

Szent István Egyetem

**MINTAPROGRAM A LÁPI PÓC
(*UMBRA KRAMERI* WALBAUM, 1792)
IN SITU ÉS EX SITU VÉDELMÉNEK MEGALAPOZÁSÁRA**

TATÁR SÁNDOR

Gödöllő

2017

A doktori iskola

megnevezése:	Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskola
tudományága:	állattenyésztés-tudomány
vezetője:	Dr. Mézes Miklós tanszékvezető egyetemi tanár, az MTA rendes tagja SZIE Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Állattudományi Alapok Intézet, Takarmányozástani Tanszék
Témavezető:	Dr. Müller Tamás tudományos főmunkatárs, PhD SZIE Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet, Halgazdálkodási Tanszék
Társ-témavezető:	Dr. Specziár András tudományos főmunkatárs, PhD MTA Ökológiai Kutatóközpont, Balatoni Limnológiai Intézet

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....

.....
A témavezetők jóváhagyása

Tartalom

1. BEVEZETÉS.....	1
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	4
2.1. Az Umbridae család jellemzése, a lápi póc törzsfajlódása és taxonómiai helye.....	4
2.2. A lápi póc elterjedése	7
2.3. A lápi póc biológiai jellemzése	11
2.3.1. Testfelépítés és színezet	11
2.3.2. Anatómiai és élettani sajátosságok.....	11
2.3.3. Szaporodásbiológia és egyedfejlődés, genetikai jellemzők	12
2.3.4. Táplálkozás és magatartás.....	14
2.4. A lápi póc élőhelyi jellemzői, ökológiai igénye.....	16
2.5. Veszélyeztető tényezők, természetvédelmi státusz	17
2.5.1. Antropogén hatások, abiotikus tényezők	18
2.5.2. Idegenhonos halak.....	18
2.5.3. Beltenyészet, betegségek	20
2.5.4. Természetvédelmi státusz	20
2.6. Fajmegőrzési törekvések eddigi eredményei.....	21
2.6.1. Külföldi projektek.....	21
2.6.2. Hazai projektek	23
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	24
3.1. A természetes lápi póc élőhelyek és a helyettesítő élőhelyek vizsgálata, monitoringja.....	24
3.1.1. vízminőség vizsgálatok	24
3.1.2. Botanikai vizsgálatok.....	24
3.1.3. Gerinctelen makrofauna és zooplankton vizsgálatok	25
3.1.4. Halfaunisztikai vizsgálatok	26
3.2. A Szadai Mintaterület	26
3.3. Élőhely-rekonstrukció, új helyettesítő élőhelyek létrehozása	27
3.4. Veszélyeztetett állományok mentése, szaporítása, nevelése és telepítése	29
3.4.1. Állománymentések	29
3.4.2. Szaporítás és ivadéknevelés	29
3.4.3. Telepítések	31
4. EREDMÉNYEK	33
4.1. A természetes lápi póc élőhelyek ökológiai jellemzői.....	33
4.1.1. Az újonnan felfedezett 1. és 2. sz. Pócos-tó bemutatása.....	40
4.2. A lápi póc élőhelyek halközösségei, a póc populációk aktuális helyzete	41
4.3. Helyettesítő élőhelyek kialakítása és monitoringjuk	46
4.3.1. vízminőség	47
4.3.2. Vegetáció	54
4.3.3. Gerinctelen makrofauna.....	55

4.4. Veszélyeztetett állományok mentése, szaporítása és ivadéknevelése	62
4.5. Lápi halak telepítése és monitoringja a helyettesítő élőhelyeken	67
4.6. Telepítések a természetes lápi póc populációk megerősítéséhez	75
4.7. Új tudományos eredmények	76
5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK	77
5.1. A természetes lápi póc élőhelyek ökológiai jellemzői	77
5.1.1. Víztisztaság	77
5.1.2. Vegetáció	78
5.1.3. Gerinctelen makrofauna	78
5.2. A lápi póc élőhelyek hálózata, a póc populációk aktuális helyzete	78
5.3. Helyettesítő élőhelyek kialakítása és monitoringjuk	80
5.3.1. Víztisztaság	80
5.3.2. Alternatív stabil állapotok a Szadai Mintaterület tavain	81
5.3.2.1. Szubmerz hínárnövényzet dominálta vizek	83
5.3.2.2. Csillárcamoszatos vizek	87
5.3.2.3. Cianobaktériumok által dominált vizek	87
5.3.2.4. Fonálfűzöldmoszatos víz	87
5.3.2.5. Emerz hínárvegetáció uralta víz	88
5.3.3. Vegetáció	89
5.3.4. Gerinctelen makrofauna	90
5.3.5. Telepített lápi halállományok megmaradása	90
5.4. Veszélyeztetett állományok mentése	92
5.5. Veszélyeztetett állományok szaporítása és nevelése	93
5.6. Természetes lápi póc populációk megerősítése	94
5.7. Összegzés és javaslatok	95
6. ÖSSZEFOGLALÁS	98
7. SUMMARY	100
MELLÉKLETEK	102
M1. melléklet: Irodalomjegyzék	102
M2. melléklet: Az értekezés témakörében megjelent publikációk jegyzéke	122
M3. melléklet: M1-11. táblázatok	125
M4. melléklet: M12. táblázat	155
M5. melléklet: M1-33. ábrák	159
Köszönetnyilvánítás	174

*„A lápi póc mindenben a réti csík társa,
s így különösen ingólápos mocsarakban
terem meg bőven...”*

Herman Ottó (1887)

1. BEVEZETÉS

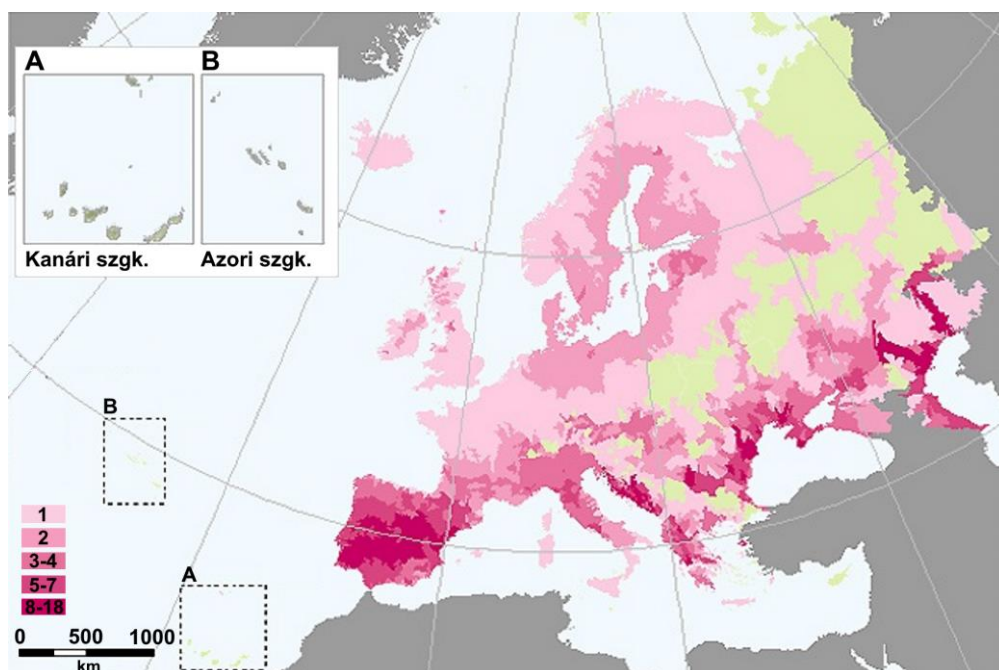
Az egyes ökoszisztémák stabilitása és a bioszféra egésze a fajok sokféleségére épül, ezért a fajok kipusztulását, illetve a biodiverzitás csökkenését (gén, faj és ökoszisztémák szintjén) a legsúlyosabb következményekkel járó globális környezeti veszélyek között tartják számon (CUNNINGHAM et al. 2003). Az elmúlt évszázadban a növekvő népességszámú emberiség minden korábbinál gyorsabban és kiterjedtebben változtatta meg a földi ökoszisztémákat, többek között az ételtermelés, az ivóvíz, a faanyag és az üzemanyag iránti kereslet növekedése következtében. Az ENSZ által irányított Millennium Ecosystem Assessment eredményei szerint a részletesen elemzett 24 ökoszisztémából 15 esetben (63%) degradációt vagy nem fenntartható használatot mutattak ki, mely az emberiség által igénybevetett ökoszisztéma szolgáltatásokat (pl. levegő- és víztisztítás, élelem, regionális és helyi klíma, vagy a kártevők szabályozása) veszélyezteti. Paleontológiai leletek alapján – leszámítva a tömeges kihalásokat – a fajok kihalási rátája napjainkban ezerszer nagyobb, mint bármikor a földtörténeti korokban korábban jellemző volt.

Az édesvízi ökoszisztémák fajdiverzitása más élőhelyekhez képest kiemelkedő. Becslések szerint a leírt fajok száma eléri a 126.000-et, de a még nem ismertekkel együtt elérheti az egymilliót is. Az édesvizek a Föld felszínének mindössze 1%-át borítják, azonban az ismert gerinces fajok egynegyede itt él. Sokrétű szolgáltatásaik (pl. élelem, tiszta víz, építőanyagok, klíma-, árvíz- és erózió-szabályozás) révén az emberi megélhetés és jólét szempontjából kiemelkedő jelentőségűek. COSTANZA et al. (1997) kutatásai szerint a tavak, a folyók és árterek, a lápok és a mocsarak kiterjedése csak 0,7 %-ot tesz ki, azonban az éves szinten 33 billiárd dollárba becsült ökoszisztéma szolgáltatások 15%-át nyújtják.

Az édesvízi fajok veszélyeztetettsége az elmúlt évtizedekben jelentősen megnőtt (pl. túlzott vízkivételek, szennyezések, lecsapolások, folyószabályozások, duzzasztógátak építése, túlhalászat, idegen fajok behurcolása/betelepítése, feltöltődés az erdős területek irtása következtében). Európában az árterületek 90%-át átalakították. Hazánkban a folyószabályozásokat megelőzően, a XIX. század közepén még több mint 21.000 km²-nyi árterületet öntötték el a vízfolyások legalább időszakosan. A szabályozások során több mint 4.200 km² töltést építettek, és több száz kanyarulatot vágtak át például csak a Tiszán (TOCKNER et al. 2009). A beavatkozások következtében a vízrendszerek hossz- és oldalirányú átjárhatósága jelentősen csökkent. A klímaváltozás tovább tetézi a problémát, így az édesvízi élőhelyek nagy részének további degradációja és pusztulása várható a jövőben. Számos kutatási eredmény alapján napjainkban az édesvízi fajok a szárazföldi és tengeri fajoknál is nagyobb veszélyben vannak (NILSSON & BERGGREN 2000, IUCN 2008).

Az őshonos európai édesvízi halfajok közel 80%-a endemikus, 37%-uk pedig veszélyeztetett (1. ábra), mely kivételesen magas arány más taxonómiai csoportokhoz képest (például a kételtűek 23%-a, a hüllők 19%-a, a madarak 13%-a,

az emlősök 15%-a veszélyeztetett). Európa édesvízi halfajainak 17%-ánál csökken, 6% esetében stabil a populáció mérete, és mindössze 1%-uknál tapasztaltak emelkedést. A fennmaradó 76% esetében nem áll rendelkezésre elegendő adat a populáció trend értékeléséhez. Napjainkra 13 európai halfaj pusztult ki, és további 5 faj fennmaradása kétséges (FREYHOF & BROOKS 2011). Az őshonos halfaunára a vizek szennyezése, az élőhelyek fragmentációja, degradációja, felszámolása és az idegenhonos halfajok terjeszkedése jelenti a legnagyobb veszélyt. A sekély vizek halait a klímaváltozás fokozottan veszélyezteti (JEPPESEN et al. 2012, ELLIS et al. 2013). Az említett problémák ellenére a tudományos publikációk között jelentős aránytalanság van a madár- és emlősfajok javára a halakkal és más állatfajokkal szemben (SEDDON et al. 2005).



1. ábra. A veszélyeztetett édesvízi halfajok gyakorisága Európában (IUCN 2016).
A színskálához tartozó számok a vízgyűjtőkre eső veszélyeztetett fajok számát mutatják.

A lápok különösen sérülékeny élőhelyek az antropogén hatásokkal szemben. Európai kiterjedésük az elmúlt évszázadokban drasztikusan (kb. 62%-kal, 495.000 km²-ről 187.000 km²-re) lecsökkent (BRINSON et al. 2002). Hazánkban a láppusztulás mértéke 97% volt, elsősorban a vízszabályozások, lecsapolások, mezőgazdasági művelésbe vonás következményeként. A lápok, mocsarak lecsapolása során több mint 40.000 km csatornarendszer épült ki, a nyílt árterületek kiterjedése 21.248 km²-ről 637 km²-re csökkent. A lápi, mocsári halak megmaradt, kisméretű, elszigetelt és sekély vizekben élő populációi igen érzékenyek a környezeti változásokra, izolációjuk a génkészlet diverzitásának csökkenését okozza. A lápok kutatása, védelme és rehabilitációja ezért napjaink egyik legfontosabb természetvédelmi kihívása.

A vizes élőhelyek problémáinak kezelésére 2000-ben lépett életbe az Európai Unió Víz Keretirányelve, melynek fő célja, hogy jó állapotba hozzák a felszíni és

felszín alatti vizeket az Európai Unió egész területén. Az európai halfajok védelme érdekében FREYHOF és BROOKS (2011) "Édesvízi Biodiverzitás Magterületek" ("Freshwater Key Biodiversity Areas") kialakítását és fajvédelmi programok létrehozását sürgetik. Javaslatot tesznek továbbá élőhely monitoring és *ex situ* programok elindítására, az idegen halfajok betelepítésének tiltására és a kapcsolódó jogszabályok felülvizsgálatára. Megállapításuk szerint a fajvédelmi tervek egyik legfontosabb lépése azonosítani és kezelni azokat a környezeti és ökológiai tényezőket, melyek a célfaj populációinak hanyatlását vagy kipusztulását okozzák/okozták (COCHRAN-BIEDERMAN et al. 2015, IUCN/SSC 2013).

A kis testű, rövid életű lápi póc (*Umbra krameri* WALBAUM, 1792) az Umbridae család egyetlen európai képviselője, mely a Duna vízgyűjtőjének endemikus faja. Előfordulása szórványos a Duna mentén Bécstől a Duna-deltáig és a Tisza hazai szakasza mentén. Néhány kisebb populációja előfordul még a Dnyeszter alsó szakaszán, azonban fő elterjedési területe a Kárpát-medence. A lápi póc tiszta vizű mocsarakban és lápi vizekben, vegetációval dúsan benőtt csatornáknak és holtágakban él. A fajra a legnagyobb veszélyt élőhelyeinek megszűnése (csatornakotrások, vízfolyások ártereinek felszámolása, lápok és mocsarak kiszáradása, lecsapolása) és az inváziós, ragadozó amurgéb (*Perccottus glenii* DYBOWSKI, 1877) terjeszkedése jelenti. Ez a falánk kompetitor egész Euráziában terjeszkedik, és az elmúlt évtizedekben már megtelepedett a Duna és a Dnyeszter vízgyűjtőjén egyaránt. A jelentősen lecsökkent populáció mérete miatt további kihívás a szórványosan elhelyezkedő, kisméretű és izolált élőhelyek megmaradt géndiverzitásának megőrzése.

Amíg a lápi póc a XIX. században még tömeges előfordulású volt, addig becslések szerint a teljes európai lápi póc állomány több mint 30%-kal csökkent az elmúlt évtizedekben. Ezért a Természetvédelmi Világszövetség (IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) Vörös Listáján sebezhető („vulnerable”) fajként tartják nyilván, és hét európai ország vörös listáján is megtalálható.

Korábban több próbálkozás is történt a lápi póc populációk védelme érdekében, melyek elsősorban az élőhelyek rehabilitációját és visszatelepítéseket foglaltak magukba. Példaként említhető a szlovéniai Beloviči-holtág rehabilitációja, melyet követően a lápi póc, a réti csík és a széles kárász állományai is jelentősen megnöttek; a holtágból egy kavicsbányatóba történt póc áttelepítés viszont sikertelen volt. Akváriumi és kistavi szaporulat telepítése sikeres volt Ausztriában (a Hanság nyugati részén és Felső-Ausztriában, a Duna bal partja mentén), és a Morva folyó mentén Szlovákiában, a póc természetes elterjedési területén belül. Moldáviában a kipusztult lápi póc visszatelepítését végezték el a Dnyeszter vízgyűjtője alsó részén található kisvizekben. Hazánkban a Dél-Hanságban történt visszatelepítés más régióból (a Duna-Tisza közti Kolon-tóból) származó halakkal.

Az említett visszatelepítések helyi szinten többségében sikeresnek bizonyultak, azonban nem készült egy olyan átfogó és komplex cselekvési program, mely a fogatkozó és elszigetelt élőhelyek miatt hanyatló lápi póc populációk hatékony és hosszú távú védelmét szolgálná. Ezért az általam 2008-ban elindított, és napjainkban is folytatódó *Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram* általános célja az volt, hogy kidolgozzak és teszteljek egy olyan széleskörű, komplex projektet, mely elősegíti a hazai lápi póc populációk megmentését és megerősítését.

A mintaprogramban az alábbi *in situ* és *ex situ* kutatási célokat tűztem ki:

1. a lápi póc természetes élőhelyeinek ökológiai jellemzőinek feltárása (abiotikus, biotikus és antropogén tényezők) az élőhely-rekonstrukciók tervezésének megalapozásához és a póc ökológiai igényeinek meghatározásához,
2. új, természetközeli lápi és mocsári helyettesítő élőhelyek ("Illés-tavak") létrehozása a Szadai Mintaterületen az elpusztult természetes élőhelyek helyettesítésére és a mentett lápi póc állományok és szaporulataik számára,
3. emberi beavatkozások (pl. csatornakotrás, szennyezés, feltöltés, lecsapolás) vagy természetes folyamatok (pl. feltöltődés szukcesszió révén, kiszáradás) miatt pusztulásra ítélt állományok mentése géndiverzitás megőrzése céljából és szaporításra,
4. a helyettesítő élőhelyek előzetes vízminőségi, hidrobiológiai monitoringja és tesztelése,
5. a lápi póc szaporítása és nevelése ellenőrzött körülmények között,
6. lápi póc telepítések: új, önfenntartó állományok létrehozása a Szadai Mintaterületen a hosszú távú visszatelepítésekhez, az anyahalak származási helyeinek állományerősítése,
7. az Illés-tavak monitoringja (abiotikus és biotikus paraméterek vizsgálata) a haltelepítéseket követően.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

A lápi póc törzsfajlásáról, genetikai, anatómiai és élettani tulajdonságairól, szaporodásáról és táplálkozásáról, élőhelyi körülményeiről, veszélyeztetettségéről és védelméről jelentős számú publikáció jelent meg napjainkig. A korai munkák közül is kiemelendő HANKÓ (1923) és GEYER (1940) összegző dolgozata. 1995-ben Bécsben egy nemzetközi konferenciát hívtak össze annak érdekében, hogy az érintett országok kutatói beszámoljanak a lápi póc aktuális helyzetéről. A résztvevők átfogó helyzetképet festettek a faj státuszáról. A tanácskozás tapasztalatait Ausztriából BOHLEN (1995), WANZENBÖCK (1995), WANZENBÖCK és SPINDLER (1995), Magyarországról BÍRÓ és PAULOVITS (1995), GUTI (1995a) és KERESZTESSY (1995a), Szlovéniából POVŽ (1995a), Horvátországból LEINER (1995), Ukrajnából MOVCHAN (1995), Romániából BĂNĂRESCU et al. (1995) összegezték. Az elmúlt két évtizedben további részletes munkák jelentek meg hazánkban és külföldön egyaránt (MÁJSKY & HAJDÚ 2004, SALLAI 2005, WILHELM 2008, KECKEIS & SEHR 2014, MÜLLER 2014, MARIĆ et al. 2015, 2016 TAKÁCS et al. 2015).

2.1. Az Umbridae család jellemzése, a lápi póc törzsfajlás és taxonómiai helye

A csukaalakúak (*Esociformes*) rendjébe két család, a pócfélék (Umbridae) és a csukafélék (*Esocidae*) családja tartozik, összesen 12, északi féltekén élő édesvízi halfajjal (NELSON 2006).

Az Umbridae család filogenetikailag idősnek számít, a korai terciér idején fejlődött ki egy, a csukákkal (*Esocidae*) közös elődjükből (BOHLEN 1991).

HANKÓ (1931) feltételezi, hogy ez az ősi eredetű reliktum család, a terciér előtt cirkumpoláris elterjedéssel bírt. A legfrissebb kutatási eredmények szerint az európai és amerikai *Umbra* fajok szétválása a késő-kréta és a paleogén időszak első felére tehető (61 millió évvel ezelőtt). MARIĆ et al. (2016) három filogeográfiai fejlődési vonalat mutatott ki a lápi póc esetében, melyek a korai és középső pleisztocénben váltak szét: a Duna vízgyűjtője (a Dráva vízrendszerével és a Dnyeszter deltával együtt), a Száva és a Tisza vízrendszere. Az oligocén korból származó maradványok már nagyon hasonlítanak a jelenlegi fajokhoz, náluk is megtalálhatók már azok a különbségek, melyek a mai európai és észak-amerikai fajok között fennállnak (NELSON 1972).

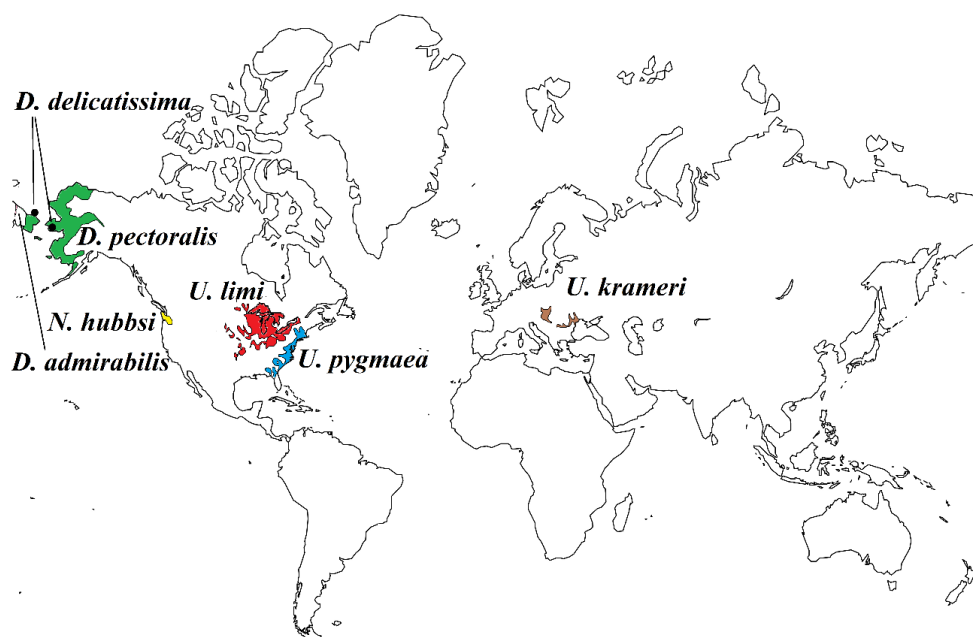
Paleontológiai leletek alapján az Umbridae család legidősebb képviselője a paleocén korban (65-57 millió évvel ezelőtt) élt primitív *Boltyshia* SYTCHEVSKAYA és DANILTSCHENKO, 1975 nembe tartozott, melyet Ukrajnában találtak meg. Németországi leletek alapján a *Boltyshia* nemet a középső eocéntól a késő miocénig (kb. 45-20 millió éve) az ősi *Palaeoesox* VOIGT 1934 váltotta, mely az *Umbra* nem képviselőivel egy időben élt (CAVENDER 1969, GAUDANT 2012). Az *Umbra* nem legrégebbi ismert képviselője ugyanis az *U. prochazkai* OBRHELOVÁ, 1978, melynek késő oligocén kori (26,8-24,5 millió évvel ezelőtti) maradványait Észak-Csehországban fedezték fel.

A *Proumbra* nem oligocén kori fossziliái Nyugat-Szibériából származnak. Észak-Amerikában a *Novumbra* oligocén kori maradványait (NELSON 1984) és az *Umbra limi* KIRTLAND, 1840 pleisztocén fossziliáit találták meg (TODD 1973). Az Umbridae család fosszilis leleteivel és fejlődéstörténetével foglalkozik továbbá WEILER (1973), SYTCHEVSKAYA (1976) és OBRHELOVÁ (1978) dolgozata.

Korábban az Umbridae családnak három génuszán belül az alábbi öt vikáriáns fajt írták le, melyek mindegyike viszonylag kis természetes elterjedéssel rendelkezik (HALAK 1900, BĂNĂRESCU 1989, WHEELER 1992; 2. ábra):

- a *Novumbra* nem egyetlen faja a *Novumbra hubbsi* SCHULTZ, 1929 mely Észak-Amerika nyugati részén, kis területen élő faj,
- az alaskai és kelet-ázsiai (Csukcs-félsziget) elterjedésű *Dallia pectoralis* BEAN, 1880,
- az *Umbra* nem fajai közül az *U. limi* Észak-Amerika középső részén, az *U. pygmaea* DEKAY, 1842 természetes populációi pedig a keleti partvidék mentén élnek. A két faj populációi stabilak, ezért az IUCN besorolása szerint természetvédelmi szempontból a nem fenyegetett („least concern”) kategóriába tartoznak (NATURESERVE 2013a, 2013b),
- Az Európában honos *U. krameri* WALBAUM, 1792 a Duna és a Dnyeszter vízgyűjtőjének endemikus faja.

A legfrissebb kutatások alapján két újabb vikáriáns faj az alaskai és kelet-ázsiai (Csukcs-félsziget) előfordulású *Dallia delicatissima* SMITT, 1881, és a kizárólag a Csukcs-félszigeten élő *D. admirabilis* CHERESHNEV, 1980.



2. ábra. Az Umbridae család fajainak elterjedése.

Nemek rövidítései: U.: *Umbra*, N.: *Novumbra*, D.: *Dallia*
(SALLAI és MÜLLER 2014)

Néhány szerző a *Dallia*, a *Novumbra* és az *Umbra* génuszt ugyanabba a családba helyezi. Ezt a származási kapcsolatot sokan vitatják, mivel a diploid kromoszóma-szám eltérő: *Umbra* - 44, *Novumbra* - 48, *Dallia* - 78 (RÁB 1981a, RÁB & CROSSMAN 1994, CROSSMAN & RÁB 1996). Korábbi csonttani kutatások azt támasztották alá, hogy a *Dallia* nemzetség közelebb van az *Umbra*-hoz, mint a *Novumbra*-hoz (NELSON 1972, WILSON & VEILLEUX 1982). A genetikai vizsgálatok eredményei alapján (BEAMISH et al. 1971, CROSSMANN & RÁB 1996, 2001) azonban a három génusz Umbridae családba sorolását elvetették. CAMPBELL et al. (2013) és LÓPEZ et al. (2004) megkérdőjelezték az Umbridae család monofiletikus eredetét, és az *Umbra* fajokat az Esocidae családba javasolják besorolni. Gaudant (2012) ezzel szemben azt javasolja, hogy az Umbridae családban csak az *Umbra* fajokat tárgyalják. MARIĆ et al. (2016) legfrissebb genetikai vizsgálatai a *Dallia*, a *Novumbra* és az *Umbra* nemek parafiletikus fejlődését és az *Umbra* fajok monofiletikus eredetét támasztják alá.

