (2002): The status of the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *IUCN OSG Bull.*, 19A: 24-48.
- Corbet, G.B., Harris, S. (1991): The handbook of British mammals. Blackwell Scientific, Oxford.
- Crawford, A. (2003): Fourth otter survey of England 2000-2002. Technical Report W1-061/TR. Environmental Agency, Bristol.
- Dallas, J.F., Piartney S.B. (1998): Microsatellite primers for the Eurasian otter. *Mol. Ecol.* 7, 1248-1251.
- Dallas, J.F., Carss, D.N., Marshall, F., Koepfli, K.P., Kruuk, H., Bacon, P.J., Piartney, S.B. (2000): Sex identification of the Eurasian otter *Lutra lutra* by PCR typing of spraints. *Conserv. Genet.* 1, 181-183.
- Dallas, J.F., Coxon, K.E., Sykes, T., Chanin, P.R.F., Marshall, F., Carss, D.N., Bacon, P.J., Piartney, S.B., Racey, P.A. (2003): Similar estimates of population genetic composition and sex ratio derived from carcasses and faeces of European otter *Lutra lutra*. *Mol. Ecol.* 12, 275-282.
- Dallas, J.F., Marshall, F., Piartney, S.B., Bacon, P.J., Racey, P.A. (2002): Spatially restricted gene flow and reduced microsatellite polymorphism in the Eurasian otter *Lutra lutra* in Britain. *Conserv. Genet.* 3, 15-29.
- Dulfer, R., Roche, K. (Eds) (1998): First Phase Report of the Trebon Otter Project. Scientific background and recommendations for conservation and management planning. Strasbourg: Council of Europe Publishing. 93: 31-46
- Elmeros, M., Hammershoj, M., Madsen, B.O., Sogaard, B. (2006): Recovery of the otter *Lutra lutra* in Denmark monitored by field surveys and collection of carcasses. *Hystrix It. J. Mamm.* 17: 17-28.
- Elmeros, M., Madsen, A.B. (1999): On the reproduction biology of otters (*Lutra lutra*) from Denmark. *Z. Säugetierkd.*, 64: 193-200.
- Erlinge, S. (1967) Food habits of the fish-otter *Lutra lutra* L. in South Swedish habitats. *Viltrevy* 4: 371-443.
- Grogan, A., Philcox, C., Macdonald, D.W. (2001): Nature conservation and roads: advice in relation to otters. Highways Agency. UK.
- Gutleb, A.C. (1995): Umweltkontaminanten und Fischotter in Österreich. Eine Risikoabschätzung für *Lutra lutra* (L., 1758). Dissertation. Veterinärmedizinischen Universität Wien.
- Gutleb A.C., Kranz A., Nechay G., Toman A. (1998): Heavy metal concentrations in livers and kidneys of the otter (*Lutra lutra*) from Central Europe. *Bull. Environmental Contamination and Toxicology* 60: 273-279.
- Harding, L., Elliott, J. (1996): Contaminants and biological measurements in mink (*Mustela vison*) and river otter (*Lontra canadensis*). *Proc. Dioxin '96. Conf.*, Amsterdam, pp. 23.

- Harris, C.J. (1968): Otters: a study of the recent Lutrinae. Weidenfeld and Nicolcon, London.
- Hauer, S., Ansorge, H., Zinke, O. (2000): A long-term analysis of age structure of otters (*Lutra lutra*) from eastern Germany. *Mamm. Biol.*, 65: 360-368.
- Hauer, S., Ansorge, H., Zinke, O. (2002a): Mortality patterns of otters (*Lutra lutra*) from eastern Germany. *J. Zool.*, 256: 361-368.
- Hauer, S., Ansorge, H., Zinke, O. (2002b): Reproductive performance of otters *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in Eastern Germany: low reproduction in a long-term strategy. *Biol. J. Linn. Soc.*, 77: 329-340.
- Heggberget, T. (1984): Age determination in the European otter *Lutra lutra*. *Z. Säugetierkd.*, 49: 299-305.
- Heggberget, T., Christensen, H. (1994): Reproductive timing in Eurasian otters on the coast of Norway. *Ecography*, 17: 339-348.
- Hájková, P., Pertoldi, C., Zemanová, B., Roche, K., Hájek, B., Bryja, J., Zima, J. (2007): Genetic structure and evidence for recent population decline in Eurasian otter populations in the Czech and Slovak Republics: implications for conservation. *J. Zool.*, 272, 1-9.