A lápi pócról először 1726-ban készített leírást Marsilius, *Gobius caninus* néven (3. ábra). KRAMER (1756) – nem ismervén a korábbi leírást – a Lajta és a Fertő-tó melletti tözeges élőhelyeken gyűjtött halakat, és annak árnyékos tartózkodási helyei miatt *Umbra*-nak nevezte el. Az ő tiszteletére adta a fajnak az *Umbra krameri* nevet WALBAUM (1792), aki a Duna mentéről gyűjtött pócokat. Mindezek ellenére Linné (1758) és Lacépède (1803) műveiben sincs megemlítve a faj, és CUVIER (1829) állattani művének első kiadásában sem szerepel (SALLAI & MÜLLER 2014). Temminck 1825-ben a Fertő-tónál gyűjtött néhány egyedet, így jutott el a póc a Párizsi Múzeumba is. CUVIER (1817) akkor fölvette a „Le Règne Animal” című művének második kiadásába (KÁROLI 1882). Az *Umbra krameri* GÁTI (1795) könyvében szerepel először magyar nyelven, „lápi potz” néven.



3. ábra. A lápi póc első ábrázolása Marsilius (1726) könyvéből

A faj tudományos elnevezése még az 1950-es években is szakmai vitákat váltott ki a hazai szakemberek között (HANKÓ 1958). A KUX és LIBOSVÁRSKÝ (1957) által leírt két alfaj, az *Umbra krameri krameri* és az *U. krameri pavlovi* teóriája nem állta meg helyét (BARUŠ & LIBOSVÁRSKÝ 1983, BARUŠ & OLIVA 1995). A lápi póc rendszertani helye NELSON (2006) fejlődéstörténeten alapuló rendszere alapján [NELSON (1984) korábban a *Salmoniformes* rendbe sorolta az Umbridae családot]:

Törzs:	Chordata
Altörzs:	Vertebrata
Ágazat:	Gnathostomata
Ág:	Pisces
Osztály:	Osteichthyes
Alosztály:	Actinopterygii
Csapat:	Neopterygii
Tagozat:	Halecostomi
Altagozat:	Teleostei
Infradivízió:	Euteleostei
Főrend:	Protacanthopterygii
Rend:	Esociformes
Alrend:	Esocoidei
Család:	Umbridae
Nem:	Umbra
Faj:	<i>Umbra krameri</i>

2.2. A lápi póc elterjedése

A lápi póc a Duna medencéjének endemikus faja, mely a vízrendezéseket megelőzően gyakori hala volt a mocsaras, lápos, de tiszta vizeknek. Egykori nagy egyedszámát igazolja, hogy sertés és kacsá hizlalásra, földek trágyázására is használták (KOVÁCS 1882, HERMAN 1887, VUTSKITS, 1903, LOVASSY 1927, LÁNYI 1951, 1975; M4. ábra). Ugyancsak régi gyakoriságára utal sokféle népies elnevezése is, melynek részletes bemutatása SALLAI és MÜLLER (2014) munkájában olvasható.

Az IUCN vörös listája szerint a lápi póc a következő országokban őshonos: Ausztria, Bulgária, Horvátország, Magyarország, Moldova, Románia, Szerbia, Szlovákia, Szlovénia, Ukrajna (FREYHOF 2013; 4. ábra). Bosznia és Hercegovina területén 2009-ben találták meg a halfajt, egyetlen kis vízben (KADIC 2009). A lápi póc előfordulását (betelepítések) ezen kívül jelezték Lengyelországból (Mazuri-tavak) és Németországból (Peitz melletti lápos területek, ld. PINTÉR 1973, BRYLIŃSKA 1991).

Alsó-Ausztriában Moosbrunn mellett (FITZINGER 1832), a Fertő-tó ausztriai oldalán (HECKEL 1847, WIESINGER 1956) egykoron leírt állomány mára kipusztult. Utolsó előfordulásáról LEHMANN (1958) számolt be. Ugyanakkor, Ausztriában, a közelmúltban a Duna árteréből (WANZENBÖCK 1992) került elő bizonyító példánya, ahol már 1975 óta kipusztultnak hitték (HERZIG-STRASCHIL 1991). A be- és visszatelepítéseknek köszönhetően (ld. később) azóta bővült a lápi póc elterjedése. 2013 novemberében az osztrák Donau-Auen Nemzeti Park területén, Mannsdorf an der Donau és Witzelsdorf között vizsgált 24 élőhelyből 16-ban mutatták ki a lápi pócot, összesen 261 egyedet (KECKEIS & SEHR 2014).

Bulgária területén VELKOV et al. (2004) találták meg a pócot a Srebarna-tavat (mely az UNESCO Világörökség része, és egyben Ramsari terület) a Dunával összekötő csatornában (STEFANOV 2006).

A lápi póc horvátországi előfordulásáról VUTSKITS (1900) számolt be. 2006-ban a Dráva és a Mura mellékágaiból, valamint a Száva mellékéről, írták le (MRAKOVČIĆ et al. 2006). A Dráva medencéjének néhány vízfolyásában és csatornájában szintén megtalálták a fajt (DELIC et al. 1997).

A lápi póc szerepel a moldovai fajlistán is (MATEI & MANEA 1990), moldovai előfordulását MARUSHEVSKY (2003) is megerősíti.

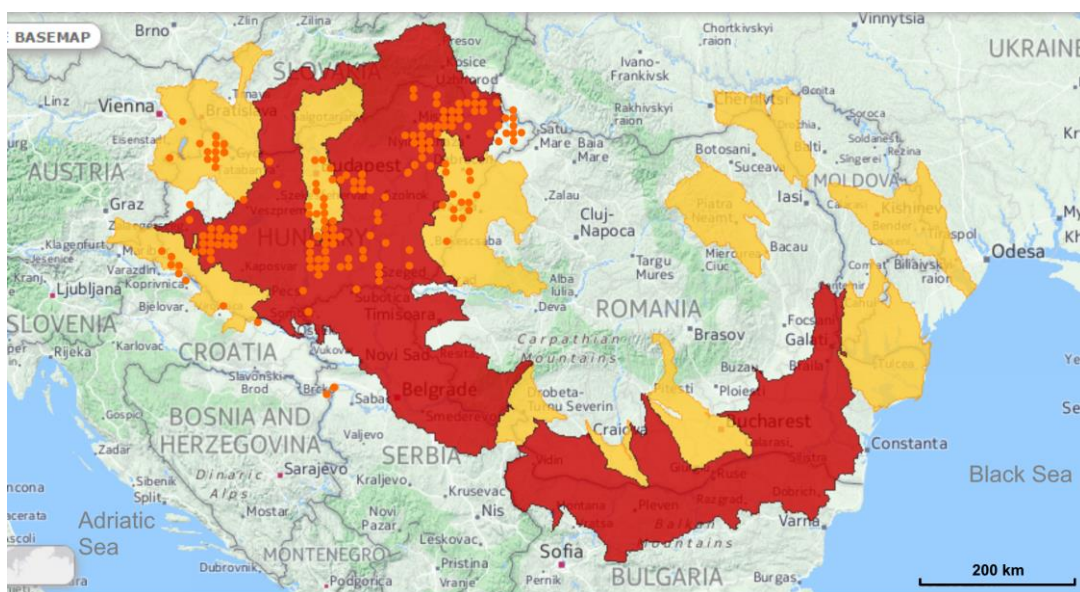
Romániából többen leírták a lápi póc dunai és duna-deltai előfordulását (BĂNĂRESCU 1961, KISS 1982, BĂNĂRESCU et al. 1995). CĂRĂUȘU (1952) jelzi a Tisza és a Fekete-Körös árteréről, az Argeș és a Neajlov folyókból (Havasalföld), a Dambovita folyó bukaresti szakaszáról, a Prutból és a Duna-deltából. KÁSZONI (1963) élőhelyeként a moldovai Prut és a Siret vízrendszerét jelöli meg. WILHELM (1984) az Érmelléket és a Nyírség romániai részét említi, továbbá megtalálta két Szatmár megyei csatornában, a magyar határtól nem messze (WILHELM 2003).

Szerbiában először Negotin mellett találtak rá (PANČIĆ 1860, KÁROLI 1882), GUELMINO (1996) a Tisza jugoszláviai szakaszának fajlistáján is szerepelteti a pócot. Újabb leírták Sremske Mitrovice környékéről, a Zasaviciből, a Pančevoirétről, továbbá jelzik a Tisza, a Peka, a Nagy-Morva és a Száva alsó szakaszairól (SEKULIĆ 1998, SIMONOVIC 2001). SEKULIĆ et al. (2013) napjainkban egy újonnan felfedezett szerbiai lápi póc élőhelyről (Lugomir) számolt be. A kifogott 23 egyedből az összeset konzerválták a Szerbiai Természetvédelmi Intézet számára.

Szlovákiában a Tisza, Latorca, Laborc és a Szernye mellékéről (VLADYKOV 1931), továbbá több déli és dél-keleti pontról leírták (KUX és LIBOSVÁRSKÝ 1957), valamint ismeretes a Bodrog több holtágából (LUSK et al. 1983, HARKA et al. 2000). A szlovák Duna-szakaszról is több helyről előkerült, Komáromnál és Čičovnál (BRTEK 1958, KOVÁČ 1997). Csallóközi előfordulásáról HAJDÚ & KOVÁČ (2002) számol be. Az aktualizált előfordulási adatokat PEKÁRIK et al. (2014) közlik. E szerint Szlovákiában az elmúlt évtizedekben csökkent a lápi póc élőhelyek száma, de a korábbihoz hasonlóan jelenleg is három régióban, nyugaton az Erdőháti-síkságon, a Morva mentén, délnyugaton a Csallóköz térségében és délkeleten a Tisza mentén, a Kelet-Szlovákiai síkságon fordul elő.

Szlovéniában KOPÁČIK (1955) és POVŽ (1994) a Mura árteréről több pontról kimutatta.

Ukrajnában a Dnyeszter alsó (MAKAROV 1936, CHEPURNOV et al. 1953, KOVÁCS 1975, WHEELER 1992) és odesszai szakaszán fordul elő (FRIVALDSZKY 1865, PAPP 1975). A Prut környékén szintén fellelhető (POPA 1976). PAVLOV (1980) továbbá leírja jelenlétét a Duna alsó szakaszáról és feltételezi, hogy a Duna-delta egész területén előfordul. 1995-ben MOVCHAN (1995) számolt be a faj aktuális ukrajnai elterjedéséről. Megállapítása szerint a populációk megfogyatkozása miatt a Prut és a Dnyeszter mentén kérdéses volt a faj előfordulása. Napjainkban a Prut mentén bizonyítottan megtalálható a póc (KHUDYI, O. szóbeli közl.).



4. ábra. A lápi póc recens és egykori előfordulása a Duna és a Dnyeszter vízgyűjtőjén.

Piros területek: egykori előfordulás (FREYHOF 2013), sárga területek (FREYHOF 2013) és narancssárga pöttyök (SEKULIĆ et al. 2013, KECKEIS & SEHR 2014, SALLAI & MÜLLER 2014 és TAKÁCS et al. 2015a): aktuális előfordulás.

Hazai elterjedés

A Dunában, illetve kiöntéseiből elsőként MARSILIUS (1726) írta le előfordulását. Ezt követően többen jelezték a folyóból (HERMAN 1887, HANKÓ 1931, TÓTH 1960), főként a Duna szigetközi szakaszáról (JANCSÓ & TÓTH 1987, GUTI 1997). A folyam 1992-es elterelése miatt napjainkra a szigetközi élőhelyek javarészt kiszáradtak az ottani állományok – köztük a legnagyobb, a lipóti morotvában élő, és a tóközi is – kipusztultak (LÁPI PÓC 2016, LENGYEL 1999, AMBRUS & SALLAI 2014). Súlyosbította a helyzetet, hogy egyes csatornáknál a kotrás miatt oly mértékben megnőtt a vízáramlás sebessége, hogy az már nem megfelelő a póc számára (SPECZIÁR A. szóbeli közl.). 2014-ben azonban tó- és csatornakotrás során két, eddig nem ismert élőhelyét fedezték fel a lápi pócnak a régióban. Az egyik a Győr

határában található Bácsai-tó, a másik pedig az Örömkölaposi-csatorna. A kivitelezés során figyelembe vették a lápi póc ökológiai igényeit, és ennek alapján módosították a kiviteli terveket és a kivitelezést (pl. szakaszos kotrás és iszapolás, megfelelő vízelátás biztosítása), így nagy eséllyel fennmaradhatnak ezek az állományok (SZIGET-KÖZ 2014). AMBRUS és SALLAI (2014) további, közelmúltban felfedezett lelőhelyként említi a Lajmákot (Győrújfalú) és a Bácsai-csatornát. A lápi pócot a Soroksári-Duna-ágból (Szigethalom és Makád környékéről) elsőként HORVÁTH (1960) írta le. VITÁL és TAKÁCS (2016) friss előfordulásai adatot közöl a Béda-Karapancsa Tájvédelmi Körzet területén lévő Füzeséri Holt-Dunából.

A Fertő és a Hanság körzetéből HECKEL (1847) közölte elsőként. 1924-től kezdődően MIKA és VARGA (1935) alapos kutatásainak ellenére sem került elő a faj, melyet GUTI (1990) is igazol. A halfaj a Fertőből az 1864-1872 közötti szárazság idején pusztulhatott ki (FALUDI (1973). A Hanságban azonban máig fennmaradtak kisebb önfenntartó populációi, részben a telepítéseknek köszönhetően (LENGYEL 1999, SEVCSIK et al. 2002, AMBRUS & SALLAI 2014).

A Balatonból és a környékbeli vízterekből első előfordulását HECKEL (1847) publikálta. Napjainkban a póc világállományának túlnyomó része a Balaton vízgyűjtőjén él, a Kis-Balaton területén igen stabil populációja van (TAKÁCS et al. 2011, SALLAI & MÜLLER 2014). BÍRÓ (1981) korábban eltűnt fajként jelölte a Balaton vidékéről, később azonban munkatársaival nagy egyedszámú állományokról számoltak be a Kis-Balaton térségéből (BÍRÓ et al. 1994). SALLAI (2005) felhívja a figyelmet arra, hogy az eset jó példa arra, hogy a póc rejtőzködő életmódja, élőhelyi sajátosságai miatt nehezen kimutatható faj. A felsorolt kutatókon kívül többen megtalálták a lápi pócot a Kis-Balaton és a Balaton térségében (HERMAN 1887, HANKÓ 1931, ENTZ & SEBESTYÉN 1942, WIESINGER 1956, KERESZTESSY 1995a).

A Bodrog és a Bodrogzug térségéből elsőként CHYZER (1882) írta le. Ezt követően HERMAN (1887) és HANKÓ (1965) is jelzi előfordulását a területen. HOITSY (1994) a bodrogzugi élőhely kapcsán megjegyzi, hogy a mintavételi helyek közel egyharmadán megtalálta a halfajt. Vizsgálatának befejezéséről a következő évben is beszámolt (HOITSY 1995a, 1995b), ahol az 1994-es bodrogi fajlistáról már hiányzott a póc.

A lápi póc első tiszai előfordulásáról ZILAHY-SEBESS (1938) számol be. A Tiszáról és vízrendszeréről pedig HARKA (1992), KOVÁCS (1995a, 1998) és HARKA és SZEPESI (2007) publikálta a faj előfordulását.

A Dráva és a Mura három holtágából és a Kerkából SALLAI (1999, 2002a, 2002b) írta le elsőként a lápi pócot.

A felsorolt hazai lelőhelyeken kívül a Duna-Tisza közén, a Turjánvidéken több ponton megtalálták, melyek közül az Ócsa melletti és a Kolon-tó térségi élőhelyek jelentősek (TERNYÁK 1970, BOTTA et al. 1987, GUTI et al. 1991, KERESZTESSY 1997, KOZMA 1998). Napjainkban új adatot közöltek a Kalocsai-Sárköz területén a Sárközi I-es csatorna (Vajas-fok) Miske településhez közeli mintavételi pontjáról és a Maloméri-főcsatornából (VITÁL és TAKÁCS 2016). A póc Pesti-síksági (Veresegyház, Malom-tó) előfordulásáról elsőként ROTARIDES (1937) számolt be. RAKONCZAY (1989) VÁSÁRHELYIRE (1961) hivatkozva megerősíti ezt. Az amurtelepítések következtében a dús hínárvegetáció az 1980-as évek elejére kipusztult a Malom-tóból, majd ezt követően nagy tömegben szaporodott el a törpeharcsa. Ennek következtében a lápi póc eltűnt a vízből, melyet Sallai 2008-as vizsgálata is alátámasztott (SALLAI Z. szóbeli közl.). A Malom-tó 1985-ös védetté nyilvánító határozatának indokolásában nem szerepel a lápi póc (Pest Megyei

Tanács Közlönye 1985). KERESZTESSY (1995a) 1993-ban még nagy számban fogott pócot a szomszédos (szintén veresegyházi) Ivacsi-tóban. Leírása alapján ebből a vízből is a Malom-tóhoz hasonló okok miatt pusztult ki a halfaj.

2.3. A lápi póc biológiai jellemzése

2.3.1. Testfelépítés és színezet

A lápi póc teste mérsékelten nyújtott, hengeres, kissé zömök és oldalról lapított. Apró termetű hal, ritkán nő 10 centinél nagyobbra. Alapszíne a hátan sötét májbarna, ibolyás reflexekkel, mely az oldalán fokozatosan világosodik. Fején és testén szabálytalanul elszórt feketés foltok láthatók, hasa sötétsárga. Az úszók alapszíne világos sárgásszürke, az úszósugarak sárgák. Szaporodási időszakban a domináns egyedek kopolyúfedőjén smaragdzöld irizálás, a testen pedig hosszanti világos sávok figyelhetők meg (CRĂCIUN et al. 1998, WILHELM 2008, SALLAI & MÜLLER 2014; 5. ábra).

Feje közepes méretű, orra rövid, hossza körülbelül megegyezik a szem átmérőjével. Szája félig felső állású, benne apró fogacskákból álló kefefogazat található. A szájhasíték enyhén fölfelé irányul, a felső állkapocs vége a szem alá ér. Hátúszója a test hátulsó részén helyezkedik el, meglehetősen hosszú, elágazó sugarainak száma 12-13, és az úszósugarak hossza hátrafelé haladva nem csökken. A két amerikai *Umbra*-faj a hátúszó sugarainak számában is különbözik európai rokonától (WHEELER 1992). Mellúszója közel a hashoz, alacsonyan ered, a hasúszóval majdnem egy magasságban. Anális úszója rövid, 5-6 osztott sugár számolható benne. Halaink többségétől eltérően farokúszója szabályosan lekerekített. Páros úszóit legyezőszerűen, egymástól függetlenül is tudja mozgatni, ezáltal egy helyben is tud lebegni (WILHELM 1998b). Kerek (cycloid) pikkelyei aránylag nagyok, és a testen kívül a fej hátsó részét is befedik. Oldalvonala mentén egy világosabb, rezesen fénylő sárga csík húzódik, amelynek mentén 30-35 pikkely számlálható (HARKA & SALLAI 2004, WILHELM 2008).



5. ábra. *Umbra krameri* WALBAUM, 1792 (fotó: Posztós Csaba).

2.3.2. Anatómiai és élettani sajátosságok

BOHLEN (1991) azt írja a lápi pócról, hogy külsőleg ősi jellegű, azonban tökéletes, és finom mozgáskoordinációval rendelkezik, melynek segítségével a vízben

szinte minden térbeli helyzetben meg tud maradni, és kiválóan tud manőverezni. Ezen képességek kialakulása minden bizonnyal az általában dús hínárvegetációval rendelkező élőhelyhez történő alkalmazkodásnak köszönhető.

RAUTHER (1914) elsőként mutatta be a lápi póc kettős légzését, kiegészítő légzőszervét. GEYER és MANN (1939a, 1939b) a faj kisegítő légzését vizsgálták, és megállapították, hogy ebben eltér amerikai rokonától. Az *Umbra pygmaea* ugyanis, ha nem tud feljönni a felszínre levegőért, 27 órán belül elpusztul. A lápi pócok ellenben 19 napot tölthetnek levegő felvétele nélkül, melyet sikeresen átvészelték. A lápi póc kiválóan alkalmazkodott a víz alacsony oxigén-tartalmához, úszóhólyagja hajszálerekkel sűrűn beszótt, ezeken keresztül történik a kiegészítő gázcsere. Ezen adottságai révén a levegő oxigénjét is fel tudja használni légzéséhez (WIESINGER 1956, JASIŃSKI 1965, MEŞTER & BABEŞ 1975, WILHELM 1998b). A halfajt különleges keringési rendszere is hozzásegíti az oxigénszegény környezetben történő megmaradáshoz (JASIŃSKI 1965).

2.3.3. Szaporodásbiológia és egyedfejlődés, genetikai jellemzők

A lápi póc szaporodásbiológiai és egyedfejlődési megfigyeléseit többek között BOTTA (1981a), KOVÁČ (1995) és WILHELM (1996) adták közre. Ivadékkori fejlődését BALON (1967), GEYER (1940) és KOVÁČ (1997) is vizsgálták.

Ivarérettségét kétéves korban éri el (BOTTA 1985, WILHELM 1998a, 1998b), míg WIESINGER (1956) és PAVLOV (1980) szerint mind az ikrások, mind a tejesek egyéves korukra már ivaréretté válnak. Ki kell hangsúlyozni ugyanakkor, hogy utóbbi megfigyelés a védett környezetben nevelt, és ezért a természetes körülményekhez képest gyorsabban fejlődő egyedekre vonatkozik.

Irodalmi adatok alapján a lerakott ikrák száma nagy szórást mutat (75 és 2528 db között; ld. HECKEL 1847, MAKAROV 1936, BALON 1967, KOVÁČ 1995, WILHELM 1996). MAKARA és STRAŇAI (1980) 241 és 2528 közötti ikrát számolt, az átlag 1626 (N=12) volt.

WILHELM (2008) feltételezi, hogy megtalálta azt az élettani mechanizmust, ami az r-szelekcionista szaporodási módról a K-szelekcionista szaporodási módra való áttérés élettani alapját képezi. A halak döntő többsége r-szelekcionista, ami azt jelenti, hogy a nagy mennyiségben termelt, de sorsára hagyott ivartermék számlájára valósul meg a faj fennmaradása. A pócnál viszont az ikragondozás nagyobb megmaradási arányt biztosít, ezért nincs szükség olyan nagy mennyiségű ikra lerakására, ami feleslegesen terhelne túl a szervezetét, ezért a képződő oocyták jelentős része felszívódik.

Az ívás a legtöbb szerző szerint április hónapra tehető (KOHOUT 1901, LOVASSY 1927, PÁSKÁNDY 1967, SCHMIDT & SZÁK 1991). WANZENBÖCK (1995) március-április hónapokat említi, amikor a vízhőmérséklet eléri a 12,5-16,5 °C-ot. BALON (1967) szerint az ikrázáshoz 12-18 °C hőmérséklet szükséges. WILHELM (2008) május-júniusi szaporodásról számol be, mivel a kutatott Érmelléken csak ekkor érik el a vizek a 10,7-18,0 °C közötti tartományt.

A lápi póc ivadékörző faj. Szaporodási módját tekintve BOHLEN (1995) szerint fitofil, KOVÁČ (1995, 1997) kutatásai alapján fito-litofil, BOTTA (1981) szerint pedig pszammofil faj. CRĂCIUN et al. (1997) egyaránt említi pszammofil és pszammo-fitofil szaporodási guildet.

Az ívást megelőző nászjátékot a nőstény végzi. Az ikrás keményebb aljzatot keres a sűrű növényzetben, és itt apró mélyedést, fészket készít. Ebbe néhány gyökérdarabot és növényi hulladékot gyűjt, majd élénk vörösesbarnára színeződik és így

várja a hím közeledését. A hazai halak közül ez a faj az egyetlen példa a nőtény kezdeményező, ívást előkészítő viselkedésére (PÉNZES & TÖLG 1980). BOHLEN (1991) szerint az ívásban egy nőtény és több (akár 5) hím is részt vehet, de mindegyik hím szerephez jut az ikra megtermékenyítésében, aminek nagy hatása van a populáció genetikai változatosságának fenntartásában. Ennek ellentmond ugyanakkor WILHELM (2008) terepi tapasztalata, mely szerint a póc párosan ívik.

A lápi póc mesterséges szaporítására a természetszerű szaporítási eljárás és a hormonálisan indukált szaporítás egyaránt lehetőség lehet, azonban – ellentétben az előző módszerrel – az utóbbiról nincs irodalmi adat. Szaporodásbiológiai szempontból a természetszerű szaporítási módszer lényege az, hogy mesterséges halastóban/élőhelyen/környezetben teremtik meg azokat a környezeti feltételeket, amelyek a természetben kiváltják a hal szaporodását (természetet utánzó módszer). A tógazdasági és az általunk alkalmazott laboratóriumi utódnevelés között a lényegi különbség az, hogy ugyan az előbbi esetben is a természeteshez képest védettebb viszonyok között nevelkednek a lárvák és az előnevelt halak, ezért a veszteségek a természetben bekövetkező pusztulásoknál lényegesen kisebbek, de a lerakott ikra mennyiséghez képest még mindig nagyok (HORVÁTH & MAGYARY, 2007).

A hormonálisan indukált szaporítás lényege, hogy az ovulációra, íváásra érett, de hormonálisan viszonylag nyugalmi állapotban levő halakat más – többnyire fajazonos – halakból származó gonadotrop (ívást kiváltó) hormonnal kezelik. Ennek hatására az ikra leválásának folyamata és a spermiumok felhalmozódása mesterséges környezetben, az ívási feltételek hiányában is bekövetkezik. Ezzel fölöslegessé válik az ívási környezet lemásolása, mely egyes halfajok mesterséges tartásakor egyáltalán nem, vagy csak igen körülményesen valósítható meg (HORVÁTH & MAGYARY, 2007).

BOHLEN (1995) szerint az embrió inkubációja 120-130 napfokot igényel, és közel 10 napig tart. A pikkelyek 12 mm-es testhossznál alakulnak ki (WIESINGER 1956). A kikelt lápi póc kb. 4-6 mm hosszú. 48 óra múlva színeződnek a szemek és a test pigmentje is nagyobb felületre terjed ki. 7,6 mm-es testméretnél kialakul a száj- és végbélnyílás is. Az első hét végére úszóhólyagjuk megtelik gázzal. A 23-27 napos, kb. 7,5-9,2 mm-es ivadék már természetes táplálékot fogyaszt (pl. *Rotatoria*; GEYER 1940, PAVLOV 1980, KOVÁČ 1995, 1997).

A lápi póc akváiumi, laboratóriumi szaporítása több esetben sikeres volt (POVŽ 1990a, KOVÁČ 1995, PÉNZES 1996, AQUATERRA 2016). Szlovákiában 2014-ben sikeresen szaporítottak lápi pócot, azonban az ikrakezelés ellenére sok ikra pusztult el penészesedés miatt. A halaknak a hamvas fűz (*Salix cinerea*) gyökere, a mohapárna és a parti sás (*Carex riparia*) gyökere egyaránt megfelelő ívási szubsztrát volt (HAJDÚ GY. szóbeli közl.). Ausztriában az akváiumi és a kerti tavas szaporítás egyaránt sikeres volt az elmúlt évtizedben (BENESCH 2004, SPINDLER 2006, KECKEIS & SEHR 2014).

A lápi póc rövid életű hal. MAKAROV (1936) és PAVLOV (1953) a Duna alsó szakaszán élő állományánál 5-6 éves maximális életkort említ, ugyanezt tapasztalta BĂNĂRESCU (1964) is. JÁSZFALUSI (1950) és PÉNZES (2004) szerint négy évig él, GUTI (1987) és HOITSY (1994) is talált vizsgálatai során négy éves egyedeket. GEYER (1940), LIBOSVÁRSKÝ és KUX (1958) és GYURKÓ (1983) viszont azt írja, hogy csak két éves korig él. WILHELM (2008) hat éves egyedekről és egy hét éves, idős példányról is beszámol.

BĂNĂRESCU (1964) szerint a kétnyaras pócok átlagos standard testhossza 35 mm, a háromnyarasoké 54 mm, a négynyarasoké 68 mm, az ötnyarasoké 80 mm.

WILHELM (2003) ehhez hasonló eredményekre jutott az érmelléki populáció vizsgálata során.

A lápi póc kromoszómájának és kariotípusának vizsgálatával RÁB (1981a), SUCIU (1993), GABRISOVA et al. (1994) és CROSSMAN és RÁB (1996) foglalkoztak. WINKLER és WEISS (2009) populációk elkülönítésére szolgáló 9 új mikroszatelit DNS markert írt le Ezek az új fejlesztésű markerek segítik napjaink fajvédelmi programjait.

A közelmúltban öt szlovákiai élőhely (Dunamenti Alföld, Erdőháti-síkság és Kelet-Szlovákiai síkság) populációinak vizsgálata során kis genetikai változatosságot mutattak ki (HAJDÚ & SAXA 2008). TAKÁCS et al. (2015a, 2015b) friss genetikai kutatási eredményei szerint viszont a magyarországi lápi póc állományokat régiók között és legtöbb esetben a régiókon belül is nagymértékű izoláció jellemzi. Ezt támasztja alá MARÍČ et al. (2016) átfogó genetikai vizsgálata, mely a lápi póc populációi között általánosságban kis migrációs rátát mutatott ki.

2.3.4. Táplálkozás és magatartás

A lápi póc táplálkozásbiológiai és növekedési vizsgálatairól számol be GUTI (1987) hazai, és WILHELM (1984) erdélyi dolgozata. Szlovákiából LIBOSVÁRSKÝ és KUX (1958) és MIŠIK (1966) közöl részletes táplálkozási adatokat. A póc táplálékát különféle rovar (pl. szúnyog- és kérész-) lárvák, apró rákok (*Bosmina* sp., *Cyclops* sp.), bogarak és csigák, férgek és halivadékok alkotják (JÁSZFALUSI 1950, BERINKEY 1966, BOTTA 1985, PÉNZES 1996). A saját fajába tartozó ivadékokat is elkapja (LOVASSY 1927, STOKOVSKY 1938). HERMAN (1882) szerint az egyik legkedveltebb zsákmánya a hal. PAVLOV (1980) leírja, hogy a pócra jellemző a kannibalizmus, de a szivárványos ökle (*Rhodeus amarus* BLOCH, 1782), a kurta baing (*Leucaspius delineatus* HECKEL, 1843) és egyéb halak ivadékat is zsákmányul ejti.

A legátfogóbb táplálkozásvizsgálatokat GEYER (1940) és WILHELM (2006) végezte. GEYER (1940) több mint 200 hal bélcsatornájának vizsgálata alapján megállapította, hogy a pócok fiatalabb korban változatosabban táplálkoznak, mint idősebb korban, és táplálkozásuk évszak- és élőhely függő is. Táplálékuk legnagyobb részét a *Gammarus*-ok, *Ostracoda*-k, *Chironomidae* lárvák, *Cyclopoda*-k és *Coleoptera*-k alkotják. WILHELM (2007) hasonlóképpen a fiatal egyedek sokrétűbb táplálkozásáról számol be. Az Érmellékről származó, 260 különböző korú lápi póc gyomrában talált 26 táplálék-komponens közül a pócok főként szúnyog- és légylárvákat, különböző férgeket, puhatestűeket és alacsonyabb rendű rákokat fogyasztottak. Jelentős arányban talált detrituszt, gerinces maradványt azonban nem észlelt. Mennyiségben és gyakoriságban egyaránt a kétszárnyúak lárvái és bábjai emelkedtek ki. WILHELM (2008) szerint a lápi póc eurifág típusú, opportunista faj, mely képes kiaknázni az adott helyen éppen rendelkezésére álló táplálékforrásokat.

BOTTA (1985) szerint a lápi póc télen az iszapba ássa magát, míg BARUŠ és OLIVA (1995) leírása alapján, télen is aktív. WILHELM (2008) utóbbi megállapítással összhangban a faj téli táplálkozásáról számol be. KÁROLI (1882) azt állítja, hogy nyári időszakban befúrja magát az iszapba. POVŽ (1995) és SALLAI és MÜLLER (2014) megfigyelései ezt a megállapítást látszanak alátámasztani, ugyanis azokon az élőhelyeken, ahol márciusban több száz lápi pócot fogtak elektromos halászgéppel, június-júliusi időszakban nem sikerült ugyanezzel a módszerrel pócot fogniuk. Továbbá véleményük szerint a faj elterjedésének alulbecslését okozhatja az, hogy a faunisztikai adatok nagy része nyár végétől tavasz végéig terjedő időszakból

származik. WILHELM (1990) szezonális vándorlást figyelt meg a fajnál. Leírása szerint szeptembertől februárig a mocsarakat és lápokot tápláló csatornáknban, patakokban tartózkodik. Márciusban, miután a párok kialakulnak, az állomány szétszóródik a mocsárban, majd ősszel újra visszahúzódnak a csatornába, patakokba. VIDA (1990) megfigyelte, hogy a lápi póc nyár végi, őszi és tavaszi időszakban napközben a gyorsan felmelegedő, 5-10 cm-es szélvizekben tartózkodik, egyméteres territórium tartásával.

HERMAN (1882) megfigyelései alapján a lápi póc akár órákig képes lebegni, 60-70 %-os dőlésszögben fejjel fölfelé. Zsákmányát lassan közelíti meg, majd vilámgyors mozdulattal kapja el. Ebben hasonlít a csukához (*Esox lucius* LINNAEUS, 1758), a csuka is lesből támad, nem követi hosszasan áldozatát.

A lápi pócnak territoriális magatartása van (BREHM & KOHAUT 1905), de veszély esetén a sűrű növényzetbe, vagy az iszapba menekül. VUTSKITS (1910) azt figyelte meg, hogy a vízfenéken néha fejjel lefelé, a fenékre merőlegesen, mozdulatlanul megáll egy kis időre, és vízfelszínen fejjel fölfelé is képes ugyanígy mozdulatlanul maradni. Leggyakoribb helyzete a fejjel enyhén fölfelé irányuló lebegés. Az akváriumban tartott lápi pócok pihenő helyzetben, páros úszóik hegyére, mintha lábakra támaszkodnának, úgy tartózkodnak a vízfenéken (VUTSKITS 1910).

CRĂCIUN et al. (1997) a lápi póc más fajokkal szemben tanúsított agresszióját tanulmányozták akváriumokban. Megállapításuk szerint a lápi póc egy archaikus, területvédő, agresszív halfaj, melynek agresszivitása jelentősen függ az élőhelyi adottságoktól. Ha az akváriumban nem voltak búvóhelyek, illetve növényzet, az agresszivitás felerősödött. WILHELM (2008) azt tapasztalta, hogy a halak akár közvetlenül egymás mellett is megmaradnak, amennyiben az élőhely növényzetben, illetve növényi törmelékben gazdag. BOHLEN (1991) akváriumi tartás során a fiatalabb és idősebb generációk között agressziót nem tapasztalt.

A lápi póc akvarisztikai tartásával foglalkozik UNGER (1924), TÓTH (1938) és PINTÉR (1967) cikke. WIESINGER (1956) azt írja a fajról, hogy táplálkozás terén nem válogatós, akváriumi körülmények között szúnyoglárvára, *Daphnia*-ra, *Tubifex*-re, sőt az *Enchytreus*-ra is rászoktatható. SZENDŐFI (2014) részletes leírást tett közzé a lápi halak – köztük a lápi póc – optimális tartási körülményeiről.

SALLAI és MÜLLER (2014) megfigyelte, hogy a lápi pócoknál életkortól függetlenül erős különbségek lehetnek a viselkedésben. Búvóhely nélküli akváriumban az együtt tartott, néhány napos ivadékok először az akvárium alján pihentek, hirtelen „felcsapással” (szinte csak felemelkedtek) táplálkoztak a vízárammal oda sodródó *Artemia*-ból vagy a *Copepoda*-kból. Ha nem volt búvóhely, akkor az ivadékok egy része az akvárium falánál a vízfelszínben kialakult meniszkuszban „bújt meg”. A szerzők ilyen lárvakori viselkedést más fajoknál (kősüllő, süllő, sügér, csuka, széles kárász, réti csík, kecsge, szélhajtó kűsz, angolna stb.) nem figyeltek meg. Megállapításuk szerint a pócok különböző méretben is együtt tarthatók, viszonylag nagy telepítési sűrűségben territoriális viselkedés nem alakul ki. Azonban *Tubifex*-szel való etetés során, mikor a táplálékot egy szúnyoghálón kínálták fel, az alájuk összegyűlő pócok közül a legerősebbek kezdték meg a táplálkozást. Kannibalizmust egy korosztályon belül soha nem tapasztaltak.

2.4. A lápi póc élőhelyi jellemzői, ökológiai igénye

BOTTA (1985) szerint a póc tiszta vizű, hűvösebb mocsarakban, tőzeglápokban, lassú folyású csatornáknál található. KERESZTESSY (1992) lassú vízáramú patakokban is megtalálta a fajt kis egyedszámban, de a huminsavakban nem túl gazdag állóvizeket is kedveli (WIESINGER 1956). A talajvíz által táplált mocsaras területeken, nagy folyók árterének litorális zónájában is előfordul, de megtalálható talajvízforrások által létrehozott mocsarakban is (WANZENBÖCK & SPINDLER 1996). GYÖRE (1995) leírása alapján a faj kedveli a hűvös, tiszta vizű eutróf mocsarakat és lápok, a dús makrovegetációval benőtt alföldi tavakat is.

BOTTA (1981) szerint sztenoterm fajként nyári időszakban a lápok hűvösebb vizében vertikális vándorlással elégti ki hőigényét, ősszel melegebb folyóvizekbe húzódik. WILHELM (2008) vizsgálata alapján az őszi vándorlás a fiatal egyedekre jellemző, az ivarérett állomány a tél folyamán párokba rendeződik és helyben marad, így tavasszal, a szaporodás idején nem kell energiát pazarolniuk a vándorlásra és a területvédelemre. GYULAI (1984) szerint a lápi póc eredeti élőhelyeinek megszűnésével a folyók forrásvidéke felé kezdett el felhúzódni.

Kisegítő légzésének – illetve a konkurencia hiányának köszönhetően – a más halfajok számára már extrém alacsony oxigén koncentrációjú vizekben is sűrű állományai alakulhatnak ki a lápi pócnak (SALLAI & MÜLLER 2014). PEKÁRIK et al. (2014) szlovákiai élőhelyek átfogó vizsgálata alapján arra a következtetésre jutottak, hogy a póc élőhelyei eredetileg a fő vízfolyásoktól távoli idős holtágak és mocsarak voltak, valamint azok a folyómellékágak és csatorna-szerű víztestek, melyek ökológiai folyosóként kötötték össze a holtágakat és a mocsarakat. Statisztikai elemzésük alapján a lápi póc leginkább az olyan dús hínárvegetációjú, lassú folyású, egyes hínárnövényzettel fedett keskeny csatornákat preferálta, melyeket a vízrendezés elkerült.

MÁJSKY és HAJDÚ (2004) részletes fajvédelmi programjának célja a szlovákiai populációk megmentése. A szerzők irodalmi forrásokra és saját kutatási eredményekre hivatkozva sok olyan élőhelyi adatot közölnek (pl. vegetáció, halfauna, vízminőség, veszélyeztető tényezők: abiotikus és biotikus faktorok, antropogén hatások) az Erdőháti-síkság, a Csallóköz és a Kelet-Szlovákiai síkság élőhelyeiről, melyek hasznosak lehetnek más régiók természetvédelmi terveinek kidolgozásához is. A stratégiai célok elérése érdekében az élőhelyek vízjárásának optimalizálását, a természetes szukcessziós folyamatok lassítását, a környezetszennyezések megszüntetését és a tervezett beavatkozásokhoz egy útmutató elkészítését javasolják.

2013 novemberében az osztrák Donau-Auen Nemzeti Park területén, Mannsdorf an der Donau és Witzelsdorf között részletesen vizsgálták és elemezték ki statisztikai eljárásokkal 16 recens és 8 egykori lápi pócos víz élőhelyi jellemzőit (medermorfológia, vegetáció, vízminőség) és halállományait (fajösszetétel, egyedszámok, testhossz, biomassa, diverzitásindex). Az eredmények alapján a vizsgált vizek vízminőségi paraméterei heterogén képet mutatnak, melynek fő okaként a felszíni és felszín alatti vizekkel való kapcsolatot, illetve a mezőgazdasági és lakóterületek hatását jelölik meg (KECKEIS & SEHR 2014).

SALLAI (2005) táblázatosan közli saját vízminőség mérési adatai mellett GEYER (1940), STERBETZ (1963), KERESZTESSY (1992, 1993a, 1994, 1995a, 1995b), POVŽ (1995), és WANZENBÖCK és SPINDLER (1995) adatait (pH, turbiditás, vezetőképesség, oldott oxigén, sótartalom és vízhőmérséklet).

Vízminőségi adatokat közöl továbbá KUEHNE és OLDEN (2014) az Umbridae család fajainak élőhelyeiről (oldott oxigén, pH, vezetőképesség, vízsebesség). Egyéb,

vízminőség-védelmi és ökológiai szempontból fontos kémiai paramétereiről (pl. nitrát-, ammónium- és foszfát koncentráció) kevesebb adat áll rendelkezésre (WANZENBÖCK J. & SPINDLER T. 1995, SEKULIĆ et al. 2013).

A kutatók viszonylag ritkán vizsgálták a lápi póc élőhelyek gerinctelen makrofaunáját (pl. POVŽ 1995), holott ez – mint rendelkezésre álló táplálékbázis – jelentős hatással van az egyes populációk szaporodási sikerére és fennmaradására. A „pócos” vizek gerinctelen makrofaunájáról közvetett képet kaphatunk WILHELM (2008) részletes táplálkozástani vizsgálata alapján.

A lápi póc élőhelyek vízi, vízparti vegetációjával kapcsolatosan ROTARIDES (1937), GEYER (1940), WIESINGER (1965), LELEK (1987), BANKOVICS (1990), GUTI (1995a), POVŽ (1995a), KERESZTESSY (1997), MÁJSKY és HAJDÚ (2004), HAJDÚ (2008) és SEKULIĆ et al. (2013) publikációi szolgálnak adatokkal. A flóralisták azonban általában hiányosak, sok esetben csak a jellemző/gyakori fajokat ismertetik.

A szerzők többsége szerint a lápi póc leggyakoribb kísérő halfajai a réti csík (*Misgurnus fossilis* BERG, 1949), a széles kárász (*Carassius carassius* LINNAEUS, 1758) és a compó (*Tinca tinca* LINNAEUS, 1758) (HERMAN 1887, KOHAUT 1901, VUTSKITS 1910, VIDA 1990, WANZENBÖCK 1992, WANZENBÖCK & SPINDLER 1995, HAJDÚ & SAXA 2008). Friss kutatási eredmények alapján szlovákiai élőhelyeken a kísérő halfajok gyakorisági sorrendben a réti csík, a szivárványos ökle, a csuka és a széles kárász voltak (PEKÁRIK et al. 2014).

Az idegenhonos halfajok közül HECKEL (1847) az ezüstkárászt (*Carassius gibelio* BLOCH, 1782), STERBETZ (1958) a törpeharcsát (*Ameiurus nebulosus*, LESUEUR, 1819), MÁJSKY és HAJDÚ (2004) az ezüstkárász mellett a razbórárt (*Pseudorasbora parva* TEMMINCK & SCHLEGEL, 1842), a naphalat (*Lepomis gibbosus* LINNAEUS, 1758) és a tuskés pikót (*Gasterosteus aculeatus* LINNAEUS, 1758) is említi a lápi póc társaságában.

2.5. Veszélyeztető tényezők, természetvédelmi státusz

A lápi póc konzervációjával, természetvédelmi státuszával és élőhelyeinek megóvásával számos publikáció foglalkozik (SCHIEMER 1987, KERESZTESSY & KOLTAI 1989, POVŽ 1990a, 1990b, 1995a, 1995b, BOHLEN 1991, HERZIG-STRASCHIL 1991, BĂNĂRESCU 1993, 1994, GUTI 1993a, 1995b, 1995c, KERESZTESSY 1993a, 1993b, 1993c, 1995b, MAITLAND 1994, WANZENBÖCK & SPINDLER 1996, KOVÁČ 1997, LOBCHENKO et al. 2003, WANZENBÖCK 2004).

SEKULIĆ et al. (2013) szerint számos oka van a lápi póc populációk elmúlt évtizedekben tapasztalt csökkenésének:

- vízrendezések, elsősorban a gátak építése, amelyek megszüntetik a vízfolyások és árterükket (illetve a holtágakkal, mocsarakkal és egyéb vizes élőhelyekkel) a természetes kapcsolatokat. Ezzel megváltozik az árvízi ciklusok lefolyása is,
- csatorna építések öntözés és vízelvezetés céljából az elárasztott és mocsaras területeken, valamint barrierék (pl. szivattyútelepek) építése, amely akadályozza a populációk közötti kapcsolatokat,

- csatornák rendszeres karbantartása (kotrások), egyes estekben természetes feltöltődésük,
- vízjárás és vízminőség megváltozása, mellyel az ívóhelyek ívársra alkalmatlanná válnak,
- vizes élőhelyek mezőgazdasági célú lecsapolása, mely élettérvesztéshez és a fennmaradó élőhelyek fragmentációjához vezet,
- környezetszennyezés (kommunális és ipari szennyvizek, hulladéklerakók csurgalékvize, mezőgazdasági növényvédőszeres és műtrágyák terhelése, mely eutrofizációhoz vezet),
- mocsarak, holtágak és természetes árterek átalakítása (pl. ültetvényekké, erdei monokultúrákká),
- nem őshonos, inváziós fajok megtelepedése, betelepítése (táplálék konkurencia, predációs hatás).

2.5.1. Antropogén hatások, abiotikus tényezők

Hazánkban az elmúlt másfél évszázadban a lápok 97%-a pusztult el a lecsapolások és a mezőgazdasági művelésbe vonás következtében (LÁJER 1998), mellyel a lápi póc élettere drasztikusan lecsökkent. A kiterjedt folyószabályozások, illetve az ármentesítés (M5. ábra) szintén kedvezőtlenül hatottak a póc populációkra. A XIX. század végén, a XX. század elején már egyre kevesebb helyen találták meg a halfajt, megritkulását többen észlelték. Ehhez hozzájárult az is, hogy mint érdekes akváriumihalat, nagy mennyiségben hurcolták el eredeti élőhelyeiről (SALLAI 2005). „*Míg volt a Fertőben, igen keresett akváriumci cikke volt a Bécsi akvárium kereskedőinek s a Fertő mellékéről elevenen hordószámra szállították nekik, kik darabját hatosával fizették*” – írta LAKATOS (1907). HANKÓ (1923) cikke szerint 20 ezüstöt adtak a póc darabjáért. Egykori kedveltségét igazolja többek között WEBER (1902), BEHYNA (1931) és ROTARIDES (1937) cikke is.

TAKÁCS et al. (2015a, 2015b) közelmúltban végzett kutatásának eredménye szerint a póc állományok veszélyeztetettsége napjainkban is fennáll: a vizsgált 33 hazai élőhelyből mindössze 7 volt antropogén tevékenység által nem érintett, természetközeli állapotú.

Mivel a lápi póc a sekély, gyakran csak talaj- és csapadékvíz táplálta vizek lakója, napjainkban a klímaváltozás következtében fellépő, sokszor extrém meleg és hosszú, száraz időszakok is veszélyt jelentenek számára. A póc élőhelyeinek döntő része egymástól, illetve más felszíni vizektől elszigetelt, ezért vízháztartásuk nagymértékben függ a talajszerkezeti, talajvíz áramlási viszonyoktól (SCHIEMER 2000). Rövid életű hal lévén, a szaporodásra alkalmas vizek időszakos megszűnése, és így pár éves szaporodás-kiesés elegendő egy populáció eltűnéséhez (SALLAI 1999).

2.5.2. Idegenhonos halak

BOHLEN (1991) már két és fél évtizeddel ezelőtt is komoly gondokat látott az Európában nem őshonos fajok terjeszkedésében, melyek konkurensként lépnek fel a lápi póccal szemben. Javasolta ezen fajok terjeszkedésének megakadályozását. SALLAI és MÜLLER (2014) szerint a lápi póc populációira élőhelyeik elvesztésén túl (beleértve a természeti folyamatokat és az emberi tevékenységeket is) napjainkban három halfaj jelent veszélyt: az amurgéb (M6. ábra), az ezüstkárász és a törpe póc (*Umbra pygmaea*). Lápi póc élőhelyeken a kínai razbóra (*Pseudorasbora parva* TEMMINCK & SCHLEGEL, 1842) és a naphal (*Lepomis gibbosus*

LINNAEUS, 1758) is elő szokott fordulni (SPECZIÁR A. szóbeli közl.). KERESZTESSY (1995a) a veresegyházi Ivacsi-tó példáján mutatja be, hogy a búvóhelyként is szolgáló hínárvegetáció kiirtása (illetve az amur betelepítése révén történő kipusztulása) a póc állomány eltűnéséhez vezethet.

Az amurgéb eredetileg az Amur középső és alsó folyásának vízgyűjtőjén, továbbá az Ohotszki-, a Japán- és a Sárga-tenger partvidékén honos (HARKA et al. 1999). Európába akvarisztikai célból hozták be, az első példányok 1912-ben kerültek Szentpétervárra. 1916-ban már néhány kerti tóba is betelepítették. A kompetitor amurgéb az utóbbi évtizedekben egész Euráziában terjeszkedik, és meghódította a Dnyeszter és a Duna vízgyűjtőjét is (RESHETNIKOV & FICETOLA 2011, RESHETNIKOV 2013). Az elmúlt évtizedben, a Bajkál-tó medencéjében, Lengyelországban a Visztula középső szakaszán, Bulgáriában a Duna felső szakaszán és Szlovákiában egyaránt megtalálták (JURAJDA et al. 2006). Az invázió miatt a Kelet-Szlovákiai síkság lápi póc populációi végveszélybe kerültek (KOŠČO 2008). Az amurgéb fő élőhelyét – a Távol-Keleten és Európában egyaránt – azok a sekély állóvizek adják, amelyek gazdag szubmerz növényzettel rendelkeznek. Nem szükséges azonban, hogy ez hínárvegetáció legyen, az előtött parti növényzet, az ártéri rét is megfelelő számára. Agresszív terjeszkedése, falánksága és élőhelyekkel szembeni igénytelensége komoly veszélybe sodorja a lápi póc állományokat (TAKÁCS et al. 2015a, 2015b).

Az amurgéb első magyarországi példányait 1997-ben fogták Tiszafürednél, a Tisza-tó kubikgödreiben. Megtelepedésének időpontja azonban évekkel korábbra tehető, ugyanis kifogott példányai a becslések szerint legalább öt korosztályt képviseltek (HARKA 1998, SALLAI & MÜLLER 2014). Jelentős károkozását jól érzékelteti SALLAI és MÜLLER (2014) beszámolója, mely szerint Tiszaalpár mellett, a Tisza hullámterében elterülő Alpári-rét Nagy-tavába feltehetően a 2000. évi árvízzel jutott be az amurgéb, melynek következtében a lápi póc eltűnt a vízből. A póc bodrogzugilélőhelyeinek sűrű állományairól többek között HOITSY (1995a) is beszámolt. 2003-2007 között azonban többszöri keresés ellenére sem találták meg a fajt, ellenben az amurgéb szinte valamennyi mintahelyről megkerült (SALLAI & MÜLLER 2014). Több hazai lápi póc élőhelyen, pl. a Keleti-főcsatornában, Szipa-főcsatorna, Bodrogköz, Takta, stb. már együtt van jelen a két faj. A Balaton vízgyűjtőjén, a Marótvölgyi-vízfolyásban először 2008 tavaszán észlelték az amurgébet. Ez volt az első dunántúli előfordulási adat is egyben (ERŐS et al. 2008). A halfaj 2010-ben már a Zala torkolatáig is eljutott (TAKÁCS et al. 2011). A lápi póc egyik legnagyobb és legstabilabb állománya hazánkban a közeli Kis-Balatonban él, azonban az amurgéb az elmúlt évtizedben ezt az élőhelyet is meghódította. Napjainkban ezzel a Hanság és a Rába vízgyűjtője kivételével a Kárpát-medence teljes belső területe fertőzöttnek tekinthető (TAKÁCS et al. 2015b).

Az ezüstkárász már a XX. század első felében jelen volt a hazai halfaunában (SALLAI et al. 2009), azonban tömegessé az 1954-es betelepítést követően vált. 1954-ben csak nőstény egyedeket hoztak be, 1977-ben azonban hímeket is importáltak (BERCSÉNYI 1997). A hazai populációk 1993 előtt csak ginogenezissel szaporodtak (PÉNZES & TÖLG 1993). Az ezüstkárász – tágtűrűsű faj lévén – a lápi póc élőhelyek egy jelentős részén előfordul. Jelenléte többféle módon van káros hatással a lápi póc populációkra, egyrészt táplálékkonkurens, másrészt ivadékpusztító is (SPECZIÁR et al. 1999, BÁRSONY 2007).

Az *Umbra pygmaea* Észak-Amerika keleti felén fordul elő, de akvaristák révén már 1898-ban Németországba, majd Franciaországba is eljutott (BLANC et al. 1971, LELEK 1987). Később kimutatták Hollandiából, Dániából, Lengyelországból és Belgiumból is (VERREYCKEN et al. 2010). A lehetséges problémák akkor

léphetnek fel, ha két faj (*U. krameri* és *U. pygmaea*) elterjedése egybeesik (pl. felelőtlen betelepítés révén), ugyanis nincs információ a fajok egymáshoz viszonyított versengési képességeiről, illetve az eltérő kromoszóma számok alapján az esetleges hibridizációról (SALLAI & MÜLLER 2014). A hibridizáció veszélyét erősíti SCHMIDT és DANIELS (2006) kutatása, melynek során két rokon pócfaj, az *U. pygmaea* és az *Umbra limi* hibrid egyedeit írták le merisztikus és morfometriai bélyegek részletes statisztikai elemzése alapján. VERREYCKEN et al. (2010) az *U. pygmaea* inváziós képességét alacsony-közepesre értékelték. A szerzők a faj belgiumi élőhelyeinek vizsgálata során pozitív korrelációt mutattak ki a semleges pH, a magas oxigén koncentráció és a halfaj jelenléte között. DEDEREN et al. (1986) és LEUVEN és OYEN (1987) hollandiai vizsgálataik során ugyanakkor azt állapították meg, hogy a vizek savasodása, és ezzel együtt a konkurens halfajok eltűnése segíti az *U. pygmaea* elterjedését.