- Heltai, M. (2002): Emlős ragadozók Magyarországi helyzete és elterjedése. PhD. Disszertáció, Szent István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék.
- Hung, C.M., Li, S.H., Lee, L.L. (2004): Faecal DNA typing to determine the abundance and spatial organization of otters (*Lutra lutra*) along two streams in Kinmen. *Anim. Conserv.* 7, 301-311.
- Jefferies, D.J., Hanson, H.M. (2001): The role of dieldrin in the decline of the otter (*Lutra lutra*) in Britain: the analytical data. *Proc. 1st Otter Toxicol. Conf.*, 95-144.
- Kalz, B., Jewgenow, K., Fickel, J. (2006): Structure of an otter (*Lutra lutra*) population in Germany – results of DNA and hormone analyses from faecal samples. *Mamm. Biol.* 71: 321-335.
- Kemenes K.I. (szerk) (2005): Az eurázsiai vidra múltja, jelene, jövője. Fővárosi Állat és Növénykert, Budapest.
- Kranz, A. (2000): Otters (*Lutra lutra*) increasing in Central Europe: from the threat of extinction to locally perceived overpopulation? *Mammalia*, 64: 357-368.
- Kruuk, H. (1995): Wild otters. Predation and Populations. Oxford University Press, Oxford.
- Kruuk, H., Conroy, J.W.H. (1991): Mortality of otters (*Lutra lutra*) in Shetland. *J. Appl. Ecol.* 28: 83-94.
- Kruuk, H., Conroy, J.W.H., Moorhouse, A. (1987) Seasonal reproduction, mortality and food of otters (*Lutra lutra* L.) in Shetland. *Sym. Zool. Soc. Lond.*, 58: 263-278.
- Kruuk, H., Conroy, J.W.H., Moorhouse, A. (1991): Recruitment to a population of otters (*Lutra lutra*) in Shetland, in relation to fish abundance. *J. Appl. Ecol.*, 28: 95-101.
- Lafontaine, L. (1995): Contribution à la connaissance de la contamination des milieux aquatiques en France par les PCBs, les insecticides organochlorés et les métaux lourds, à partir d'un échantillon de 24 spécimens de loutre d'Europe *Lutra lutra* L. originaires des Bassins Loire-Bretagne, Adour-Garonne et Seine-Normandie de l'Environment and Agence de l'Eau Loire-Bretagne.
- Lanszki, J. (2002): Magyarországon élő ragadozó emlősök táplálkozás-ökológiája. *Nat. Somogy* 4.
- Lanszki, J., Nagy, D., Sugár, L., Orosz, E., Gaálné-Darin, E., Nechay, G., Hidas, A. (2003): A vidra post mortem vizsgálatának hazai, előzetes eredményei. *Vadbiológia* 10: 92-97.
- Lanszki, J., Sallai, Z. (2006) Comparison of the feeding habits of Eurasian otters on a fast flowing river and its backwater habitats. *Mamm. Biol.*, 71: 336-346.
- Liers, E.E. (1951): Notes on the river otter (*Lutra canadensis*). *J. Mammal.* 32: 1-9.
- Madsen, A.B., Dietz, H.H., Henriksen, P., Clausen, B. (1991): Survey of Danish free living otters *Lutra lutra* – A consecutive collection and necropsy of dead bodies. *IUCN OSG Bull.*, 16: 65-75.
- Mason, C.F., Macdonald, S.M. (1986): Otters: ecology and conservation. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Mason, C.F., Madsen, A.B. (1993): Organochlorine pesticide residuals and PCBs in Danish otters (*Lutra lutra*). *Science Total Environment*. 133: 73-81.
- Mason, C.F., O'Sullivan, W.M. (1992): Organochlorine pesticide residues and PCBs in otters (*Lutra lutra*) from Ireland. *Bull. Environ Contam Toxicol.* 48: 387-393.
- Mason, C.F., Stephenson, A. (2001): Metals in tissues of European otters (*Lutra lutra*) from Denmark, Great Britain and Ireland. *Chemosphere*, 44: 351-353.
- Mierle, G., Addison, E.M., MacDonald, K.S., Joachim, D.G. (2000): Mercury levels in tissues of otters from Ontario, Canada: variation with age, sex, and location. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19: 3044-3051.