2.5.3. Beltenyészet, betegségek

Az egyes populációk elszigeteltsége miatt fellépő beltenyészet jelentős veszélyeztető tényező a lápi póc számára (TAKÁCS et al. 2015a). Az izolált környezetben élő, ritka halfajoknak kevesebb betegségük van, mint a széles körben tenyésztett fajoknak. A lápi pócnak napjainkig összesen nyolc élősködő fajt írták le. MOSHU és TROMBITSKY (2007) két új *Cnidosporean* fajt írt le a közelmúltban. Az *Echynoparyphium ratzi* nevű madárparazita metacerkária lárvája a kopoltyún élősködik. A hal hasüregében és a bélfalban élő *Spiroxis contortus* és a *Rhaphidascaris acus* nevű fonálférgeket, illetve egy madárparazitát, a *Contracoecum*-faj lárváját írták le. A lápi póc állományokban potenciálisan felléphet számos általánosan ismert halbetegség is (pl. hasvízkór, halpenész, és vírusok okozta betegségek; ld. MOLNÁR 2014).

2.5.4. Természetvédelmi státusz

Becslések szerint a teljes európai lápi póc állomány több mint 30%-kal csökkent csupán az elmúlt évtizedben, ezért az IUCN Vörös Listáján sebezhető („vulnerable”) fajként sorolták be (FREYHOF 2013). Több ország Vörös Könyvében szerepel (Ausztria: HACKER 1983, Szlovákia: BARUŠ 1989, Magyarország: BANKOVICS 1990, Szlovénia: POVŽ 1992, Ukrajna: SERBAKA 1994, Horvátország: MRAKOVČIĆ et al. 2006, Szerbia: SIMIĆ et al. 2007). A lápi pócot Natura 2000 jelölőfajként felvették az Európai Unió Élőhely-védelmi irányelve II. függelékébe, és szerepel a Berni Egyezmény II. függelékében is. Hazánkban fokozottan védett, természetvédelmi értéke 250.000.- Ft.

2.6. Fajmegőrzési törekvések eddigi eredményei

2.6.1. Külföldi projektek

Általános nézet, hogy elsődlegesen a meglévő élőhelyek megóvására kellene nagyobb gondot fordítani, megakadályozni azok kiszáradását, szennyezését és felszámolását (lecsapolások, kotrások). A lápi póc állományainak fenntartásában célravezető lehet továbbá kisméretű, változatos élőhelyek létrehozása is, de segítséget nyújthat szaporításuk és telepítésük oda, ahonnan a faj eltűnt, vagy már csak alkalmasszerűen fordul elő (BÍRÓ & PAULOVITS 1995, SALLAI & MÜLLER 2014)

A veszélyeztetett állatok szaporítása és telepítése gyakori eszköz a természetvédelmi biológiában. SEDDON et al. (2005) szerint legalább 699 állat- és növényfaj esetében indult visszatelepítési program. Szintén a téma jelentőségét mutatja a közel 30 000 oldalnyi nemzetközi szakirodalom (BAJOMI et al. 2010). A halak irányában a megérdemelnél kisebb figyelmet mutatnak a természetvédelem művelői (MAITLAND 1995), a 699 fajtelepítésből csupán 20 foglalkozik halakkal (SEDDON et al. 2005). Hasonló a helyzet a publikált irodalomban is (Bajomi et al. 2010), pedig napjainkban az európai halfajok 37%-a veszélyeztetett (IUCN 2011). A szakirodalomban visszatelepítésnek („reintroduction”) nevezik azon kísérleteket, amelyek egy faj újra honosítására irányulnak egykori elterjedési területének olyan részén, ahonnan korábban kipusztult. A gyarapítás („supplementation”) pedig újabb, azonos fajú egyedek hozzáadása egy létező populációhoz. Célja a populáció megerősítése, vagy a genetikai változatosság fenntartása, illetve a beltenyészet elkerülése (IUCN 1998, STORFER 1999, BAJOMI 2003).

1991-ben Szlovéniában lápi póc telepítéssel próbálkoztak, azonban ez nem vezetett eredményre. A donor víztest a Beloviči-holtág volt, ahonnan 22 tejés és 21 ivarérett, ikrával telt nőstény halat fogtak be. A célterület egy kisméretű kavicsbánya gödör volt, melybe 1991 márciusában helyezték ki a halakat. A monitoring eredmények alapján 1992 tavaszán és őszén már nem sikerült kimutatni a pócot (POVŽ 1995).

POVŽ (1990a, 1995) beszámolt arról is, hogy 1987-ben a fenti telepítési kísérletben említett Beloviči-holtág egy vegetációval szinte teljesen feltöltődött részét 3 méter mélyre kotorták a vadászok annak érdekében, hogy a kacsáknak megfelelő élőhelyet biztosítsanak. A rákövetkező évre a lápi póc, a réti csík és a széles kárász állománymérete jelentősen megnőtt a vízben.

Az 1990-es években Szlovákiában az Erdőháti-síkságon és a Morva folyót kísérő vizes élőhelyeken több alkalommal telepítettek mesterséges körülmények között szaporított pócokat (VALACHOVIČ és KOVÁČ 1998, MÁJSKY és HAJDÚ 2004). Utóbbi esetben az anyahalak eredetileg a Csallóközből (Csicsó környékéről) származtak (HAJDÚ GY. szóbeli közl.).

1994-ben a moldovai BIOTICA Ecological Society egy projektet hajtott végre, melynek célja a Dnyeszter alsó szakasza mentén a lápi póc populációinak felmérése volt (BIOTICA 2002). 2000 és 2002 között a lápi póc szaporítása mellett visszatelepítéseket is végeztek Moldvában. Ennek azért volt nagy jelentősége, mert ezt megelőzően 28 éven keresztül nem tudták kimutatni a halfajt a Dnyeszter mentéről. A szaporítást akváriumban, kistavakban és medencékben végezték. A szervezet 2000-2003 folyamán végezte el a visszatelepítéseket a Dnyeszter vízgyűjtője alsó területén található kisvizekben (APS et al. 2004). A telepített lápi pócok számáról és a kihelyezés sikerességéről viszont nem állnak rendelkezésre információk.

1997 és 2003 között az alsó-ausztriai Donau-Auen Nemzeti Park egy LIFE projektet valósított meg („*Donauauen-Restoration and management of the alluvial flood plain of the River Danube*”), melynek fő célja a Duna és ártere közötti egykori élő, dinamikus kapcsolat visszaállítása volt. A lápi póc ausztriai állományainak megerősítése érdekében csatorna rekonstrukciót (vízellátás javítása, csatornaágak összekötése) és 16 kistó kialakítását végezték el a Duna bal oldali árterének Orth és Eckartsau közötti szakaszán. 2001-ben a kistavak több száz egyedes szaporulatából összesen hét élőhelyen végeztek visszatelepítést (200 egyed), melyből öt sikeres volt. Az ex situ védelem („*Akvárium és kerti tó projekt*”) keretében iskolák, múzeumok és zoológiai intézetek, illetve privát tenyésztő partnerek vettek részt. A tavak létrehozása esetén min. 3 m² vízfelületet és 60-70 cm vízmélységet javasolnak azzal, hogy télen a levegőztetés érdekében lékvágás szükséges (az Orth és Eckartsau között vizsgált póc élőhelyek átlagos vízmélysége mindössze 43 cm; lásd MANZANO 2004, SPINDLER 2006, KECKEIS & SEHR 2014).

2013-ban a Bécsi Egyetem Limnológiai és Oceanográfiai Tanszékének kutatói 24 víztest vízminőségét és halfaunáját vizsgálták a Duna árterének Mannsdorf an der Donau, Orth és Eckartsau közötti szakaszán, a korábban rekonstrukcióval érintett területen. Ezek 88%-ában fogtak halat, kétharmadukban pedig a lápi pócot is kimutatták. A siker oka a széleskörű összefogás, mely a LIFE projektet követően is folytatódott (élőhelyek kialakítása, halfauna monitoring a Bécsi Egyetem közreműködésével, tenyésztés a helyi lakosság bevonásával a Schönbrunni Állatkertben). A tervek szerint a jövőben nevelt pócokat kapnak azok az érdeklődők, akik támogatják a fajvédelmi programot (KECKEIS & SEHR 2014).

2002-2007 között szintén a Donau-Auen Nemzeti Park egy Interreg projektet valósított meg a lápi póc ausztriai visszatelepítésére (Mosontarcsa, Nyugat-Hanság). A projekt négy fő részből állt: 1. recens lápi póc élőhelyek és visszatelepítésre kijelölt, ragadozó-mentes vizek halfaunisztikai állapotfelmérése, 2. lápi póc szaporítása, 3. póc visszatelepítése, és 4. a telepített 10 víztest monitoringja. A visszatelepítés megvalósításához a Donau-Auen Nemzeti Parkban és Gramatneusiedel-nél még meglévő két ausztriai állományból fogtak be 160 db anyahalat. A pócokat akváriumokban és kerti tavakban szaporították, majd 2003 és 2007 októbere között 6 alkalommal és 10 helyszínen összesen 661 db ivadékot helyeztek ki a Nyugat-Hanságban. A monitoring során három alkalommal sikerült kimutatni a természetes szaporulatot a betelepített vizekben (HANSÁG 2003, BENESCH 2004).

Szlovákiában MÁJSKY és HAJDÚ (2004) az állami természetvédelmi szervezet részéről részletes fajvédelmi programot dolgozott ki, melynek megvalósítására 2006 és 2008 között került sor, európai uniós támogatással a Duna menti Ártéri Erdők Tájvédelmi Körzetben (Dunamenti Alföld, Csallóköz), az Erdőháti-síkságon (a Morva mentén) és a Kelet-Szlovákiai síkságon. A program megvalósítása során komplex állapotfelméréseket és monitoringot végeztek, a természetes úton feltöltődött és szeméttel feltöltött vízfolyásokat, csatornákat megtisztították és kimélyítették. E mellett genetikai vizsgálatokat végeztek és – többek között iskolai – szemléletformáló tevékenységeket is végrehajtottak. A póc élőhelyek optimális vízellátása érdekében módosították a vízgazdálkodási gyakorlatot. A program keretében felvették a térség gazdálkodóival a kapcsolatot annak érdekében, hogy tevékenységük során legyenek tekintettel a lápi póc élőhelyekre (HAJDÚ 2008, HAJDÚ & SAXA 2008).

2005-2007 folyamán Romániában, Iași megyében egy civil szervezet, az Ecological Society AquaTerra (Societatea AquaTerra Iași) természetvédelmi

projektet valósított meg, melynek egyik rész célja a lápi póc populációjának megerősítése, illetve növelése volt („*Save the Umbra krameri Project*”). A program keretében a Prut (Jijia) folyó völgyében javították a védett Teiva holtág és környezete vízellátását. A monitoring eredmények alapján a mocsarak élővilága (köztük sok védett madárfaj) ismét benépesítette a rehabilitált területet, melynek köszönhetően a civil szervezet elérte, hogy Natura 2000 területté nyilvánítsák. Bár a lápi póc populációk monitorozása is célja volt a projektnek, erre sajnos nem került sor a hatósági engedély megszerzésének nehézségei miatt (G. DAVIDEANU szóbeli közl.). A társaság a helyi általános iskolások és egyetemisták bevonásával a rehabilitált területhez kötődő környezetvédelmi versenyt is szervezett (TEODOSIU et al. 2005, LIVING WATER 2007).

2.6.2. Hazai projektek

Hazánkban eddig kifejezetten a lápi póc populációinak és élőhelyeinek védelme kapcsán – a jelen disszertációban bemutatott, 2008-ban elindított Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram kivételével – nem indítottak projektet.

A Dél-Hanságnak a Nyirkai-Hany (Fertő-Hanság Nemzeti Park) nevű, 2001-ben elárasztott élőhely-rekonstrukciós területe közelében, a tőzeges talajon átszűrődött vízzel táplált, egykori Rábca-ágak helyén lápi jellegű vizes élőhelyek alakultak ki. 2005-ben ezekbe lápi pócot mentettek át a duna-tisza közti Kolon-tóból (4 helyszín, mennyiség: kb. 540-710 db). Az állománymentésre azért volt szükség, mert a tó vízszintjének jelentős csökkenése a halak pusztulásához vezetett volna. Ezek az állományok a mai napig megmaradtak, sőt, újabb vizeket is benépesítettek (AMBRUS & SALLAI 2014). A szerzők cikkükben több olyan területet is javasolnak, ahol feltehetően sikeres lehet majd a jövőben a póc vissza-, illetve betelepítése (pl. a Hidegség a Fertő-tó déli, tőzeges területén, Zátonyi-Duna, és ennek egyik holtága).

TAKÁCS et al. (2015a, 2015b) genetikai kutatási eredményei szerint a Kárpát-medence belső területein élő pócállományok legalább két evolúciósan szignifikáns egységre oszthatók, melyek jó közelítéssel a Duna, illetve a Tisza vízgyűjtőjével azonosíthatók. Ezeken belül egy-egy konzervációs egység területe körülbelül 80 kilométer sugarú körnek feleltethető meg. A szerzők az esetleges áttelepítéseket ezért egy ilyen körzetben belül javasolják elvégezni, mert így még nem sérül a természetközeli genetikai struktúra. A vizsgált állományokat 16 nagyobb kezelési egységbe sorolták, melyek a hosszú távú megőrzés alapegységeinek tekinthetők.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A természetes lápi póc élőhelyek és a helyettesítő élőhelyek vizsgálata, monitoringja

A lápi póc ökológiai igényeinek meghatározását irodalmi kutatások, és 11 recens természetes élőhelyen végzett terepi vizsgálat adatainak (vízminőség, vegetáció, gerinctelen makrofauna, halfauna) elemzésével végeztem el. Újonnan kialakított élőhelyeken a telepítéseket megelőző monitoring elengedhetetlen, mivel az élőhely állapota és a táplálékforrások elérhetősége jelentős hatással van az édesvízi halak túlélésére (GRIFFITH et al. 1989, ELLIS et al. 2013, COCHRAN-BIEDERMAN et al. 2015). Veszélyeztetett halak egyedeinek kihelyezése előtt pedig különösen fontos mindent megtenni annak érdekében, hogy a számukra nem megfelelő élőhelyeket felismerjük és időben kizárjuk a fajvédelmi programból. Ennek figyelembe vételével terveztem meg az I-VIII. sz. Illés-tavak telepítés előtti és utó-monitoringját (2008-2016, több évszakban), melynek módszere meggyegyzik a természetes élőhelyekre vonatkozó módszertani leírással. A különböző élőhelyek egyes paramétereinek összevetésénél azonos hónapokból származó adatokat használtam fel, mivel a környezeti változóknak évszaksos ritmusa van.

3.1.1. Vízminőség vizsgálatok

Az oldott oxigén, a pH és vezetőképesség mérését hordozható műszerekkel (Votcraft: DO-100, PH-100 ATC, LWT-01), míg az ammónium, nitrit, nitrát, foszfát-P koncentrációkat Macherey-Nagel VISOCOLOR[®] ECO tesztkészlettel vizsgáltam a terepen, vagy a mintavételt követő két órán belül, laboratóriumban. A mintákat napfénytől védve és hűtve tároltam a vizsgálatokig. A 2008 és 2016 között elvégzett munkám során feljegyeztem az esetlegesen előforduló, algák, ciano-, vas- és kénbaktériumok okozta vízvirágzásokat is.

A szabad ammónia-nitrogén ($\text{NH}_3\text{-N}$) értékeket a rendelkezésre álló vízhőmérsékleti, pH és ammónium-nitrogén ($\text{NH}_4\text{-N}$) adatokból számoltam egy online kalkulátor segítségével (AMMONIA CALCULATOR 2016). Mivel összes ammónia ($\text{NH}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) adatok nem álltak rendelkezésre, az ammónia-nitrogén értékeket nem az összes ammóniából, hanem az ammónium-nitrogén adatokból kalkuláltam. A kapott szabad ammónia-nitrogén értékek így kis mértékben alulbecsültek (a pH és hőmérsékleti adatok alapján átlagosan kb. 4%-kal).

3.1.2. Botanikai vizsgálatok

A 2008 és 2016 között felmért természetes élőhelyekről és az Illés-tavak monitorozása során teljes botanikai taxonlistát készítettem, dokumentáltam a növénytársulásokat és a hínárborítási arányokat. A vízfolyások esetében – a halfaunisztikai felmérésekhez hasonlóan – 150 m hosszan mértem fel a vegetációt, a kisméretű (<500 m³ térfogat) állóvizeknél teljes felmérést végeztem.

A taxonok meghatározásához KIRÁLY (2011), a növénytársulások esetében pedig BORHIDI (2003) munkáját használtam fel. Az élőhelyek vegetációjának ter-

mészetességét és ökológiai állapotát a fajlisták felhasználásával, illetve a Borhidi-féle szociális magatartástípus-rendszerrel és Borhidi-féle relatív nitrogénigény rendszerrel értékeltem (1. és 2. táblázat; BORHIDI 1995).

1. táblázat. A Borhidi-féle szociális magatartástípus-rendszer kategóriái

SZMT	A Borhidi-féle szociális magatartástípus kategóriái	Természetes-ségi érték (P)
S	Specialisták	+6
C	Kompetítorok	+5
G	Generalisták	+4
NP	Természetes pionírok	+3
DT	Természetes zavarástűrők	+2
W	Honos gyomfajok	+1
I	Kivadult haszonnövények	-1
A	Adventív fajok	-1
RC	Ruderális kompetítorok	-2
AC	Idegen, agresszív kompetítorok	-3

2. táblázat. Borhidi-féle relatív nitrogénigény értékek

NB	Növényfajok Borhidi-féle relatív nitrogénigény szerinti értékei
1	Steril, szélsőségesen tápanyagszegény helyek növényei
2	Erősen tápanyag szegény termőhelyek növényei
3	Mérsékelt oligotróf termőhelyek növényei
4	Szubmezotróf termőhelyek növényei
5	Mezotróf termőhelyek növényei
6	Mérsékelt tápanyag gazdag termőhelyek növényei
7	Tápanyagban gazdag termőhelyek növényei
8	Trágyázott talajok N-jelző növényei
9	Túltrágyázott hipertróf termőhelyek, romtalajok növényei

3.1.3. Gerinctelen makrofauna és zooplankton vizsgálatok

A 2008 és 2015 közötti gerinctelen makrofauna (táplálékbázis) egyed- és taxonszám vizsgálatokat május, június és július hónapokban végeztük, "kick & sweep" mintavételi módszerrel (háló szemméret: 950 µm, keretméret: 25x25 cm). A mintákat 4%-os formaldehidben vagy 96%-os etanolban tartósítottuk a laboratóriumi azonosításig. A gerinctelen makrofauna adatok egy része a Földművelésügyi Minisztérium adatbázisából és a Bioaqua Pro Kft. által végzett felmérésből származik (BIOAQUA 2010).

Az egyes élőhelyek gerinctelen makrofauna diverzitásának megállapításához a Simpson-féle diverzitás indexet használtam (Simpson 1949), ahol:

$$D = \sum_{i=1}^S \frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

n_i : az i faj egyedszáma, N : az összes faj egyedszáma

Azért választottam ezt az indexet, mert egyszerű, könnyen értelmezhető és általánosan elterjedt mutató az ökológiában (összevethetőség lehetősége), továbbá relatíve kis mintaszám esetén is megbízható.

A zooplankton állomány gyűjtését a tanulmányozandó állatcsoportnak megfelelő méretű 50 µm lyukbőségű planktonhálózattal végeztük. A részletes elemzéshez 25 liter vizet szűrtünk át, a mintát helyszínen formalinnal 4 %-os végkoncentrációra tartósítottuk. A zooplankton szervezetek közül a *Rotatoria*, *Cladocera* és *Copepoda* csoportok részletes minőségi és mennyiségi vizsgálatára került sor.

3.1.4. Halfaunisztikai vizsgálatok

A halfaunisztikai mintavételezést, mentést és monitorozást Hans Grassl IG200 típusú elektromos halászgéppel végeztük 2008 és 2016 között. A patakok és csatornák esetében random módon kiválasztott 150 méteres szakaszokat vizsgáltunk vízben gázolva, a kis állóvizek (térfogat < 500 m³) – köztük az Illés-tavak – esetében a teljes partszegélyt átkutattuk. A befogott halakat az azonosítást és dokumentálást követően azonnal visszaengedtük.

3.2. A Szadai Mintaterület

Az *in situ* kísérletek, azaz a helyettesítő mocsári, lápi élőhelyek ("Illés-tavak") létrehozásának helyszínéül szolgáló 16 hektár kiterjedésű Szadai Mintaterület (6a. ábra, M9. ábra) kijelölése az alábbi kritériumok alapján történt:

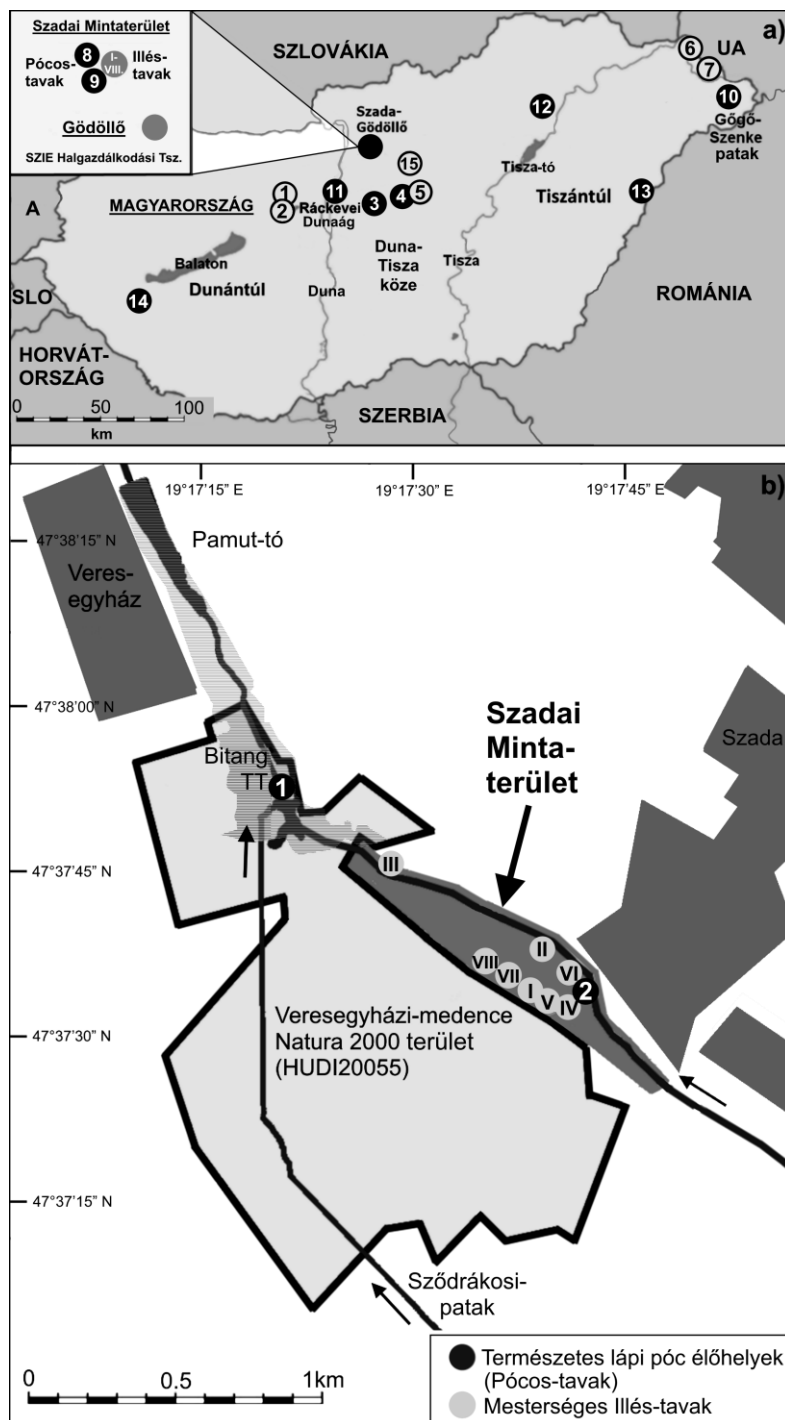
1. a közelben olyan mocsári, lápi élőhelyek vannak, melyeken megtalálhatók a lápi póc elszigetelt állományai (1. sz. Pócos-tó),
2. a talajvíz szintje még aszályos időben sem süllyed 1,5 m alá, ezért a kialakításra tervezett állóvizek fennmaradása hosszútávon biztosítható,
3. a mintaterület szomszédos a Verezegyházi-medence Natura 2000 területtel (NATURA 2016), ezért az antropogén hatás kicsi, és tekintettel a számos természetközeli élőhelyre, az új tavakban az egyes fajok megtelepedése gyors lehet,
4. a közelben (Gödöllőn) található a Szent István Egyetem MKK AKI Halgazdálkodási Tanszékének laboratóriuma, az *ex situ* konzervációbiológiai kutatások színtere.

3.3. Élőhely-rekonstrukció, új helyettesítő élőhelyek létrehozása

A Szadai Mintaterületen tervezett élőhely-rekonstrukciók megalapozásához 15 természetes lápi póc élőhelyet választottam ki random módon Magyarország területén, részben nemzeti parki információk (veszélyeztetettség), részben pedig irodalmi adatok alapján (SALLAI 2005; 6a. ábra). Ezek a referencia élőhelyek lefedik Magyarország három fő tájegységét (Dunántúl, Duna-Tisza-köze és Tiszántúl), és közöttük lápok, kistavak, lassan folyó, sűrű hínárvegetációjú patakok és csatornák is vannak, melyek jól reprezentálják a póc élőhelyek változatos környezeti jellemzőit.

Szem előtt tartva a természetes élőhelyek ökológiai jellemzőit, 2008 és 2013 között 8 talajvíz által táplált víztestet (I-VIII. sz. Illés-tavak; 50-60 m³ térfogat, 30-40 m² vízfelület, 1-1,5 m átlagos és 2,5 m maximális vízmélység) hoztunk létre kotrással, degradált területeken (6b. ábra). A szakterminológia az ilyen méretű, permanens víztesteket "tömpölyöknek" nevezi, de a továbbiakban az egyszerűség érdekében a tó kifejezést használom. Az új tavakat a II. Katonai Felmérés vonatkozó térképszelvényének felirata alapján („Illés árka”) neveztem el. A beavatkozási terület az inváziós aranyvessző fajok (*Solidago* spp.) által dominált, ezért a tavak kialakításakor nem történt természetvédelmi károkozás. A vízparti vegetáció megtelepedésének elősegítése érdekében a kitermelt földet elszállítottuk.

A kialakított kis tavak nagy partszegély/vízfelszín aránya alapján feltételeztük, hogy bennük könnyebben fog diverz mocsári, lápi vegetáció és gerinctelen makrofauna közösség kialakulni, mintha egy nagyobb méretű, egybefüggő élőhelyet létesítettünk volna (GEE et. al. 1997, CREMONA et al. 2008). Az új élőhelyek környezeti változatosságát a partszegély és a mederfenék szabálytalan kialakításával növeltük. A vizek túlmelegedésének és az algák (fitoplankton, *Cladophora* sp.) tömeges elszaporodásának megelőzése érdekében a tavak helyét úgy jelöltem ki, hogy déli napsütés idején minimum 50-70%-os árnyékoltságot biztosítsanak a környező fák és bokrok. A kevésbé takart IV. és VI. sz. Illés-tavak partjára tájhonos fafajokat ültettünk [enyves éger (*Alnus glutinosa*), kocsányos tölgy (*Quercus robur*), magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialis*), vénic szil (*Ulmus laevis*)]. Az I., III., VI. és VII. sz. Illés-tavak esetében az árnyékolást tájhonos hínárvegetáció (*Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*) betelepítésével növeltük a kialakítást követő 5 héten belül. A donorterület a közeli Hínáros-csatorna volt (Veresegyházi Úszószigetek Természetvédelmi Terület, M11. ábra).



6a. ábra. A vizsgált recens (teli körök) és egykori lápi póc élőhelyek (üres körök) elhelyezkedése Magyarországon. Élőhelyek: 1. Császárvíz felső szakasza, 2. Császárvíz alsó szakasza, 3. Ócsai Tájvédelmi Körzet, 4. Felső-Tápió, 5. Famosi tó, 6. Csaronda, 7. Bábtava Természetvédelmi Terület (TT), 8. 1. sz. Pócos-tó, 9. 2. sz. Pócos-tó, 10. Gögő-Szenke patak, 11. Ráckevei-Dunaág: Czuczor-sziget TT és Csupics-sziget, 12. Hejő-patak, 13. Pocsaji-láp TT, 14. Zala-Somogy csatorna, 15. Hajta. Az élőhelyek GPS koordinátáit lásd az 6. és 7. táblázatban.

6b. ábra. A Szadai Mintaterületet (N47°37'35,82" E19°17'37,68") és környéke. I-VIII: létesített Illés-tavak, 1 és 2: a területen és környezetében fellelt természetes lápi póc állományok (1. és 2. sz. Pócos-tavak).

A vízi növényzet tápanyag- (nitrát-, ammónium- és foszfát-) felvételével, allelopatikus hatásával és árnyékolásával is hozzájárul az algásodás mértékének csökkentéséhez. Ez különösen a tavak kialakítását követő hónapokban fontos, ugyanis a terhelt talajvíz és a gyér vegetáció miatt az új vizekben kezdetben magas az oldott szervesetlen nitrogén koncentráció (DIN - Dissolved Inorganic Nitrogen: nitrát- + nitrit- + ammónium-ion).

Annak érdekében, hogy a különböző eredetű mentett póc állományok genetikai keveredését és az inváziós halak megtelepedését megakadályozzuk, a helyettesítő élőhelyeket úgy alakítottuk ki, hogy nincsenek egymással és a közeli természetes vízfolyással kapcsolatban még áradások idején sem. Ez alól a IV. sz. Illés-tó kivétel, mivel ezt a szomszédos, mocsári vegetációval dúsan benőtt, feltöltődött medrű természetes élőhely, a 2. sz. Pócos-tó kibővítése céljából hoztuk létre.

Ki kell emelni, hogy a mentett állományok természetes viselkedésmintázataiban a zárt tartás során elkerülhetetlenül fellépő torzulások minimálisra csökkenthetők, amennyiben a halakat nem tartják hosszú távon laboratóriumban, hanem például helyettesítő élőhelyekre helyezik ki (PHILIPPART 1995).

A kis vízterek előnye az is, hogy hatékonyan és kis költséggel monitorozhatók, kezelhetők, illetve kontrollálhatók (pl. esetlegesen megtelepedő inváziós halfajok eltávolítása), másrészt a tervezés is gazdaságosabb, illetve, nem utolsósorban számosságuk révén a beavatkozások kimenetele is jobban tesztelhető általuk.

3.4. Veszélyeztetett állományok mentése, szaporítása, nevelése és telepítése

3.4.1. Állománymentések

Az antropogén eredetű hatások vagy természetes folyamatok révén veszélyeztetett állományok felkutatása érdekében terepi kutatásokat végeztünk és szoros kapcsolatot tartottunk a civil és állami természetvédelmi szervezetekkel.

2010-ben három veszélyeztetett élőhelyről összesen 42 lápi pócot fogtunk be, majd akkumulátoros levegőporlasztóval ellátott, 100 literes műanyag tartályban szállítottuk el a Szent István Egyetem MKK AKI Halgazdálkodási Tanszékére (N=21) és a III. sz. Illés-tóba (N=21). A Gögő-Szenke patakon (Szamosköz) vízszennyezés (M7 ábra), a mocsári vegetációval feltöltődött medrű 2. sz. Pócos-tó (Pesti-síkság, M10. ábra) esetében a kiszáradás, a Czuczor-sziget Természetvédelmi Területnél (Ráckevei-Dunaág Natura 2000 terület) pedig a lápfeltöltés (M0-ás híd bővítése) fenyegette a populációt kipusztulással (M15-16. ábra). A laboratóriumban a különböző populációból származó állományokat külön-külön tartályokban tartottuk a genetikai identitásuk megőrzése érdekében.

3.4.2. Szaporítás és ivadéknevelés

A lápi póc szaporítását 2010 és 2014 között minden év áprilisában végeztük. A befogott anyahalakat két féle módon próbáltuk leszaporítani:

Természetszerű szaporítási eljárás

2010-ben a természetszerű szaporítási eljárásnál 100-700 literes kádakat töltöttünk fel az anyahalak származási helyéről származó vízzel és ívási aljzatként

kövekkel lesúlyozott, növényzetet imitáló, sötétzöld Raschel-hálót helyeztünk ki (szembőség: 0,5 cm). A háló előnye, hogy kedvező ívási feltételeket biztosít az anyahalaknak, viszont az ikrások fészekőrzése miatt ikraszámolásra nincs lehetőség. Az ívási időszakra jellemző (április eleji) hőmérséklet- (12,0-14,5 °C) és fényviszonyokat biztosítottunk minden esetben.

2011-2014 folyamán folytattuk a természetszerű szaporítási eljárással (hormonális indukció nélküli végső oocyta-érlelés) a pócok szaporítását, azonban ebben az időszakban nem volt szükség állománymentésre, ezért ehhez az I., III. és IV. sz. Illés-tavak halait (összesen 50 anyahalat) használtuk fel.

Az ivarok szétválogatása után (hímekből sperma fejhető, ikrások hasa teltebb stb.) igyekeztünk mindig 1-2 hímmel többet betenni, mint amennyi ikrás a rendelkezésünkre állt. A halak medencébe helyezésekor – ha volt lehetőségünk – az 1:1 vagy 1:1,3-as ivararány mellett igyekeztünk közel azonos nagyságú párokat feltelepíteni.

Hormonálisan indukált szaporítás

Az indukált szaporítási eljárásnál kétféle hormonnal: pontyhipofízissel (10 mg/testtömeg kg; N=4) és human chorion gonadotropinnal (hCG 100 nemzetközi egység/egyed; N=3) intraperitoneálisan kezeltünk ikrásokat (2010, 2011, 2014).

Ívóhely preferencia kísérlet

2014-ben ívóhely preferencia kísérletet hajtottunk végre, melynek célja annak tisztázása volt, hogy a póc mely reprodukciós guildbe tartozik (különböző szerzők megfigyelései alapján a póc fitofil, pszammofil, litofitofil, pszammo-fitofil csoportokba is tartozhat), valamint célunk volt a jövőbeni szaporítási körülmények egységesítése is. Ennek során egy 2 m³-es kádban 5 ívóhelyet kínáltunk fel 3-3 ismétlésben kerek műanyag tálcákon (ERZ 12,5+D, Ø=291 mm): homok (EURO-PET, 0.3-0.6 mm), kavics (EURO-PET, 1-2 mm), műnövény (zöld Raschel-háló), homok+műnövény, kavics+műnövény. A kísérlethez 3 ikrás (méretek: 61-68 mm) és 7 tejes halat fogtunk be az I. sz. Illés-tóból 2014. április 12-én (vízhőmérséklet: 10 °C). A kádakba lerakott ikrákat planktonhálózattal gyűjtöttük, és 1,5 literes keltető edényekben keltettük, 2012-től ikrakezelési eljárásokkal (SALLAI & MÜLLER 2014) védtük *Saprolegnia* és baktériumos fertőzések elkerülése céljából.

Etetési kísérletek

A táplálkozásukat megkezdő lápi póc lárvákkal két 21 napos etetési kísérletet állítottunk be, 1,33 literes részekre leszakaszolt műanyag tartályokban, recirkulációs rendszerben.

Az első kísérletben az etetési gyakoriságok hatását vizsgáltuk a növekedésre és a megmaradásra. Anyahalak származási helye: Gögő-Szenke patak; befogás: 2010. április 2. Vízhőmérséklet jellemzők a kísérlet alatt: pH 8,58±0,13; NO₂⁻: 0,02±0,01mg/l; NO₃⁻: 8±0,82 mg/l; oldott oxigén: 8.69±0.42mg/l; vezetőképesség: 1720±40,82 µS; vízhőmérséklet: 15,4±2,8°C. Vízáramlás: 0,2-0,5 ml/s volt. A táplálkozásukat megkezdő lárvákat kétféle gyakorisággal 3-3 ismétlésben etettük keltetett (max 1. napos) *Artemia salina* naupliusz lárvával: A csoport – napi 4 etetés (9.00, 12.00, 15.00, 18.00 h), B csoport – napi 6 etetés (6.00, 9.00, 12.00, 15.00, 18.00, 21.00 h); 40 hal/edény; N=240).

Minden alkalommal mintát vettünk a frissen keltetett sörák lárvákból, megmértük a nagyságot ($525 \pm 88 \mu\text{m}$), és megszámláltuk a részben leülepedett és kelt *Artemia* naupliusz lárvák számát (414 ± 108 egyed/ml). A halak etetése a következő volt. 1. nap: 2 ml/etetés (E); 2. nap: 3 ml/E; 3-4. nap: 6 ml/E; 5-7. nap: 12 ml/E, 8-14. nap: 18 ml/E, 15-21. nap: 24 ml/E. Napi megfigyelés mellett úgy növeltük az *Artemia* mennyiségeket, hogy az *ad libitum* szint folyamatosan biztosítva legyen, de az etetési kísérlet minősége ne romoljon (a fölös, fel nem vett és bomló *Artemia* mennyisége kevés maradjon).

Vizsgáltuk az embriófejlődés, valamint a nem táplálkozó lárvaszakasz hosszát is. Ekkor 2 ikrás kevert ikratételét (azonos ikrarakási idő) kiemeltük, és egy 1,5 literes keltetőtálba helyeztük. Folyamatos vízcserét követően minden nap feljegyeztük a kikelő lárvaszámot, és a frissen kelt lárvákat áthelyeztük egy azonos nagyságú keltetőtálba, az ikrahéjakat pedig eltávolítottuk. A lárvák méreteit szintén napra megadtuk a vízhőmérséklet feljegyzésével együtt.

A második kísérletben vizsgáltuk a tápra szoktathatóság lehetőségét, ami a kontrollált nevelést teszi lehetővé. 3 kezelés 3-3 ismétlésben (40 hal/edény, $N=360$), melyben különböző etetési stratégiákat vetettünk össze 18 literes tartályokban, szintén recirkulációs rendszerben. Az anyahalak megegyeztek az ívóhely preferencia vizsgálatok halaival. Vízhőmérséklet jellemzők: pH 8,3; dGH 13; TAN $<0,1 \text{ ppm}$; $\text{NO}_2\text{-N}$ $<0,1 \text{ ppm}$; $\text{NO}_3\text{-N}$ $<1 \text{ ppm}$; oldott oxigén: 100% telítettség körül tartva; vízhőmérséklet: $17,5 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$. Vízcseré: 400%/tartály/h; megvilágítás: 14/24 h. A kontroll csoport napi 4 alkalommal kizárólag frissen keltetett élő *Artemia* naupliust kapott. "A" csoport: az első öt napban *Artemia* lárvákat kaptak a csoport halai, hasonlóan a kontroll halakéhoz, majd a 6. naptól 3 nap átmenettel tápra (Perla Larva Proactive, Skretting, Italy) szoktattuk. "B" csoport: az első 10 napban *Artemia* lárvákat kaptak, majd 11. naptól 3 nap átmenettel tápra szoktattuk a halakat.

A táplálási kísérletek esetében minden csoport esetében hetente mértük a teljes testhosszt (0,01 mm-es pontossággal) digitális fotók és Image J 1.48 szoftver felhasználásával. A halak súlyát a kísérlet végén mértük le, melyek során csoportátlagokat számoltunk. A statisztikai vizsgálatokhoz az SPSS 13.0 for Windows szoftvert használtuk. Az első kísérletben a növekedési rátákat független mintás t-próbával, a második kísérletben pedig egyszempontos variancia analízissel (One-way ANOVA) és post-hoc Tukey-próbával, a csoportok mortalitását pedig Kruskal-Wallis próbával vizsgáltuk.

A kikelt, de a fenti kísérletekben részt nem vevő halakat 15 literes, belső szivacs szűrővel ellátott tartályokban (M21. ábra) szétosztva 3 hétig neveltük, főleg *Artemia salina*-val, később vegyes planktonnal (*Cladocera* sp., *Copepoda* sp.), majd gyűrűsférgekkel [*Tubifex tubifex*, *Lumbricus terrestris*] táplálva. A víz 20%-át 3-4 hetente lecseréltük, és a vizet sóval kezeltük a csillós- és gomba kórokozók ellen. Ezt követően az előnevelt pócokat (203 egyed) a fóliával bélelt tanszéki tóba (méret: $7 \text{ m} \times 2 \text{ m} \times 0,7 \text{ m} = 9,8 \text{ m}^3$) helyeztük ki. A tóban a hidegebb idő beköszöntével a planktonikus élőlények (főként a domináns *Daphnia* sp.) száma visszaesett, ezért október elejétől napi *Tubifex*-etetéssel egészítettük ki a lápi pócok étrendjét.

3.4.3. Telepítések

A különböző populációkból származó mentett, leszáporított anyahalakat és laboratóriumban nevelt utódaikat külön-külön tavakba telepítettük a Szadai Mintaterületen (I., III., IV. VI. és VII. sz. Illés-tavak). A tanszéken nevelt ivadékokból és az Illés-tavak természetes szaporulatának egy részéből

állományerősítés céljából azokra a természetes élőhelyekre is kihelyeztünk, ahonnan az anyahalak származtak.

Az új tavak tesztelése céljából az első lápi póc telepítés előtt, majd a későbbiekben is a tanszéken nevelt réti csíkot és széles kárászt telepítettünk a vizekbe (túlélési vizsgálatok, M22-23. ábra).

4. EREDMÉNYEK

4.1. A természetes lápi póc élőhelyek ökológiai jellemzői

Vízminőség

Saját és irodalmi kutatási adatok alapján a lápi pócok elsősorban olyan sekély (vízmélység: 0,5-1,5 m), kisméretű és árnyékolt vizekben élnek, melyekben a vízminőségi paraméterek értékei széles tartományt fednek le. Példaként említhető a pH (5,5-9,2), a vezetőképesség (182-1180 μ S), a foszfát- (0,0-1,8 mg/l) és a nitrát koncentráció (0-35 mg/l). Az oldott oxigén szint az általam vizsgált élőhelyek harmada esetében rendkívül alacsony volt (< 1 mg/l) (M1 táblázat).

A recens és az egykori lápi póc élőhelyek vízminőségi adatait összevetve látható, hogy az átlagos pH (8,00) és ammónia koncentráció (0,02 mg/l) magasabb, az átlagos oldott oxigén szint pedig alacsonyabb (közel harmada: 1 mg/l) az utóbbi vizekben (3. táblázat). A lápi pócok vizekre 0,00 és 0,01 mg/l közötti átlagos szabad ammónia koncentráció és 0,00 – 0,40 mg/l közötti nitrit szint (átlag: 0,15 mg/l) a jellemző. A réti csík és a széles kárász élőhelyein az ammónia-szint tágabb tartományban (0,00 – 0,05 mg/l között) van (3. táblázat).

Vegetáció

A florisztikai adatok alapján a recens és az egykori lápi póc élőhelyek vegetációjának Borhidi-féle természetessége között nincs különbség, az utóbbi élőhelyeken viszont kevesebb, mint feleannyi növényfaj volt, mint az előbbieken (összes fajszám: 65 és 30; 4. és 5. táblázat). Mindkét élőhely-csoport esetében a Borhidi-féle szociális magatartástípus rendszer alapján a természetességet jelző növényfajok aránya 63-63% volt a fajlistákban. A recens élőhelyeken a leggyakoribb növénytársulások a széleslevelű gyékényes (*Typhaetum latifoliae*), a nádas (*Phragmitetum communis*) és az apró békalencsés (*Lemnetum minoris*) voltak. A vízfolyások változatosabb vegetációval rendelkeztek (pl. Gögő-Szenke patak és Felső-Tápió: 6-6 növénytársulás) az állóvizekhez képest. A Czuczor-szigeten fordult elő a legtöbb növénytársulás (N=7). A hínárvegetáció borítása a vizsgált recens élőhelyeken átlagosan 61%-os volt (52% lebegő + 9% szubmerz hínár, tartomány: 0-100%; 7. táblázat).

A vizsgált hat hazai lápi póc élőhelyen összesen 76 növénytaxont találtam (átlag fajszám: 23). A leggyakoribb fajok a hamvas fűz (*Salix cinerea*), a széleslevelű gyékény (*Typha latifolia*), a sövényuszulák (*Calystegia sepium*), az apró békalencse (*Lemna minor*), a mocsári sás (*Carex acutiformis*), a nád (*Phragmites australis*), a fehér fűz (*Salix alba*), és a gyom ragadós galaj (*Galium aparine*) voltak. Az inváziós fajok közül a magas és a kanadai aranyvessző (*Solidago gigantea*, *S. canadensis*) és a kanadai átokhínár (*Elodea canadensis*) érdemel említést, azonban ezek csak a pócok élőhelyek ötödén fordultak elő. A természetvédelmi szempontból értékes növények közül kiemelendő a védett, specialista tőzegpáfrány (*Thelypteris palustris*) és a szintén védett lápi csalán (*Urtica kioviensis*), melyek a czuczor-szigeti lápon élnek (4. táblázat).

3. táblázat. Lápi halak élőhelyeinek vízminőségi jellemzői és az egy vizsgálat során fogott lápi póc egyedszámok saját mérési adatok (M1. táblázat), egyéb hazai és osztrák, szlovén, szlovák, román, szerb és bosznia-hercegovinai irodalmi források alapján (GEYER, 1940; STERBETZ, 1963; KERESZTESSY, 1995; POVŽ, 1995; WANZENBÖCK & SPINDLER, 1995; MÁJSKY & HAJDU, 2004; SALLAI, 2005; WILHELM, 2008; SEKULIĆ et al., 2013; KECKEIS & SEHR, 2014; PEKÁRIK et al., 2014; SALLAI & MÜLLER, 2014).

Helyszín		Hőmér- séklet (°C)	pH	Vezető- képesség (μS/cm)	Oldott O ₂ (mg/l)	Oldott O ₂ (%)	Foszfát-P (PO ₄ -P) (mg/l)	Ammónia- N (NH ₃ -N) (mg/l)	Ammónium- N (NH ₄ -N) (mg/l)	Ammónium (NH ₄ ⁺) (mg/l)	Nitrit (NO ₂ ⁻) (mg/l)	Nitrát (NO ₃ ⁻) (mg/l)	Nitrát-N (NO ₃ -N) (mg/l)	<i>Umbra krameri</i> (db)
Lápi póc élőhelyek	min.:	3,8	5,50	182	0,3	3,7	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	2,30	1
	max.:	26,7	9,20	1180	12,7	123,0	1,80	0,01	0,39	0,50	0,40	35,0	30,5	82
	átlag:	13,5	7,82	766	2,7	22,7	0,25	0,00	0,11	0,14	0,15	4,3	7,2	17
Réti csík élőhelyek	min.:	3,8	7,00	423	0,4	6,3	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,0	2,3	1
	max.:	26,7	8,40	1090	12,1	123,0	1,20	0,05	0,39	0,50	0,40	35,0	30,5	62
	átlag:	14,5	7,72	843	4,5	45,4	0,22	0,01	0,14	0,18	0,15	5,4	11,1	22
Széles kárász élőhelyek	min.:	3,8	7,00	423	0,3	3,7	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,0	2,3	1
	max.:	26,7	8,40	1090	12,1	123,0	1,20	0,05	0,39	0,50	0,40	35,0	15,3	82
	átlag:	13,5	7,86	754	2,5	20,4	0,16	0,00	0,11	0,14	0,15	3,5	6,0	21
Egykori lápi póc élőhelyek	min.:	6,3	7,11	182	0,4	4,3	0,02	0,00	0,02	0,02	0,07	0,0	0,0	---
	max.:	15,7	8,80	1180	2,2	21,3	1,80	0,05	0,83	1,07	0,09	26,0	11,3	---
	átlag:	11,8	8,00	691	1,0	9,3	0,47	0,02	0,40	0,37	0,08	6,6	7,1	---

4. táblázat. Recens és egykori (szürkével kiemelt) lápi póc élőhelyek vegetációja. A hínártársulások és -taxonok nevei (a litorális zóna növényei) félkövér betűtípussal, a védett fajok aláhúzással kiemelve. A hínárnövényzeten kívüli mocsári növényfajok a paralimnolitorális zónához tartoznak. A Csaronda és a Bábtava felmérése a vegetációs időszak elején történt, ezért ezen élőhelyek fajlistája nem teljes. Rövidítések: SZMT: Borhidi-féle szociális magatartás-típusok (BORHIDI 1993).

	Vizsgálati időpontok:		2014.06.26	2012.11.16	2008.06.20	2012.11.16	2012.11.16	2010.04.02	2010.04.02	2008.06.20.	2009.06.29	2010.05.27	2010.09.07	
	Sorszám:		1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	
	Növénytársulások		Császárvíz (felső szakasz)	Császárvíz (alsó szakasz)	Ócsai Tájvédelmi Körzet	Felső-Tápió	Farmosi tó	Csaronda	Bábtava TT	1. sz. Pócos-tó	2. sz. Pócos-tó	Gógó-Szenke patak	Czuczor-sziget TT	Frekvencia recens élőhelyeken (%)
1.	<i>Calamagrosti-Salicetum cinereae</i>				+									17
2.	<i>Caricetum acutiformis</i>					+				+				33
3.	<i>Caricetum ripariae</i>					+						+		33
4.	<i>Carici elongatae-Alnetum</i>								+					0
5.	<i>Ceratophylletum demersi</i>						+						+	17
6.	<i>Elodeetum canadensis</i>												+	17
7.	<i>Glycerietum maximae</i>					+						+		33
8.	<i>Hydrocharitetum morsuranae</i>								+					0
9.	<i>Lemnetum minoris</i>		+		+				+	+	+	+	+	83
10.	<i>Lemnetum trisulcae</i>										+			17
11.	<i>Leucojo aestivi-Salicetum albae</i>							+		+				33
12.	<i>Phragmitetum communis</i>		+		+		+				+	+	+	67
13.	<i>Schoenoplectetum lacustris</i>		+			+								17
14.	<i>Sparganietum erecti</i>					+								17
15.	<i>Typhaetum angustifoliae</i>												+	17
16.	<i>Typhaetum latifoliae</i>		+			+		+	+	+	+	+	+	83
17.	<i>Thelypteridi-Typhetum latifoliae</i>								+				+	17
18.	<i>Wolffietum arrhizae</i>											+		17
	Növénytársulások száma összesen:		4	0	3	6	2	2	4	4	4	6	7	---
	Növényfajok:	SZMT												
1.	<i>Agrimonia eupatoria</i>	DT										+		17
2.	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	G	+									+		17
3.	<i>Alnus glutinosa</i>	C										+		17
4.	<i>Angelica sylvestris</i>	G				+								17
5.	<i>Berula erecta</i>	G		+		+								17
6.	<i>Bidens tripartita</i>	W											+	17
7.	<i>Calystegia sepium</i>	DT			+	+	+			+	+	+	+	100
8.	<i>Carex acutiformis</i>	C		+	+	+					+		+	67
9.	<i>Carex gracilis</i>	C				+								17
10.	<i>Carex hirta</i>	DT										+		17
11.	<i>Carex riparia</i>	C	+			+						+	+	50
12.	<i>Carex pseudocyperus</i>	S			+							+	+	50
13.	<i>Carex sp.</i>	---	+											0
14.	<i>Carex vulpina</i>	DT										+		17
15.	<i>Ceratophyllum demersum</i>	C					+						+	17
16.	<i>Chara sp.</i>	---									+			17
17.	<i>Chelidonium majus</i>	W								+				17
18.	<i>Cirsium canum</i>	G									+			17
19.	<i>Cirsium sp.</i>	---		+		+	+							17
20.	<i>Cornus sanguinea</i>	G									+			0
21.	<i>Crataegus monogyna</i>	G									+			0
22.	<i>Dactylis glomerata</i>	DT		+										0

	Növényfajok		Császárvíz (felső szakasz)	Császárvíz (alsó szakasz)	Ósai Tájvédelmi Körzet	Felső-Tápió	Farmosi tó	Csaronda	Bábtava TT	1. sz. Pócos-tó	2. sz. Pócos-tó	Gógó-Szenke patak	Czuczor-sziget TT	Frekvencia recens élőhelyeken (%)
23.	<i>Elodea canadensis</i>	AC											+	17
24.	<i>Epilobium hirsutum</i>	DT									+	+		17
25.	<i>Epilobium sp.</i>	---				+								17
26.	<i>Epilobium tetragonum</i>	G										+		17
27.	<i>Equisetum arvense</i>	DT	+											0
28.	<i>Equisetum sylvaticum</i>	S									+			17
29.	<i>Eupatorium cannabinum</i>	DT		+									+	17
30.	<i>Euonymus europaeus</i>	G									+			17
31.	<i>Frangula alnus</i>	G				+					+			33
32.	<i>Fraxinus angustifolia</i> subsp. <i>pannonica</i>	C			+							+		33
33.	<i>Galium aparine</i>	W				+				+	+	+		67
34.	<i>Galium uliginosum</i>	S										+		17
35.	<i>Galium sp.</i>	---	+											0
36.	<i>Geum urbanum</i>	DT										+		17
37.	<i>Glyceria fluitans</i>	C	+	+									+	17
38.	<i>Glyceria maxima</i>	C		+		+	+					+		33
39.	<i>Hydrocharis morsus- ranae</i>	NP							+					0
40.	<i>Iris pseudacorus</i>	G		+								+		17
41.	<i>Juglans regia</i>	I											+	17
42.	<i>Juncus inflexus</i>	DT										+		17
43.	<i>Lemna minor</i>	NP	+		+				+	+	+	+	+	83
44.	<i>Lemna trisulca</i>	NP					+				+	+		33
45.	<i>Ligustrum vulgare</i>	G									+			0
46.	<i>Lycopus europaeus</i>	DT			+							+	+	50
47.	<i>Lysimachia vulgaris</i>	DT									+	+	+	50
48.	<i>Lythrum salicaria</i>	G			+	+					+	+		67
49.	<i>Mentha aquatica</i>	G		+		+								17
50.	<i>Oenanthe aquatica</i>	C										+		17
51.	<i>Phleum pratense</i>	G										+		17
52.	<i>Phragmites australis</i>	C	+	+	+		+			+	+		+	67
53.	<i>Plantago major</i>	W		+										0
54.	<i>Polygonum sp.</i>	---											+	17
55.	<i>Populus alba</i>	C				+					+		+	33
56.	<i>Populus nigra</i>	C				+							+	33
57.	<i>Populus tremula</i>	G			+									17
58.	<i>Potentilla sp.</i>	---				+								17
59.	<i>Ranunculus acris</i>	G										+		17
60.	<i>Ranunculus sceleratus</i>	NP	+	+										0
61.	<i>Ranunculus sp.</i>	---		+										0
62.	<i>Riccia fluitans</i>	---								+				17
63.	<i>Robinia pseudo-acacia</i>	AC									+			17
64.	<i>Rosa sp.</i>	---									+			0
65.	<i>Rubus caesius</i>	DT									+		+	33
66.	<i>Rumex hydrolapathum</i>	G				+					+	+	+	33
67.	<i>Rumex sp.</i>	---		+										0
68.	<i>Salix alba</i>	C		+	+	+					+	+	+	67
69.	<i>Salix cinerea</i>	C	+		+	+					+	+	+	83
70.	<i>Salix fragilis</i>	G	+					+						0
71.	<i>Sambucus nigra</i>	DT								+			+	33
72.	<i>Sonchus sp.</i>	---		+										0
73.	<i>Srophularia umbrosa</i>	G		+										0
74.	<i>Symphitum officinale</i>	G		+										0
75.	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	C	+			+								17
76.	<i>Solanum dulcamara</i>	DT			+	+							+	50
77.	<i>Solidago canadensis</i>	AC	+			+								17
78.	<i>Solidago gigantea</i>	AC											+	17
79.	<i>Solidago sp.</i>	---								+				17
80.	<i>Sparganium erectum</i>	C				+								17
81.	<i>Sphagnum sp.</i>	---							±					0
82.	<i>Stachys palustris</i>	DT				+								17
83.	<i>Stellaria sp.</i>	---		+										0
84.	<i>Symphitum officinale</i>	G			+					+	+			50
85.	<i>Thelypteris palustris</i>	S							±				±	17
86.	<i>Typha angustifolia</i>	C					+						+	17

	Növényfajok		Császárvíz (felső szakasz)	Császárvíz (alsó szakasz)	Ócsai Tájvédelmi Körzet	Felső-Tápió	Farmosi tó	Csaronda	Bábtava TT	1. sz. Pócos-tó	2. sz. Pócos-tó	Gögg-Szenke patak	Czuczor-sziget TT	Frekvencia recens élőhelyeken (%)
87.	<i>Typha latifolia</i>	C	+		+	+		+	+	+	+	+	+	100
88.	<i>Urtica dioica</i>	DT		+						+	+	+		50
89.	<i>Urtica kioviensis</i>	Sr											±	17
90.	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	S	+											0
91.	<i>Vicia cracca</i>	DT								+				17
92.	<i>Vicia sp.</i>	---	+											0
93.	<i>Wolffia arrhiza</i>	NP										+		17
	Fajszám összesen:	---	16	20	14	25	7	2	5	12	27	31	28	---

5. táblázat. Recens és egykori lápi póc élőhelyek természetessége a Borhidi-féle szociális magatartás-típusok (SZMT) és természetességi értékszámok (P) alapján (BORHIDI 1993).