- O'Connor, D.J., Nielsen, S.W. (1981). Environmental survey of methyl mercury levels in wild mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) from the Northeastern United States and experimental pathology of methyl mercurialism in the otter. In: Chapman, J.A., Pursely, D (eds.) Proceedings, Worldwide Furbearing Conference, Frostburg, MD, pp. 1728-1745.
- Pertoldi, C., Hansen, M.H., Loeschcke, V., Madsen, A.B., Jacobsen, L., Baagoe, H. (2001): Genetic consequences of population decline in the European otter (*Lutra lutra*): an assessment of microsatellite DNA variation in Danish otters from 1883 to 1993. *Proc. R. Soc. Lond., Ser. B.* 268: 1775-1781.
- Rakonczay Z. (szerk.) (1989): Vörös Könyv. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 67-68.

- Randi, E., Davoli, F., Pierpaoli, M., Pertoldi, C., Madsen, A.B., Loeschcke, V. (2003): Genetic structure in otter (*Lutra lutra*) populations in Europe: implications for conservation. *Anim. Conserv.* 6: 93-100.
- Reuther, C. (1993): *Lutra lutra* Linnaeus 1758 - Fischotter. In: Stubbe M., Krapp F. (eds.). *Handbuch der Säugetierkunde Europas. Band 5. Raubsäuger - Carnivora (Fissipedia). Teil II: Mustelidae 2, Viverridae, Herpestidae, Felidae*, Aula Verlag, Wiesbaden. pp. 907-961.
- Reuther, C. (1999): Development of weight and length of Eurasian otter (*Lutra lutra*) cubs. *IUCN OSG Bull.* 16: 11-26.
- Reuther, C., Kölsch, O., Janßen, W. (eds.) (2000): *Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian otter (Lutra lutra)*. Habitat 12., IUCN/SSC OSG, GN-Gruppe Naturschutz GmbH, Hankensbüttel.
- Ridoux, V., Lafontaine, L., Bustamante, P., Caurant, F., Dabin, W., Delcroix, C., Hassani, S., Meynier, L., Silva, da V.P., Simonin, S., Robert, M., Spitz, J., Canneyt, O. (2004): The impact of the „Erika” oil spill on pelagic and coastal marine mammals: Combining demographic, ecological, trace metals and biomarker evidences. *Aquatic Living Resources* 17: 379-387.
- Roos, A., Greyerz, E., Olsson, M., Sandegren, F. (2001): The otter (*Lutra lutra*) in Sweden – population trends in relation to Σ DDT and total PCB concentrations during 1968-99. *Environ. Poll.* 111: 457-469.
- Ruiz-Olmo, J.; Gosálbez, J. (1997): Observations on the sprinting behaviour of the otter *Lutra lutra* in the NE Spain. *Acta Theriol.* 42: 259-270.
- Ruiz-Olmo, J., Olmo-Vidal, J. M., Manas, S., Batet, A. (2002): The influence of resource seasonality on the breeding patterns of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Mediterranean habitats. *Can. J. Zool.* 80: 2178-2189.
- Shore, R.F., Walker, L.A., Wienburg, C.L. (2000): Integrated approaches to the analysis of contaminants in otters. *Proc. 1st Otter Toxicol. Conf.*, 175-184.
- Sidorovich, V.E., Tumanov, I.L. (1994): Reproduction in otters in Belarus and north-western Russia. *Acta Theriol.* 39: 59-66.
- Simpson, V.R. (1997): Health status of otters (*Lutra lutra*) in south-west England based on postmortem findings. *Vet. Record*, 141: 191-197.
- Simpson, V.R. (2000): Post mortem protocol for otters. *Proc. 1st Otter Toxicol. Conf.*, 159-165.
- Smit, M.D., Leonards, P.E.G., Jongh, A.W.J.J. de, Hattum, B.G.M. van. (1998): Polychlorinated biphenils in the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 157: 95-130.
- SPSS 10 for Windows (1999): SPSS Inc., Chicago.
- Stubbe, M. (1969): Zur Biologie und zum Schutz des Fischotter *Lutra lutra* (L.). *Archive Naturschutz und Landschaftspflege* 9: 315-324.
- Tans, M., Hugla, J.L., Libois, R., Rosoux, R., Thomé, J.P. (1995): Étude du niveau de contamination par les PCBs et les pesticides organochlorés des loutres et d’anguilles issues des zones humides de l’ouest de la France. *Cahiers d’Ethologie*, 15: 321-324.