	Fajszám		Természetességi értékkategóriák megoszlása		Összesített természetességi értékszámok	
SZMT (P)	Recens lápi póc élőhelyek (db)	Egykori lápi póc élőhelyek (db)	Recens lápi póc élőhelyek (%)	Egykori lápi póc élőhelyek (%)	Recens lápi póc élőhelyek (P×db)	Egykori lápi póc élőhelyek (P×db)
Sr (8)	1	0	2	0	8	0
S (6)	4	1	6	3	24	6
C (5)	18	11	28	37	90	55
G (4)	18	7	28	23	72	28
Természetességre utaló fajok összesen:	41	19	63	63	194	89
NP (3)	3	3	5	10	9	9
DT (2)	16	6	25	20	32	12
W (1)	3	1	5	3	3	1
I (-1)	1	0	2	0	-1	0
AC (-3)	1	1	2	3	-3	-3
Degradációra utaló fajok összesen:	24	11	37	37	40	19
Fajok összesen:	65	30	100	100	234	108
Átlag:	11	6	---	P átlag:	6,6	6,6

Gerinctelen makrofauna

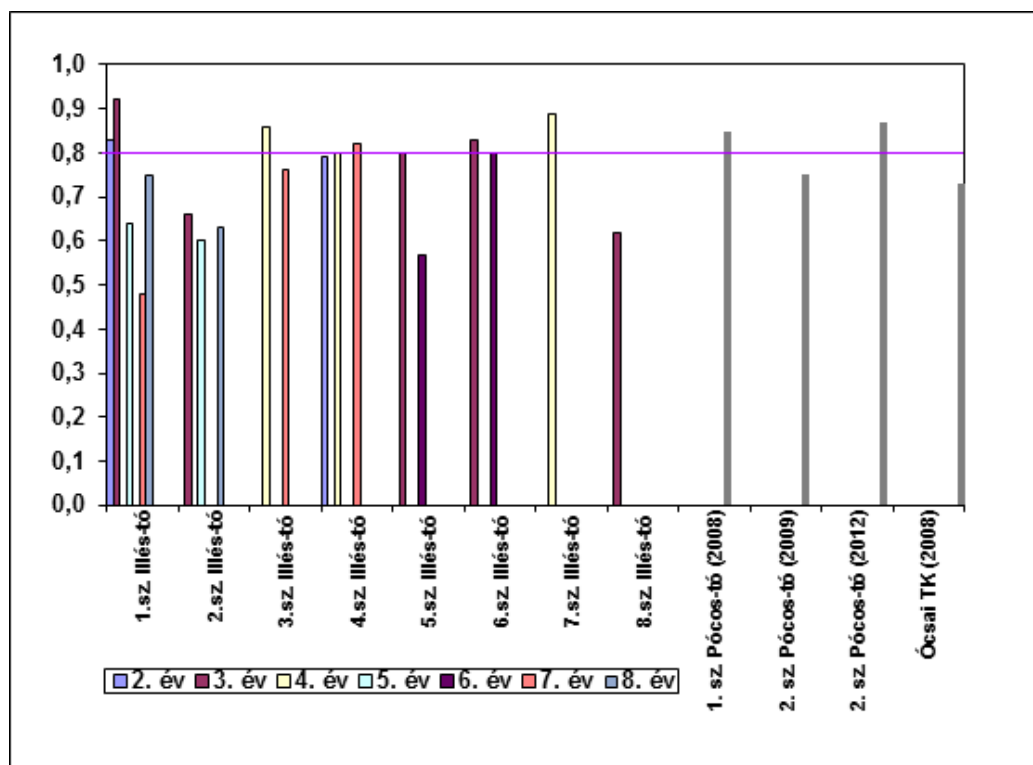
Kutatási eredményeim és irodalmi adatok szerint a lápi pócos vizekben a taxonszámok alapján a leggyakoribb gerinctelen makrofauna rendszertani csoportok sorrendben: Gastropoda (18%), Heteroptera (14%), Coleoptera (12%) voltak június folyamán. Az egykori póc élőhelyeken azonos a sorrend, de a harmadik helyet a szitakötők (Odonata) és a piócák (Hirudinea) foglalják el, a bogarak részesedése fele

akkora. A júniusi taxonszámok tekintetében a recens élőhelyek (122 taxon) jelentősen fajgazdagabbak azokhoz az élőhelyekhez képest, ahonnan a lápi póc kipusztult (64 taxon). Ez a különbség a rendszertani csoportok többségénél megfigyelhető (M1. és M2. ábra, M12. táblázat).

A gerinctelen makrofauna taxonszám 9 és 27 taxon/mintavétel (átlag: 18 taxon), az egyedszám pedig 38 és 232 ind./mintavétel (átlag: 107 ind.) között van (6. táblázat). A Simpson-féle diverzitás átlagos értéke magas, 0,80 volt (intervallum: 0,73-0,87; 7. ábra).

A leggyakoribb fajok a közönséges víziászka (*Asellus aquaticus* – 82%-os előfordulás) és az élescsiga (*Planorbis planorbis* – 64%-os előfordulás) voltak. Tömegesség tekintetében az árvaszúnyogok (*Chironomidae* Gen. sp. - 105 egyed/mintavétel), a tüskés bolharák (*Gammarus roeseli*) és a közönséges víziászka az első három domináns faj (13. táblázat).

Az egykori lápi póc élőhelyek közül a Bábtaván és a Csaronda folyón a gerinctelen makrofauna taxonszám a lápi póc természetes élőhelyeire jellemző intervallumon belül volt. A Hajtán ugyanakkor a taxonszám közel kétszeresen, az egyedszám pedig tizenhatszorosan (!) haladta meg a póc élőhelyekre jellemző átlagértékeket. A leggyakoribb faj mindhárom vízben a közönséges víziászka (*Asellus aquaticus*) volt, mely a Hajtán a fogott egyedek 85%-át tette ki. (6. táblázat).



7. ábra. A gerinctelen makrofauna Simpson-féle diverzitásának (1-D) alakulása az Illés-tavakon (2-8. év: 2009-2015) és a lápi póc természetes élőhelyeinek diverzitás értékei (2008, 2009, 2012). A vízszintes lila vonal a természetes élőhelyek értékeinek átlagát mutatja.

6. táblázat. Recens és egykori természetes lápi póc élőhelyek gerinctelen makrofauna abundancia és taxonszám adatai május-június folyamán. A sorszám szerinti mintavételi helyeket lásd a 6a. ábrán. TT: természetvédelmi terület.

Hely- szín sor- szám	Lápi póc élőhelyek (GPS koordináták)	Mintavétel időpontja	Gerinctelen makrofauna egyedszám (és taxonszám) / mintavétel
4.	Felső-Tápió N47°38'40" E19°71'63"	2009. 06.	196 (19) ^a
12.	Hejő-patak, (1. helyszín) N47°52'05" E20°59'27"	2007. 06.	78 ^a (16) ^a
8.	1. sz. Pócos-tó (Bitang TT) N47°37'54" E19°16'60"	2008. 06.	119 (13)
9.	2. sz. Pócos-tó N47°37'30" E19°17'47"	2009. 06. 2012. 06.	71 (17) 38 (12)
10.	Göggő-Szenke patak (1. helyszín) N47°57'59" E22°36'01"	2010. 06.	n.a. (27) ^b
10.	Göggő-Szenke patak (2. helyszín) N47°59'51" E22°32'22"	2009. 05.	134 (24) ^a
12.	Hejő-patak (2. helyszín) N47°52'44" E20°57'07"	2007. 06.	43 ^a (15) ^a
3.	Ócsai Tájvédelmi Körzet N47°17'40" E19°12'28"	2008. 06.	48 (9)
13.	Pocsaji-láp TT (Pocsaji-kapu Natura 2000 terület; HUH20010) N47°30'10,3" E21°85'95,2"	2010. 06.	n.a. (26) ^b
14.	Zala-Somogy csatorna N46°32'34,3" E17°13'16,9"	2007. 06.	232 ^a (19) ^a
Intervallum:		---	38-232 (9-27)
Átlagértékek:		---	107 (18)
Egykori lápi póc élőhelyek			
6.	Csaronda N48° 19' 04,74" E22° 19' 05,14"	2010. 06.	n.a. (19)
7.	Bábtava TT N48° 11' 16,96" E22° 28' 51,15"	2010. 06.	n.a. (26)
15.	Hajta N47° 30' 55,42" E19° 39' 30,91"	2015. 05.	1760 (34)
Intervallum:		---	n.a. (19-34)
Átlagértékek:		---	n.a. (26)

^a Földművelésügyi Minisztérium adatbázisa.

^b BIOAQUA PRO Kft. (2010).

4.1.1. Az újonnan felfedezett 1. és 2. sz. Pócos-tó bemutatása

Az 1. sz. Pócos-tavat (kb. 150 m² vízfelület, 1,2 m átlagmélység; ERŐS 2001) 2000-ben fedeztem fel a Bitang Természetvédelmi Területen, Szadán. A részleges halászat során összesen 57 egyedet fogtunk. Vizsgálataink alapján a mai napig jelentős póc állomány él a vízben. A magánkézben lévő tó a Szódrákosi-patak és keleti mellékága összefolyásánál helyezkedik el (6a. ábra).

A tavat fűzek dominálta puhafás ligeterdő veszi körül, a partszegély jellemző növénytársulásai a mocsári sásos (*Caricetum acutiformis*) és a széleslevelű gyékényes (*Typhaetum latifoliae*), a hínárvegetációban pedig az apró békalencse asszociáció (*Lemnaetum minoris*) az uralkodó, nyáron gyakran 100%-os borítással (4. táblázat, 8. ábra). A vizet alacsony oxigén koncentráció jellemzi (M1. táblázat), a gerinctelen makrofauna pedig más póc élőhelyekhez képest átlag körüli fajgazdagságú és abundanciájú (6. táblázat).

Információim szerint a terület tulajdonosa a 2000-es évek vége felé amurokat telepített a tóba a békalencse eltávolítása érdekében, azonban a vidra kiette a nagyméretű halakat, így a lápi póc állománya megmenekült a beavatkozástól. Egyéb veszélyeztető tényező nem ismeretes.

A 2. sz. Pócos-tavat 2009. június 29-én a Szadai Mintaterületen, az I. sz. Illés-tó partjától mindössze 25 méterre fedeztem fel (TATÁR & KRENEDITS 2011; 6a. és M10 ábra). Elektromos halászatunk során a vízben a lápi póc mellett réti csíkot is fogtunk, 2010 áprilisában pedig a széles kárászt is kimutattuk.

A kb. 105 m² vízfelületű, széleslevelű gyékénnyel és náddal részben benőtt medrű, átlagosan 50 cm mélységű vízben az apró- és a keresztes békalencse (*Lemnaetum trisulcae*) kis borítással fordul elő. A tóparti vegetáció – részben a kedvező fényviszonyoknak köszönhetően – fajgazdag (4. táblázat), gerinctelen makrofaunája ugyanakkor más póc élőhelyekhez képest szegényesebb. A vizet magas nitrit koncentráció és nagy mennyiségű zooplankton jellemzi (M1. táblázat).

Legfőbb veszélyeztető tényezők a meder mocsári vegetáció általi feltöltődése, illetve a kis vízmélység miatt az időszakos kiszáradás.



8. ábra. Az 1. sz. Pócos-tó (Szada) a lápi póc tipikus élőhelye: sekély pangóvíz apró békalencsés-, magassásos- és gyékényes társulásokkal.
(Fotó: Tatár Sándor)

4.2. A lápi póc élőhelyek halközösségei, a póc populációk aktuális helyzete

Terepi kutatásaink során az első körben kijelölt 9 természetes lápi póc élőhelyből mindössze 4 esetben fogtunk lápi pócot. Egy kijelölt (2. sz. Pócos-tó) és további két, utólag bevont, veszélyeztetett élőhelyről (Czuczor-sziget, Gögő-Szenke patak) pócokat mentettünk.

Az állóvizek halközösségeiben sokkal kevesebb fajt (1-4; átlag: 1,5 faj) találunk, mint a vízfolyások és csatornák esetében (2-11; átlag: 10,5 faj). A legnagyobb fajszámokat a Gögő-Szenke patakban és a Felső-Tápión kaptuk (9. ábra). A lápi póc és az inváziós halfajok előfordulása negatív korrelációt mutatott. Egyedül változatos vegetációjú Felső-Tápióban fogtunk több ($n=3$) inváziós faj mellett kevés pócot ($N=2$). A pócot nagy egyedszámban csak olyan élőhelyeken fogtuk, ahonnan vagy teljesen hiányoztak az inváziós fajok, vagy az ezüstkárásznak csak kis egyedszámú állománya élt (Gögő-Szenke patak) (7. táblázat).

Az öt egykori póc élőhelyen számos inváziós halfaj jelenlétét mutattuk ki (*Ameiurus melas*, *Carassius gibelio*, *Lepomis gibbosus*, *Percottus glenii* és *Pseudorasbora parva*). A Szatmár-Beregi síkon, a Csaronda folyóban és a fokozottan védett Bábtaván egyaránt nagy mennyiségű amurgébet fogtunk. A Császárvízben szintén nem találtunk lápi pócot. Amíg a vízfolyás alsó szakasza mind fajszám ($n=11$), mind egyedszám ($N=227$) tekintetében kiemelkedett a vizsgált víztestek közül, addig felső szakaszán az egy példány ezüstkárász mellett kizárólag kínai razbórárt fogtunk. Farmoson kiemelkedő abundanciája volt a réti csíknak és a széles kárásznak, ugyanakkor a póc nem került hálába, holott korábban ez a faj is élt a vízben. (7. táblázat, M8. ábra).

A lápi póc általunk vizsgált recens élőhelyein az őshonos halak közül a legtöbb esetben a réti csík került hálóbba – a vizsgált területek felében megfogtuk. Ezt követte az ezüstkárász 33%-os előfordulási gyakorisággal; a széles kárász részesedése 17% volt. Az egykori lápi pócos vizeket ezüstkárász és a réti csík dominancia jellemezte (60-60%-os prezencia).



9. ábra. Halfaunisztikai felmérés a Felső-Tápión, 2012 őszén
(fotó: Tatár Sándor).

7. táblázat. Egykori és recens lápi póc élőhelyek halfaunája és hínárborítása. A védett fajok neveit félkövéren, az inváziós halakét pedig aláhúzva tüntettük fel. TK: tájvédelmi körzet; TT: természetvédelmi terület. Farmoson és a Hajtán már a 2000-es évek közepe óta, Csarondán pedig 2010 óta nem sikerült kimutatni a lápi pócot többszöri vizsgálat ellenére sem (TÓTH B. és TAKÁCS P. szóbeli közl.).

Élőhely:	Állóvizek			Vízfolyások								Előfordulás recens élőhelyeken (%)
	Ócsai TK	Farmosi tó	Bábtava TT	1. sz. Pócos-tó (Bitang TT)	2. sz. Pócos- tó	Czuczor- sziget TT	Császárvíz, felső szakasz	Császárvíz, alsó szakasz	Felső- Tápió	Csaronda	Gőgő- Szenke patak	
Sorszám ^a :	3	5	7	8	9	11	1	2	4	6	10	
GPS	N47°17	N47°38	N48°11	N47°37	N47°37	N47°22	N47°23	N47°20	N47°38	N48°19	N47°57	---
koordináták:	'40"	'70"	'17" E22°28	'54"	'30" E19°17	'18" E19°05	'04"	'41"	'40"	'05"	'59"	
	E19°12	E19°83	'51"	E19°16	'47"	'20"	E18°28	E18°49	E19°71	E22°19	E22°36'	
	'28"	'00"		'60"			'42"	'46"	'63"	'05"	01"	
Mintavétel időpontja:	2008.06. 19.	2012.11. 16.	2010.04.02.	2008.06. 19.	2009.06. 29.	2010.09. 07/16.	2014.06. 26.	2012.11. 16.	2012.11. 16.	2010.04. 02.	2010.04. .02.	---
<i>Abramis</i> <i>brama</i>								1				0,0
<u><i>Ameiurus</i></u> <u><i>melas</i></u>									2			16,7
<i>Blicca</i> <i>bjoerkna</i>									5			16,7
<i>Carassius</i> <i>carassius</i>		66									4	16,7
<i>C. carassius</i> x <i>C. gibelio</i>		3										0,0
<u><i>Carassius</i></u> <u><i>gibelio</i></u>		14					1	13	5		3	33,3
<i>Cobitis</i> <i>elongatoides</i>								88	32			16,7

Élőhely:	Ócsai TK	Farmosi tó	Bábtava TT	1. sz. Pócos-tó (Bitang TT)	2. sz. Pócos- tó	Czuczor- sziget TT	Császárvíz, felső szakasz	Császárvíz, alsó szakasz	Felső- Tápió	Csaronda	Gőgő- Szenke patak	Előfordulás recens élőhelyeken (%)
<i>Gobio gobio</i>								7				0,0
<i>Lepomis gibbosus</i>								1	2			16,7
<i>Misgurnus fossilis</i>		55			1			4	3	1	6	50,0
<i>Perca fluviatilis</i>								10				0,0
<i>Perccottus glenii</i>			12							8		0,0
<i>Proterorhinus marmoratus</i>								20	1			0,0
<i>Pseudoras- bora parva</i>							38	17	1			16,7
<i>Rhodeus sericeus</i>								38	1			16,7
<i>Rutilus rutilus</i>									1		2	16,7
<i>Squalius cephalus</i>								28				33,3
<i>Tinca tinca</i>						9						0,0
<i>Umbra krameri</i>	12			27	22	21			2		19	100,0
Egyedszám összesen:	12	138	12	27	23	30	39	227	55	9	34	---
Fajszám összesen:	1	4	1	1	2	2	2	11	11	2	5	---

Élőhely:	Ócsai TK	Farmosi tó	Bábtava TT	1. sz. Pócos-tó (Bitang TT)	2. sz. Pócos- tó	Czuczor- sziget TT	Császárvíz, felső szakasz	Császárvíz, alsó szakasz	Felső- Tápió	Csaronda	Gőgő- Szenke patak	Előfordulás recens élőhelyeken (%)
Inváziós fajok részesedése egyedszám alapján (%):	0.0	10.1	100.0	0.0	0.0	0.0	100.0	13.7	18.2	88.9	8.8	---
Inváziós fajok részesedése (%):	0.0	25.0	100.0	0.0	0.0	0.0	100.0	27.3	36.4	50.0	20.0	---
Hínárfajok borítása (%): ^b	60 (Lm)	100 (Cd)	100 (Lm, Hm)	100 (Lm)	8 (Lm, Lt)	100 (Cd, Lm)	5 (Lm)	0	0	0	100 (Lm, Lt)	---

^a Az élőhelyek elhelyezkedését lásd a 6a. ábrán. ^b A domináns hínárfajok/hínártársulások rövidítései: Cd - *Ceratophylletum demersi*; Hm - *Hydrocharis morsus-ranae*; Lm - *Lemnetum minoris*; Lt - *Lemna trisulca*.

4.3. Helyettesítő élőhelyek kialakítása és monitoringjuk

A Szadai Mintaterület I-VIII. sz. Illés-tavait a lápi póc ökológiai igényeinek (lásd 4.1. fejezet) figyelembevételével hoztuk létre 2008 és 2013 között (10. ábra). A magas talajvízszintnek köszönhetően a friss medrek kb. 12 órán belül feltöltődtek a talajvízszintig.

A vízminőség, hínárvegetáció, zooplankton és a gerinctelen makrofauna monitoring eredmények alapján az I., III., IV., VI. és VII. sz. Illés-tavak rövid szukcessziós periódust követően (8-23 hónap elteltével) döntően elérték a természetes vizekre jellemző abiotikus és biotikus referencia értékeket, így alkalmasnak bizonyultak a lápi póc betelepítésére. Ezekbe a tavakba – a IV. és a VII. sz. Illés-tó kivételével – kialakításukat követően hínárt telepítettünk (*Ceratophyllum demersum*, *Utricularia vulgaris*, *Lemna minor*), melyek a békalencse kivételével sikeresen megtelepedtek (11. ábra, M9 táblázat). A többi vízhez képest napfénynek jobban kitett IV. és VII. sz. Illés-tavakat a csillárkamoszat (*Chara* sp.) spontán kolonizálta. A IV. sz. Illés-tóban a zooplankton egyed- és taxonszám a természetes élőhelyekre jellemző intervallumon kívül volt (M2. táblázat).



10. ábra. Az I. sz. Illés-tó kialakítása (2008. július; fotó: Tatár Sándor)



11. ábra. Hínártelepítés a Szadai Mintaterületen
(fotó: Krenedits Sándor).

4.3.1. Vízminőség

Haltelepítések előtti, előzetes monitoring eredmények

Az oldott szervesetlen nitrogén vegyületek (DIN) kezdeti, több esetben magas szintje (≥ 40 mg/l) a tavak kialakításától számított egy év elteltével a lápi póc természetes élőhelyeire jellemző tartományba (0-35 mg/l) csökkent (13. ábra). Az Illés-tavakon gyakran mértem magas ($\geq 0,3$ mg/l) foszfát koncentrációt (M3. táblázat). A 0,3 mg/l-t meghaladó összes foszfor koncentráció már hipertróf állapotnak minősül (OECD 1982). Az I., II. és IV. sz. Illés-tavakban vízkeménységet is mértem, az értékek igen magasak voltak az 1 évben (összes német keménység: 27-56 között; ld. M11. táblázat).

A hínármentes II., V. és VIII. sz. Illés-tavak esetében rossz biológiai vízminőség alakult ki. A II. és a VIII. sz. Illés-tóban a cianobaktériumok, zöldalgák és/vagy a vas- és kénbaktériumok tömeges elszaporodása gyakori jelenség. A *Cladophora* sp. által dominált V. sz. Illés-tóban 2012-ben 0,6 mg/l nitrit koncentrációt mértem, mely a lápi póc természetes élőhelyeinek referencia tartományát (0,0-0,4 mg/l) számottevően meghaladja (8. táblázat). Kedvezőtlen állapotuk miatt ebbe a három tóba nem telepítettünk lápi pócot.

Utó-monitoring eredmények

Az utó-monitoring adatok azt mutatják, hogy a vízminőségi paraméterek értékei döntően a természetes élőhelyek referencia intervallumai közé esnek az Illés-tavakban (9. táblázat). A foszfát koncentráció igen magas a vizekben: a lápi halak számára megfelelő, I., III., IV., VI. és VII. sz. Illés-tavakban 0,4 mg/l, a többi vízben pedig 0,6 mg/l volt az átlagos értéke 2008 és 2016 között (11. táblázat). A tavakban ezen időszak alatt – az V. sz. Illés-tó kivételével – foszfát-szint emelkedést, tapasztaltam (átlag: +435%). A II. sz. Illés-tóban egy esetben extrém magas értéket (3,0 mg/l) mértem. A lápi halak telepítését követően foszfát koncentráció csökkenés (I., III. és IV. sz. Illés-tavak) és emelkedés egyaránt tapasztalható volt (VI. és VII. sz. Illés-tavak; 12. ábra, M4. táblázat).

2008 és 2016 között a DIN összkoncentrációja exponenciálisan csökkent. A tavak kialakításának évében az átlagos koncentráció 22,7 mg/l volt, mely a tavak korától függően – a IV. sz. Illés-tó kivételével – 0,6 - 2,4 mg/l közötti értékekre csökkent 2016-ra (50 és 99% közötti csökkenés). A IV. sz. Illés-tó esetében viszont a korábbi évek csökkenését megtörő, jelentős (65%-os) növekedést tapasztaltam 2016-ban (13. ábra, M5. táblázat).

Ugyan egyes esetekben az Illés-tavakban magas (>0,5 mg/l) ammónium koncentrációkat mértem, ezekhez általában nem párosultak olyan hőmérsékleti és pH értékek, mely jelentősebb mennyiségű toxikus szabad ammónia képződéséhez vezetett volna. Ez alól a II. sz. Illés-tó kivétel volt: itt két esetben is magas (referencia tartomány feletti) ammónia szintet mértem (0,03 és 0,04 mg/l; M6. táblázat). A lápi halak számára alkalmatlan II. V. és VIII. sz. Illés-tavak és az egykori lápi póc élőhelyek 2008-2016 közötti átlagos ammónia- és nitrit szintjei meghaladták a többi Illés-tóban és a természetes pócós vizekben mért átlagos értékeket (10. táblázat). A betelepített halak számára így ebből a szempontból is megfelelő volt a hínáros, I., III., IV., VI. és VII. sz. Illés-tavak vízminősége.

A halak számára alkalmatlan II., V. és VIII. sz. Illés-tavak vízminőségi adatai több esetben estek a természetes vizek referencia intervallumain kívül a többi tóhoz képest (11. táblázat). Ezekben a vizekben továbbra is rendszeresek a vízvirágzások. A II. sz. Illés-tóban a vezetőképesség több esetben is szélsőséges (1600-2410 μ S közötti) volt.

8. táblázat. Az Illés-tavak vízminőségi jellemzői és a hínárvegetáció borítási értékei a haltelepítések előtt.

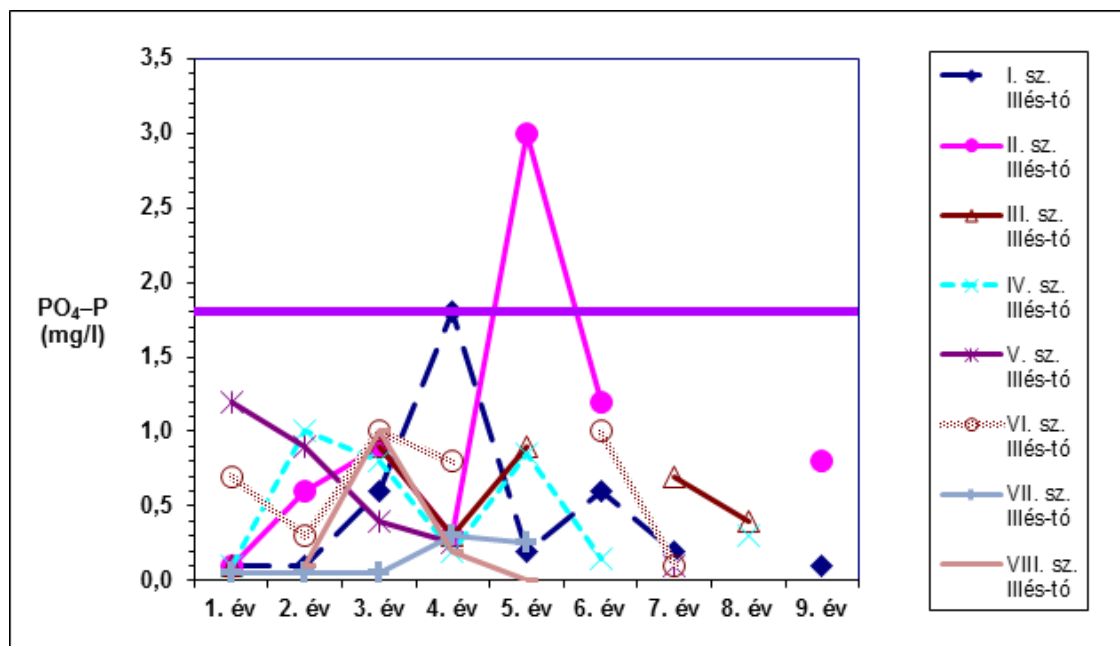
Tó neve (létrehozás dátuma)	Mintavétel időpontja (vízvizsgálat/ hínárvegetáció)	pH	Vezetőképesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Oldott O_2 (mg/l)	Foszfát ($\text{PO}_4\text{-P}$) (mg/l)	Ammónia ($\text{NH}_3\text{-N}$) (mg/l)	Ammónium (NH_4^+) (mg/l)	Nitrit (NO_2^-) (mg/l)	Nitrát (NO_3^-) (mg/l)	Hínárborítás (domináns taxon ^a)
I. sz. Illés-tó (2008. 07.)	2010. 05./ 2010. 06.	7,8	1120	1,1	0,80	0,00	0,20	0,35	20,0	1% (Cd) (+50% Cl)
II. sz. Illés-tó (2008. 07.)	2010. 06.	7,5	1600 ^b	1,2	0,90	0,00	0,25	0,02	6,0	90% (Lt) ^c
III. sz. Illés-tó (2009. 07.)	2010. 09./ 2010. 08.	7,4	870	-	1,00	0,00	0,10	0,05	0,5	65% (Cd)
IV. sz. Illés-tó (2009. 07.)	2010. 05./ 2010. 06.	7,6	1050	1,7	0,30	0,00	0,10	0,12	26,0	95% (Ch)
V. sz. Illés-tó (2010. 09.)	2012. 08.	7,6	690	3,2	0,40	0,00	0,30	0,60 ^b	5,0	0%
VI. sz. Illés-tó (2010. 09.)	2011. 08.	-	820	9,9	0,30	0,00	0,05	0,01	1,0	52% (Cd)
VII. sz. Illés-tó (2012. 06.)	2013. 08.	7,4	1070	-	0,05	0,00	0,05	-	3,0	80% (Ch)
VIII. sz. Illés-tó (2013. 10.)	2015. 05.	-	875	3,7	0,30	0,00	0,1	-	4,0	0% ^c
Természetes lápi póc élőhelyek intervallumai ^d :	---	5,5- 9,2	182-1180	0,3-12,7	0,0-1,80	0,00-0,01	0,01-0,50	0,00- 0,40	0,0-35,0	0-100%

^a Taxonok rövidítései: Cd - *Ceratophyllum demersum* (telepített); Ch - *Chara* sp. (természetes úton telepedett meg); Cl – *Cladophora* sp.; Lt – *Lemna trisulca*

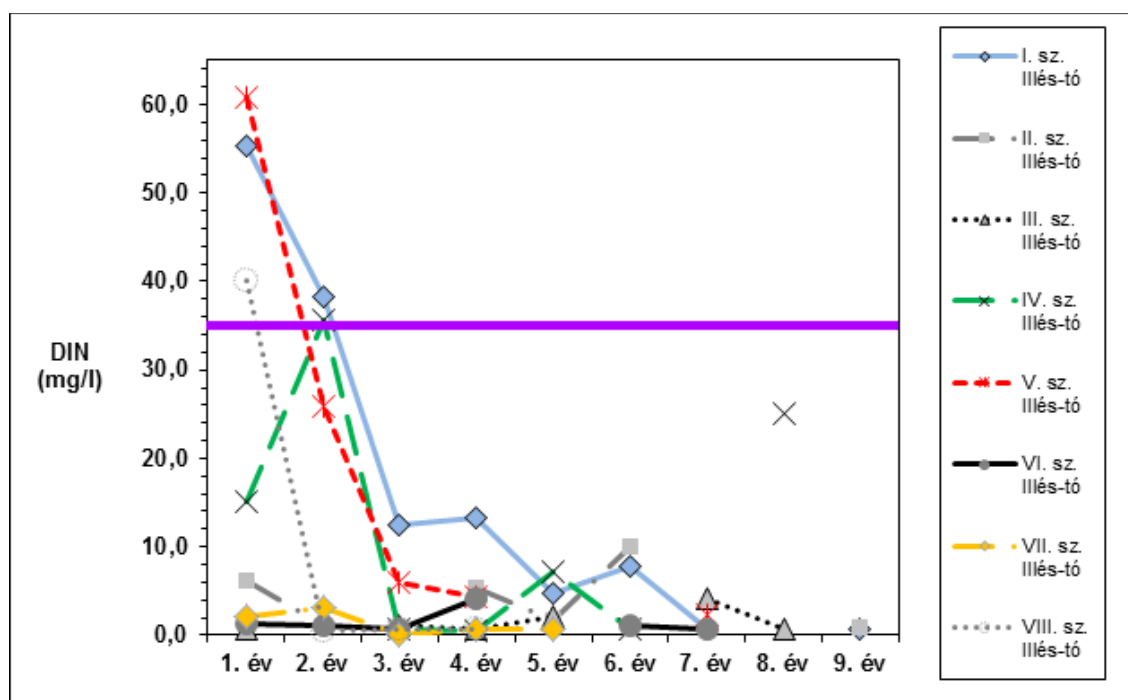
^b A természetes élőhelyekre jellemző intervallumon kívül eső érték.

^c A tavon ciano- és/vagy vas- és kénbaktérium okozta vízvirágzás volt augusztus folyamán.

^d Lásd a 3. táblázatot.



12. ábra. A foszfát koncentrációjának változása 2008 és 2016 között az Illés-tavakban (augusztusi és szeptemberi adatok; 2016: májusi adatok). A lila vonal a természetes élőhelyeken mért intervallum (0-1,8 mg/l) felső határát mutatja



13. ábra. Az oldott szervesen nitrogén vegyületek (nitrát + nitrit + ammónium) koncentrációjának változása 2008 és 2016 között az Illés-tavakban (augusztusi és szeptemberi adatok; 2016: májusi adatok). A lila vonal a természetes élőhelyeken mért intervallum (0-35mg/l) felső határát mutatja

9. táblázat. Az Illés-tavak vízminőségi jellemzői és a hínárvegetáció borítási értékei a haltelepítéseket követően (2011-2016). Az előzetes vizsgálatok kedvezőtlen vízminőségi eredményei miatt a II., V. és VIII. sz. Illés-tavakba nem történt lápi póc kihelyezés, azonban a monitoringot folytattuk. A pontos mintavételi dátumokat lásd az M3. táblázatban.

	Mintavétel időpontja (vízvizsgálat/ hínár- vegetáció)	pH	Vezető- képesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Oldott O_2 (mg/l)	Foszfát ($\text{PO}_4\text{-P}$) (mg/l)	Ammónia ($\text{NH}_3\text{-N}$) (mg/l)	Ammónium (NH_4^+) (mg/l)	Nitrit (NO_2^-) (mg/l)	Nitrát (NO_3^-) (mg/l)	Hínár- borítás (domi- nans taxon ^a)
I. sz. Illés-tó	2011-2016/ 2016. 05.	7,0-8,9	620- 1230 ^b	1,6-8,4	0,01-1,80	0,00-0,02	0,05- 0,70 ^b	0,00-0,17	0,0-25,0	2% (Uv)
II. sz. Illés-tó	2011-2016/ 2016. 05.	7,3-8,5	600- 2410 ^b	1,2-9,6	0,10- 3,0 ^b	0,00- 0,04	0,05- 6,00 ^b	0,00-0,15	0,5-5,0	0% (+0,1% Cl)
III. sz. Illés-tó	2012-2016 2015. 05.	7,0-8,2	470- 1260 ^b	2,1- 19,3	0,01-0,90	0,00-0,01	0,05- 0,60 ^b	0,00-0,03	0,0-2,0	55% (Cd)
IV. sz. Illés-tó	2012-2016/ 2016. 05.	7,3-8,0	780-1150	1,8-5,7	0,03-0,90	0,00-0,01	0,05-0,40	0,01- 0,50 ^b	0,1-25,0	10% (Ch)
V. sz. Illés-tó	2013-2016 2016. 05.	7,3-8,0	870-1130	9,5	0,03-0,25	0,00-0,01	0,05-0,40	0,20	0,3-4,0	0% (+20% Cl)
VI. sz. Illés-tó	2013-2016/ 2016. 05.	7,4-7,9	700- 1550 ^b	5,1- 14,8 ^b	0,0-0,80	0,00-0,00	0,05-0,40	0,20-0,30	0,5-4,0	8% (Cd) (+90% Cl)
VII. sz. Illés-tó	2014-2016 2016. 05.	7,2-7,7	900- 1280 ^b	5,9-12,5	0,01-0,25	0,00-0,00	0,05-0,30	0,02-0,35	0,1-1,0	0% (+3% Cl)
VIII. sz. Illés-tó	2015-2016/ 2016. 05.	7,4-7,9	875- 1550 ^b	4,8-12,6	0,2	0,00-0,00	0,1	n,a,	0,5	0% ^c

	Mintavétel időpontja (vízvizsgálat/ hínár- vegetáció)	pH	Vezető- képesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Oldott O_2 (mg/l)	Foszfát ($\text{PO}_4\text{-P}$) (mg/l)	Ammónia ($\text{NH}_3\text{-N}$) (mg/l)	Ammónium (NH_4^+) (mg/l)	Nitrit (NO_2^-) (mg/l)	Nitrát (NO_3^-) (mg/l)	Hínár- borítás (domi- nans taxon ^a)
Természetes lápi póc élőhelyek intervallumai ^d :	---	5,5-9,2	182-1180	0,3-12,7	0,0-1,8	0,00-0,01	0,01-0,50	0,00-0,40	0,0-35,0	0-100%

^a Taxonok rövidítései: Cd - *Ceratophyllum demersum* (telepített); Ch - *Chara* sp. (természetes úton telepedett meg); Cl – *Cladophora* sp.; Uv – *Utricularia vulgaris* (telepített). ^b A természetes élőhelyekre jellemző intervallumon kívül eső érték.

^c A tavon ciano- és/vagy vas- és kénbaktériumok okozta vízvirágzás volt. ^d Lásd a 3. táblázatot.

10. táblázat. Ammónia és nitrit koncentráció intervallumok és átlagok a Szadai Mintaterület Illés-tavain (2008-2016), a recens és egykori lápi póc élőhelyeken. A természetes élőhelyekre jellemző tartományokon kívül eső adatok félkövéren kiemelve. Hosszú távú expozíció esetén a 0,05 / 0,06 mg/l feletti ammónia-N ($\text{NH}_3\text{-N}$) és 0,10 mg/l feletti nitrit (NO_2^-) koncentráció már toxikus hatású lehet a halakra (FRANCIS-FLOYD et al. 1996, DURBROW et al. 1997).

A Bábtava TT és a Csaronda adatait nem tartalmazza a táblázat, mert ezeken az élőhelyeken nagy valószínűséggel a tömegesen megjelent amurgéb volt az oka a lápi póc eltűnésének.

Halfajok	Élőhelyek	Ammónia-N $\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/l)		Nitrit NO_2^- (mg/l)	
		intervallum	átlag	intervallum	átlag
<i>Umbra krameri</i>	I., III., IV., VI., VII. sz. Illés-tavak	0,00- 0,02	0,00	0,00- 0,50**	0,15
	Recens természetes élőhelyek *	0,00-0,01	0,00	0,01-0,40	0,15
<i>Misgurnus fossilis</i>	I., III., VI., VII. sz. Illés-tavak	0,00-0,02	0,00	0,00-0,35	0,14
	Recens természetes élőhelyek*	0,00-0,05	0,01	0,00-0,40	0,15
<i>Carassius carassius</i>	I., IV., VI., VII. sz. Illés-tavak	0,00-0,02	0,00	0,00- 0,50**	0,16
	Recens természetes élőhelyek*	0,00-0,05	0,00	0,01-0,40	0,15
A lápi póc számára nem megfelelő élőhelyek	II., V. és VIII. sz. Illés-tavak	0,00- 0,04	0,01	0,00- 0,70	0,27
	Egykori lápi póc élőhelyek*	0,00- 0,05	0,02	n.a.	n.a.

* Az élőhelyek neveit lásd az M1. táblázatban.

** A magas értékeket a IV. sz. Illés-tóban mértem. Ennél az élőhelynél magas nitrit koncentráció esetén a halaknak lehetőségük nyílik átúszni a szomszédos, természetes 2. sz. Pócos-tóba. Utóbbi vízben a mérés időpontjában (2014. április-május folyamán) kisebb (0,40 mg/l) volt a nitrit koncentráció.

11. táblázat. A Szadai Mintaterület tavainak vízminőségi jellemzői (2008-2016). A lápi póc természetes élőhelyeinek referencia intervallumain (lásd a 3. táblázatot) kívül eső értékek félkövéren szedve.

Lápi halak számára megfelelő, szubmerz hínárvegetáció uralta vizek (2008-2016) (I., III., IV., VI. és VII. sz. Illés-tavak)									
	pH	Vezető- képes- ség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Foszfát- P $\text{PO}_4\text{-P}$ (mg/l)	Ammónia- N $\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/l)	Ammónium NH_4^+ (mg/l)	Nitrit NO_2^- (mg/l)	Nitrát NO_3 (mg/l)	Hőmér- séklet ($^{\circ}\text{C}$)	Oldott O_2 (mg/l)
Minimum:	7,0 0	470	0,0	0,00	0,05	0,00	0,0	0,2	0,4
Maximum:	8,9 1	1550	1,8	0,02	0,70	0,50	70,0	29,5	19,3
Átlag:	7,6 0	1010	0,4	0,00	0,18	0,14	11,0	16,4	5,0
Referencia interval- lumon kívül eső értékek száma és aránya (db/%):	1	26	0	1	0	2	9	0	4
	1%	21%	0%	2%	0%	2%	7%	0%	3%
Lápi halak számára alkalmatlan, ciano-, vagy kénbaktériumok, vagy fonalas zöldalga dominálta vizek (2008-2016) (II., V. és VIII. sz. Illés-tavak)									
Minimum:	7,0 0	600	0,0	0,00	0,05	0,00	0,0	0,5	1,1
Maximum:	8,8 7	2410	3,0	0,04	6,00	0,70	60,0	24,0	13,7
Átlag:	7,6 6	1142	0,6	0,01	0,22	0,27	13,0	14,2	5,8
Referencia interval- lumon kívül eső értékek száma és aránya (db/%):	0	12	2	2	1	8	6	0	1
	0%	34%	6%	11%	3%	23%	17%	0%	3%

4.3.2. Vegetáció

A nád és a mocsári vegetáció néhány év alatt spontán kolonizálta a létrehozott tavak partjait, az erősen árnyékolt II., V. és VIII. sz. Illés-tó esetében azonban továbbra is gyér és – a II. sz. Illés-tó kivételével – fajszegény is maradt a növényzet. Az Illés-tavakon a leggyakoribb fajok a mocsári sás (*Carex acutiformis*), a magas aranyveszsző (*Solidago gigantea*) és a nád (*Phragmites australis*). 2016-ban az átlagos fajszám 16 volt.

Az I. sz. Illés-tó vegetációjának fejlődését rendszeresen monitoroztuk. 2008 és 2016 között a vízi és vízparti edényes flóra fajszáma közel négyszeresére (5-ről 19-re) nőtt. A vegetáció Borhidi-féle természetessége 2010-re átmenetileg lecsökkent, melynek oka, hogy a bolygatás (tó kialakítása) következtében az első két évben számos természetes zavarástűrő faj (DT; pl. csomós ebír - *Dactylis glomerata*,

lándzsás útifű - *Plantago lanceolata*, fehér here - *Trifolium repens*) jelent meg. 2016-ra a természetességet jelző fajok aránya 61%-ra nőtt, mely közelít a természetközeli élőhelyekre jellemző értékekhez ($\geq 70\%$ -os részesedés). A folyamatosan jelen lévő kompetitor fajok (C) közül a mocsári sás és a nád érdemel említést. A szukcessziós folyamat során új generalista (G) fajok is megjelentek (pl. vízi menta - *Mentha aquatica*; réti fűzény - *Lythrum salicaria*). A tó helyén eredetileg fajszegény, az idegen kompetitor magas aranyvessző (AC) által dominált növényközösség volt, mindössze öt fajjal (M7. táblázat, M3. ábra).

Az I. sz. Illés-tavon a flóralista alapján számolt Borhidi-féle nitrogénigény átlagértéke 2009 és 2016 között 7%-kal (NB = 6,0-ról 5,6-ra) csökkent, mely a környezet kismértékű tápanyagsökkenését jelzi (M8. táblázat). Néhány év alatt a betelepített tócsagaz az I. és a VII. sz. Illés-tavakból kipusztult, a VI. sz. Illés-tóban pedig – 90%-os *Cladophora* sp. borítás mellett – állománya töredékére csökkent a korábbihoz képest (M9. táblázat). 2010. szeptember 7-én két tőzegpáfrányos (*Thelypteris palustris*) úszóláp-darabot (0,3-0,3 m²) mentettünk/telepítettünk át a Ráckeve-Soroksári Dunaág feltöltésre ítélt lápjáról (Czuczor-sziget Természetvédelmi Terület) az I. sz. Illés-tóba. Feltételezhető, hogy az először 2012-ben megtalált közönséges rencét (*Utricularia vulgaris*) az úszóláp-darabokkal hurcoltuk be. Áttelepítettünk továbbá két tő lápi csalánt (*Urtica kioviensis*) és elszórtuk a villás sás (*Carex pseudocyperus*) 500 magját, azonban ezek a növények és a tőzegpáfrányok sem maradtak meg (M7. táblázat). Az Illés-tavakon a *Cladophora* sp. borítása átmeneti növekedést (50-100%) követően – az V. és a VI. sz. Illés-tó kivételével – 0-3% közé csökkent (M9. táblázat).

4.3.3. Gerinctelen makrofauna

Telepítés előtti, előzetes monitoring eredmények

A Szadai Mintaterület tavain a gerinctelen makrofauna egyedszám szélsőértékei 38-323 ind./mintavétel voltak, mely a természetes élőhelyeken mért intervallumhoz (38-236 ind./mintavétel, ld. 6. táblázat) hasonló volt. A taxonszám szélső értékei a pócós élőhelyeken 9 és 27 taxon/mintavétel volt, az Illés-tavakban pedig 12 és 19 taxon/mintavétel közé estek (12. táblázat, 14. ábra). Az Illés-tavakon a gerinctelen makrofauna Simpson-féle diverzitás (1-D) értékei a rossz vízminőségű élőhelyek (II., V. és VIII. sz. Illés-tavak) kivételével mind meghaladták a természetes vizeken mért legalacsonyabb értéket (Ócsai Tájvédelmi Körzet: 0,73; lásd: 7. ábra).

12. táblázat. Gerinctelen makrofauna abundancia és taxonszám adatok a Szadai Mintaterületen a lápi hal telepítések előtt.

	Mintavétel időpontja	Gerinctelen makrofauna abundancia (és taxonszám) / mintavétel
I. sz. Illés-tó	2009. 06.	149 (18)
II. sz. Illés-tó	2012. 07.	38 (12)
III. sz. Illés-tó	2010. 06.	73 (18)
IV. sz. Illés-tó	2010. 05.	65 (18)
V. sz. Illés-tó	2012. 07.	323^a (19)
VI. sz. Illés-tó	2011. 06.	98 (14)
VII. sz. Illés-tó	n.a.	n.a.
Intervallum:	---	<i>38-323 (12-19)</i>
Természetes élőhelyek intervallumai ^b :	---	<i>38-236 (9-27)</i>

^a A természetes élőhelyekre jellemző intervallumon kívül eső érték.

^b Lásd a 6. táblázatot.



14. ábra. Gerinctelen makrofauna monitoring az I. sz. Illés-tavon
(fotó: Tatár Sándor).

13. táblázat. A leggyakoribb (előfordulás $\geq 75\%$, azaz a vizsgált élőhelyek több mint háromnegyedében előfordul az adott taxon) és a legnagyobb abundanciájú (átlagos egyedszám ≥ 10 egyed/mintavétel) gerinctelen makrofauna taxonok a lápi póc természetes élőhelyein és a Szadai Mintaterület Illés-tavain május-június folyamán. Az első felmérések időpontjai az Illés-tavak esetében: I.: 2008, II.: 2010, III.: 2012, IV.: 2009, V.: 2012, VI.: 2012. A részletes adatokat és az első felmérések pontos időpontjait lásd az M12. táblázatban.

Főtaxon	Taxon csoport	Taxon	Szennyezés tolerancia mutató*	Természetes lápi póc élőhelyek		“A” csoport Lápi halak számára megfelelő I., III., IV., VI., VII. sz. Illés-tavak				“B” csoport Lápi halak számára alkalmatlan II., V., VIII. sz. Illés-tavak			
				Előfordulás (%)	Átlagos egyedszám (db)	Előfordulás (%)	Előfordulás (%)	Átlagos egyedszám (db)	Átlagos egyedszám (db)	Előfordulás (%)	Előfordulás (%)	Átlagos egyedszám (db)	Átlagos egyedszám (db)
						1. felmérés**	2015. 05.	1. felmérés	2015. 05.	1. felmérés**	2015. 05.	1. felmérés	2015. 05.
Crustacea	Malacostraca (Isopoda)	<i>Asellus aquaticus</i>	4	82	11	100	20	5	1	50	0	23	0
Insecta	Diptera	<i>Chironomidae</i> <i>Gen. sp.</i>	2, 3	55	12	100	60	10	12	100	100	50	72
Insecta	Ephe-meroptera	<i>Cloeon dipterum</i>	6	36	2	75	60	14	16	50	67	1	19
Crustacea	Malacostraca (Amphipoda)	<i>Gammarus roeseli</i>	5	9	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	Gastropoda	<i>Physella acuta</i>	3	9	1	75	20	9	3	0	0	0	0
Insecta	Heteroptera	<i>Notonecta sp.</i>	5	9	0	100	80	2	3	100	33	4	1
Insecta	Diptera	<i>Chaoboridae</i> <i>Gen. sp.</i>	3	0	0	0	0	0	0	50	0	15	0
Insecta	Diptera	<i>Chaoborus</i> <i>Gen. sp.</i>	3	0	0	0	60	0	2	0	100	0	11
Insecta	Odonata	<i>Aeshna cyanea</i>	6	0	0	25	60	1	4	0	100	0	7

Főtaxon	Taxon csoport	Taxon	Szennyezés tolerancia mutató*	Természetes lápi póc élőhelyek		“A” csoport Lápi halak számára megfelelő I., III., IV., VI., VII. sz. Illés-tavak				“B” csoport Lápi halak számára alkalmatlan II., V., VIII. sz. Illés-tavak			
				Előfordulás (%)	Átlagos egyed-szám (db)	Előfordulás (%) 1. felmérés**	Előfordulás (%) 2015. 05.	Átlagos egyedszám (db) 1. felmérés	Átlagos egyed-szám (db) 2015. 05.	Előfordulás (%) 1. felmérés**	Előfordulás (%) 2015. 05.	Átlagos egyed-szám (db) 1. felmérés	Átlagos egyed-szám (db) 2015. 05.
Insecta	Odonata	<i>Aeshnidae Gen. sp.</i>	---	0	0	50	0	6	0	50	0	45	0
Insecta	Odonata	<i>Sympetrum sanguineum</i>	7	0	0	75	0	21	0	50	0	1	0
Insecta	Coleoptera	<i>Hydroporus planus Ad.</i>	5	0	0	25	0	1	0	50	33	16	0,3
Insecta	Coleoptera	<i>Hydroporus sp. Ad.</i>	5	0	0	0	0	0	0	50	33	12	2

* A szennyezés tolerancia skála 1-10-ig terjed, 1: extrém szennyezéstűrő taxon, 10: szennyezésre extrém módon érzékeny taxon (ld. GABRIELS et al. 2010). ** A VII. és a VIII. sz. Illés-tavak esetében csak egy felmérés készült, 2015. májusában, ezért az első felmérések előfordulási gyakoriságába ezen élőhelyeket nem számoltam bele.

Utó-monitoring eredmények

Vizsgálataink azt mutatják, hogy a gerinctelen makrofauna egyed- és taxonszámai döntően a természetes élőhelyek intervallumai közé esnek a Szadai Mintaterület vizeiben. Ez alól kivételek voltak a II., IV. és V. sz. Illés-tavak a taxonszám, a VII. sz. Illés-tó pedig az abundancia érték tekintetében (14. táblázat). A gerinctelen makrofauna egyes taxonjai igen rövid idő alatt megtelepedtek. Példaként említhető, hogy közvetlenül a tócsagaz telepítését követően a szitakötők rászálltak petét rakni a hínár vízfelszínét érintő sallangleveleire (M12-14. ábrák).

2008-2015 között a lápi halak számára megfelelő (I., III., IV., VI. és VII. sz.) Illés-tavakban az *Asellus aquaticus* előfordulási gyakorisága 100%-ról 20%-ra csökkent, a *Chaoborus* sp. előfordulási gyakorisága pedig 0-ról 60%-ra nőtt. 2015-ben ezen vizekben a leggyakoribb fajok a hanyattúszó poloska (*Notonecta* sp.), a kétszárnyúak (*Chironomidae* sp., *Chaoborus* sp.), az elevevő kérész (*Cloeon dipterum*) és a sebes acsa (*Aeshna cyanea*) voltak (13. táblázat, M12 táblázat). Említésre méltó az *Athripsodes aterrimus*, Leptoceridae családba tartozó tegzes faj 2012. júniusi jelenléte a IV. sz. Illés-tóban. Ez a faj kizárólag tiszta vizekben szokott előfordulni (lásd Gabriels et al. 2010 szennyeződés-érzékenységi besorolását). Ebben az évben alacsony tápanyag-koncentrációkat mértem a vízben (DIN: 0,56 mg/l, foszfát: 0,2 mg/l). Az I. és a IV. sz. Illés-tavakban a szitakötők (Odonata) taxon- és egyedszámának csökkenését, ezen belül is a közepes és nagy lárvaméretű (24-51 mm) fajok eltűnését figyeltem meg (15a. ábra). A rossz vízminőségű (II., V. és VIII. sz.) Illés-tavakban a kétszárnyúak (árvaszúnyogok, *Chaoborus* sp.) és a sebes acsa fordult elő a leggyakrabban.

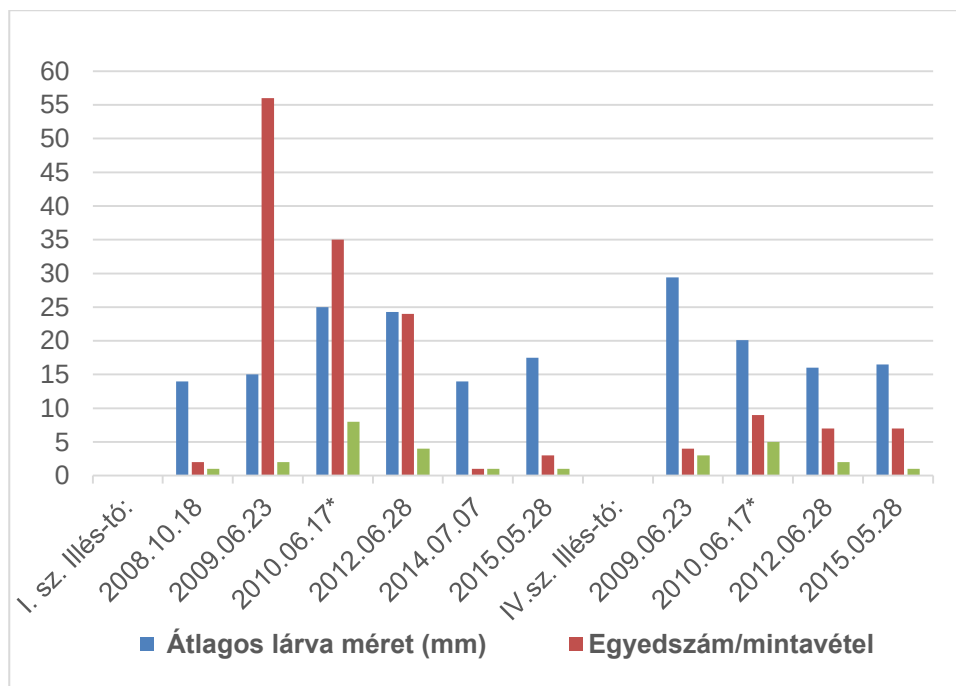
A Szadai Mintaterületen a legnagyobb abundanciával az árvaszúnyogok és az elevevő kérész rendelkeztek. A lápi póc természetes élőhelyein általában nagy egyedszámban előforduló tüskés bolharákat nem találtuk meg a területen. Ugyanakkor az Illés-tavakra jellemző sebes acsa, az alföldi szitakötő (*Sympetrum sanguineum*) és a *Chaoborus* fajok a természetes élőhelyekről hiányoztak (13. táblázat, M12. táblázat).

14. táblázat. Gerinctelen makrofauna abundancia és taxonszám adatok a Szadai Mintaterületen a haltelepítéseket követően. A II. és V. sz. Illés-tóban nem maradtak meg a lápi halak, a VIII. sz. Illés-tóba pedig nem történt telepítés.

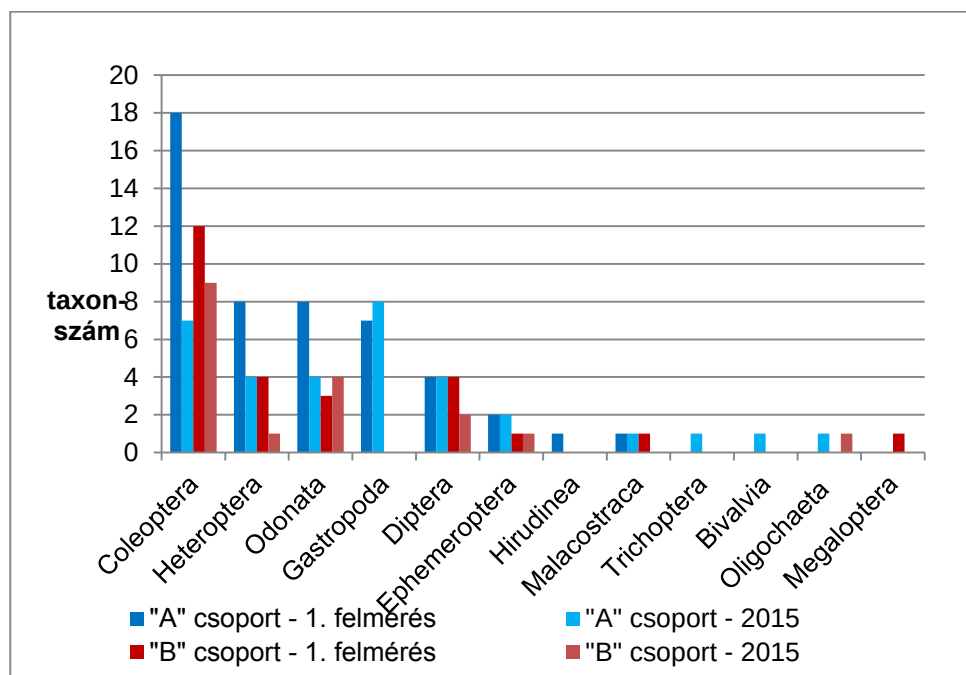
	Mintavétel időpontja	Gerinctelen makrofauna abundancia (és taxonszám) / mintavétel
I. sz. Illés-tó	2015. 05.	80 (9)
II. sz. Illés-tó	2015. 05.	52 (8 ^a)
III. sz. Illés-tó	2015. 05.	111 (16)
IV. sz. Illés-tó	2015. 05.	77 (7 ^a)
V. sz. Illés-tó	2015. 05.	104 (7 ^a)
VI. sz. Illés-tó	2015. 05.	44 (9)
VII. sz. Illés-tó	2015. 05.	32 ^a (11)
VIII. sz. Illés-tó	2015. 05.	219 (13)
Természetes élőhelyek intervallumai ^b :	-	38-236 (9-27)

^a A természetes élőhelyekre jellemző intervallumon kívül eső érték.

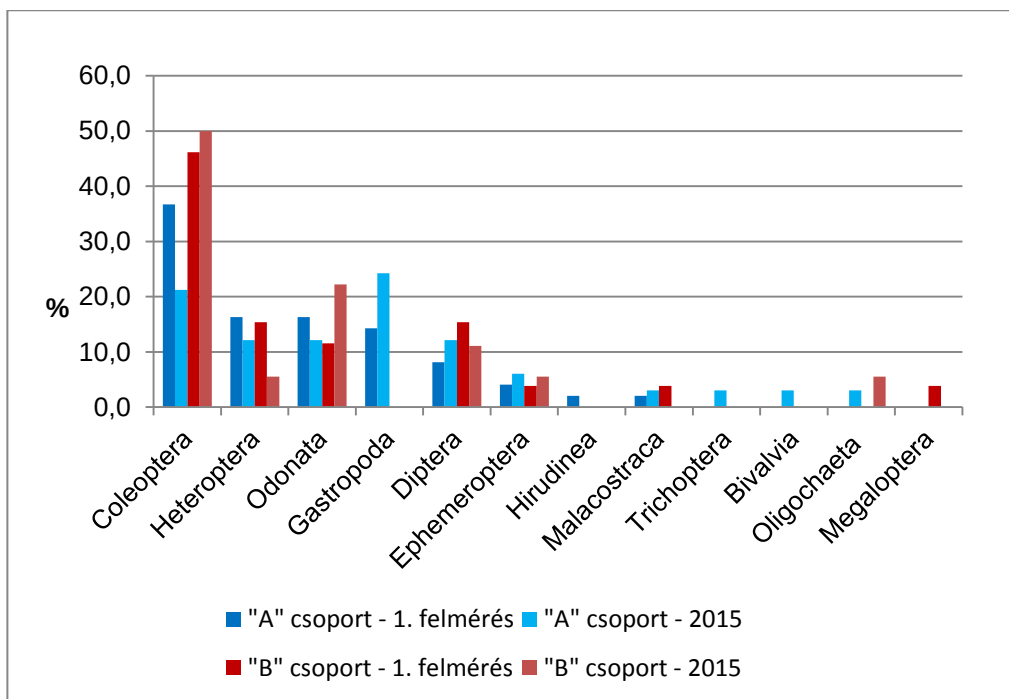
^b Lásd a 6. táblázatot.



15a. ábra. A szitakötő (Odonata) lárva populációk abundanciájának és fajgazdagságának alakulása a lápi hal telepítések előtt (2008-2009) és a telepítéseket követően (*2010-től) az I. és a IV. sz. Illés-tavakon.



15b. ábra. Gerinctelen makrofauna rendszertani csoportok taxonszámait Szadai Mintaterület lápi halak számára alkalmas ("A" csoport: I., III., IV., VI. és VII. sz. Illés-tavak) és alkalmatlan ("B" csoport: II., V. és VIII. sz. Illés-tavak) helyettesítő élőhelyein. Az 1. tavaszi vagy nyári felmérések időpontjait lásd az M12. táblázatban. A VII. és VIII. sz. Illés-tavak esetében csak 2015-ben történt vizsgálat. Az 1. felmérés és a 2015-ös vizsgálat között a vizek korától függően 3-6 év telt el.



15c. ábra. Gerinctelen makrofauna rendszertani csoportok részesedése taxonok előfordulási adatai alapján a Szadai Mintaterület lápi halak számára alkalmas ("A" csoport: I.III., IV., VI. és VII. sz. Illés-tavak) és alkalmatlan ("B" csoport: II., V. és VIII. sz. Illés-tavak) helyettesítő élőhelyein. Az 1. tavaszi vagy nyári felmérések időpontjait lásd az M12. táblázatban. A VII. és VIII. sz. Illés-tavak esetében csak 2015-ben történt vizsgálat. Az 1. felmérés és a 2015-ös vizsgálat között a vizek korától függően 3-6 év telt el.

4.4. Veszélyeztetett állományok mentése, szaporítása és ivadéknevelése

2010-ben összesen 42 lápi pócot mentettünk három veszélyeztetett élőhelyről (Gőgő-Szenke patak, Czuczor-sziget, 2. sz. Pócos-tó; 16. ábra, 17. ábra). A befogott anyahalakat természetszerű szaporítási eljárással és hormonálisan indukált szaporítással próbáltuk leszaporítani laboratóriumban (15. táblázat).



16. ábra. Laboratóriumi szaporításra befogott (mentett) lápi póc anyahalak és a mesterségesen szaporított, telepített ivadékok száma 2010 és 2014 között. A Ráckevei-Dunaágba telepített 378 pócból 257 db a III. sz. Illés-tó természetes szaporulatából származott. A laboratóriumban nevelt 1186 db ivadékot (gőgő-szenkei, ráckevei-dunaági és 2. sz. pócos-tavi populációk) az I., III., IV., VI. és VII. sz. Illés-tavakba telepítettük

* 13 anyahalat a IV. sz. Illés-tóból fogtuk be, mely kapcsolatban áll a 2. sz. Pócos-tóval.

** Az I., III., VI. és VII. sz. Illés-tavakból összesen 37 anyahalat szállítottunk el szaporításra.



17. ábra. Lápi póc befogás a Gőgő-Szenkén, 2010 tavaszán (fotó: Tatár Sándor).

15. táblázat. A mentett lápi póc anyahalak útja a befogástól a kitelepítésekig.

Rövidítések: $N_{\text{bef.}}$: befogott halak száma, $M_{\text{akkl.}}$: akklimatizációs időszak alatti mortalitás, $N_{\text{szap.}}$: laboratóriumi szaporításhoz felhasznált egyedek száma, $M_{\text{szap.}}$: szaporítást követő mortalitás, $N_{\text{telep.}}$: szaporítást követően kihelyezett anyahalak száma.

	Mentés és szaporítás			Telepítés			Hely- szín	
	Időpont	Nbef.	Makkl.	Nszap.	Mszap.	Ntelep.		Időpont
Göggő- Szenke patak	2010. 04. 02.	15	2	13	-	13	2010. 04. 06.	I. sz. Illés- tó
2. sz. Pócos-tó	2010. 04. 06.	6	2	4	-	4	2010. 05. 31.	IV. sz. Illés- tó
Czuczor- sziget TT	2010. 09. 07./16.	21	12	9	1	8	2011. 06. 07.	III. sz. Illés- tó
Összesen:		42	16	26	1	25	---	---

A kezelés nélküli, természetes fényviszonyon és hőmérsékleten tartott halak rövid idő alatt párokba álltak a Raschel-hálók alatt, és leívtak a szaporítókádak aljára (M14. ábra). A kelési idő 8-13 nap volt (13-14 °C-on), a lárvák az ikrarakástól számítva 23-24 nap elteltével kezdtek táplálkozni. Vizsgálataink alapján az ikrából kikelő lárvák akár 6 napos periódusban is kelhetnek, azonban a nem táplálkozó lárvaszakasz hossz 1 napos különbséggel azonos az ikrakerakási időtől számolva. A lárvák egy része a nem táplálkozó szakaszban függeszkedett, míg nagyobbik részük az akvárium alján feküdt el (16. táblázat, 18. ábra, M19-21. ábra). Az indukált szaporítást három esetben, kétféle módon (pontyhipofízissel és hCG-vel is) megpróbáltuk (M17. és M18. ábra), de az eljárások sikertelenek voltak.

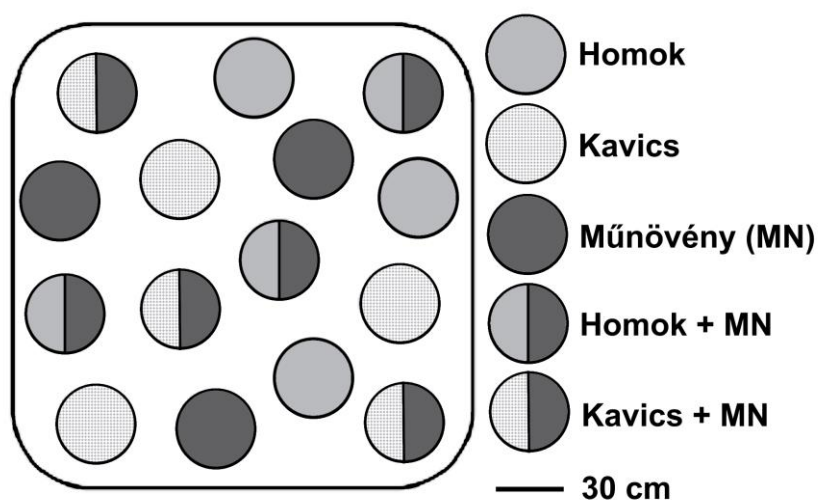
16. táblázat. A lápi póc embrió-, és lárvafejlődésével összefüggő paraméterek adatai.

Forrás	Ikra átlagátmérő (mm; min-max)	Víz hő (°C)	Kelési idő (nap)	Frissen kelt lárvahossz (mm)	Táplálkozásu kat megkezdő lárvák	
					nap	mm
Geyer (1940, cit. Sallai, 2005)	1,93 (1,84-2,00)	12,5-13,0	10	6,0	n.a.	9,2
Bohlen (1995)	1,70-1,80 (1,55-1,95)	13,0 16,0	10 6	n.a.	n.a.	7,5
Kováč (1995, 1997)	1,46 (1,34-1,58)	15,8 (11,0- 20,8)	7-10	3,9-4,0	27	8,4- 8,6
Saját vizsgálatok	1,76±0,08 (1,64-1,99)	14,0 13,0	8-9 10-13	5,3±0,3 (4,8-5,9)	23-24	7,5± 0,3



18. ábra 2 napos ikrák (balra fent), lárva közvetlenül a kelést követően (középen fent), 3 napos nem táplálkozó lárva szikzacskóval (jobbra fent) és egy hetes táplálkozó lárvák, *Artemia*-val telt sárgás gyomortartalommal (keléstől számítva 17 napos lárvák - nagy kép)

Ívóhely preferencia vizsgálataink célja annak tisztázása volt, hogy a póc mely reprodukciós guildbe tartozik. A betelepített 3 nőstény mindegyike a felkínált 5 féle aljzat, homok, kavics, műnövény, homok+műnövény és kavics+műnövény közül az utolsó aljzatot választotta ki, kettő le is ívott rá (194 és 356 db ikrá/nőstény; 19. ábra). Fontos kiemelni, hogy termékenyülési % értéket nem számolhattunk a természetes szaporításnál, ugyanis a nem termékeny ikraszemeket a fészket őrző ikrások egyből eltávolítják, így csak a 100%-ban fejlődő, embriókat tartalmazó ikraszemeket lehet leszámolni.

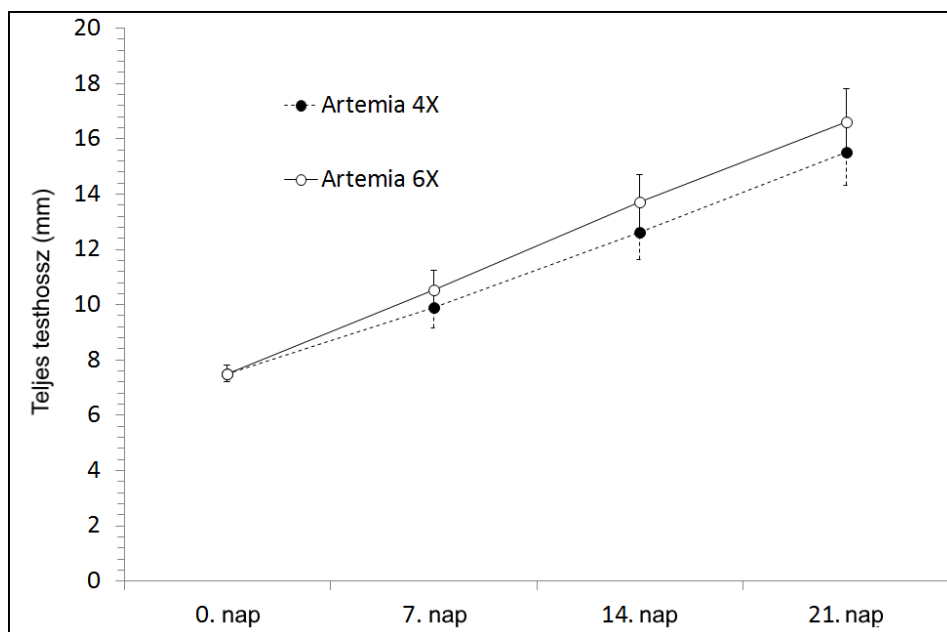


19. ábra. A lápi póc anyahalaknak felkínált ívási szubsztrátok az ívóhely preferencia kísérletben.

A lápi póccal kétféle táplálkozási és lárvanevelési kísérletet végeztünk el. Az első kísérletben vizsgáltuk az etetési gyakoriságok hatását a növekedésre és a megmaradásra. A második kísérletben vizsgáltuk a tápra szoktathatóság lehetőségét, mely a kontrollált nevelést lehetővé teszi. A "B" csoport (6 etetés/nap) szignifikánsan igazolhatóan ($p < 0,05$) nagyobb végső testhosszt ért el (min-max: 13-18,7 mm), mint az "A" csoport (4 etetés/nap; min-max: 11,1-17,9 mm); a megmaradásban nem mutatkozott különbség (20. ábra, 17. táblázat). A póc lárvák a tápot nem fogadták el, a tápon nevelt csoportok növekedése elmaradt a tisztán élő táplálékon nevelt, *Artemia*-s csoporttal szemben (18. táblázat).

A védett környezetben nevelt lápi pócok augusztus elejére jelentősen nagyobb (47 mm-es) átlag standard testhosszt értek el, mint az Illés-tavak 2011 tavaszi szaporulatának ugyanilyen korú ivadékai (27 mm). 157 napon, szeptemberre már jól elkülöníthetővé váltak a nemek. A nőstények jóval teltebbek voltak, mint a hímek, jelezve, hogy hasonlóan a széles kárászhoz és a réti csíkhhoz, egyévesen már elérhetik az ivarérettséget. A pócok növekedése ősze számottevően meghaladta (55 mm) a hazai természetes vizekből közölt értékeket (20-38 mm; ld. JÁSZFALUSI 1950, GUTI 1987, HOITSY 1994, WILHELM 2003, WEIPERTH et al. 2009; 21. ábra).

2010-2014 folyamán 42 mentett ivarérett hal és az Illés-tavakból befogott további 50 anyahal szaporítása révén összesen 1457 különböző korú utódot (ivadék, előnevelt, kifejlett egyed) sikerült előállítanunk és felnevelnünk a fentiekben ismertetett, kezelés nélküli eljárással és élő takarmány biztosításával (20. táblázat).



20. ábra. A lápi póc növekedési üteme kétféle etetési gyakoriság esetén.

17. táblázat. A lápi póc etetési gyakoriság kísérleti adatainak összefoglaló táblázata (átlag $\pm$ SD).

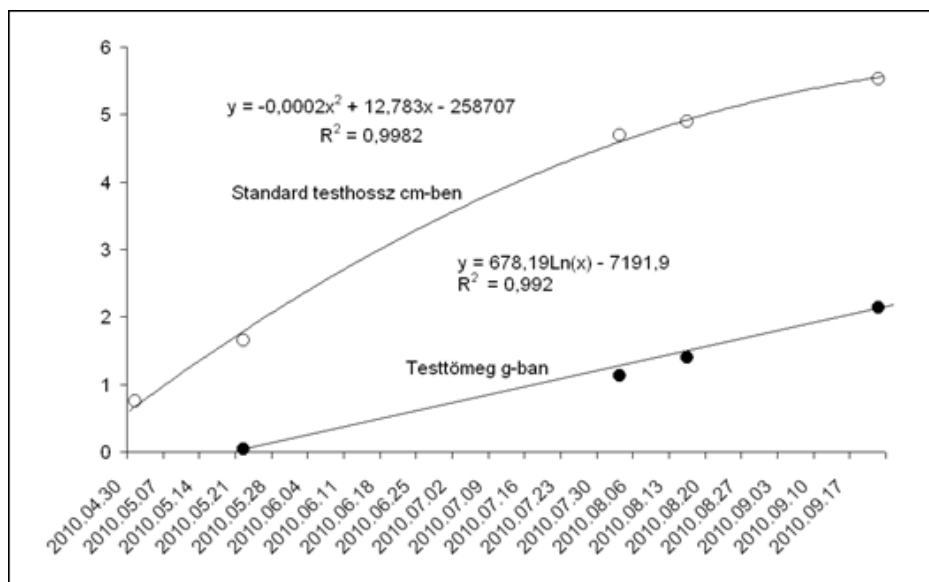
* csoportátlagok

	Artemia 4×/nap (“A” csoport)	Artemia 6×/nap (“B” csoport)	Szignifi- kancia szint (P)
Lárva sűrűség (db/liter)	30	30	---
Kiinduló standard testhossz (mm)	7,5 $\pm$ 0,3		---
Befejező standard testhossz (mm)	15,5 $\pm$ 1,2	16,6 $\pm$ 1,1	<0,001
Növekedési ráta (mm/nap)*	0,38 $\pm$ 0,03	0,43 $\pm$ 0,01	0,184
Befejező testtömeg (mg)*	34,4 $\pm$ 2,4	44,4 $\pm$ 1,4	0,292
K faktor a kísérlet végén*	0,92 $\pm$ 0,17	0,97 $\pm$ 0,02	0,628
Túlélési ráta (%)*	95 $\pm$ 2,5	93,3 $\pm$ 3,8	0,583

18. táblázat. A lápi póc etetési stratégiák kísérleti adatainak összefoglaló táblázata (átlag $\pm$ SD; $P \leq 0,05$). Artemia: etetés kizárólag *Artemia salina* lárvával (kontroll csoport); A10T: az első 10 napban etetés *Artemia* naupliusszal, majd átmenettel tápra szoktatás; A5T: az első 5 napban etetés *Artemia* naupliusszal, majd fokozatos tápra szoktatás. Az eltérő betűk (a, b, c) szignifikáns különbségeket jeleznek.

	Artemia	A10T	A5T
Kiinduló standard testhossz (mm)	7,2 $\pm$ 0,28		
Befejező standard testhossz (mm)	15,1 $\pm$ 1,39 ^a	12,8 $\pm$ 1,31 ^b	11,4 $\pm$ 1,32 ^c
Befejező testtömeg* (mg)	37,7 $\pm$ 10,00 ^a	18,1 $\pm$ 1,20 ^b	13,7 $\pm$ 4,00 ^b
Túlélési ráta* (%)	80,0 $\pm$ 6,60 ^{ab}	85,0 $\pm$ 2,50 ^a	69,2 $\pm$ 5,20 ^b

* csoportátlagok.



21. ábra. A tanszéki tóban nevelt lápi pócok növekedése.

4.5. Lápi halak telepítése és monitoringja a helyettesítő élőhelyeken

Telepítések

2009-2013 folyamán az I., II., III., V., VI. és VII. sz. Illés-tavakba réti csík (400 előnevelt ivadék + 70 ivadék) és széles kárász (470 ivadék) telepítéseket végeztünk részben túlélési vizsgálat céljából, indukált szaporításból származó és védett körülmények között nevelt szaporulatból. Mindkét halfajnál májusban szaporított, előnevelt ivadékokat helyeztünk ki (19. táblázat). A tesztelés népesítési sűrűsége réti csík esetében 0,3 - 3,3 egyed/m³, széles kárász esetében pedig 0,3 - 5,7 egyed/m³ között volt.

A monitoring eredmények alapján a kihelyezett halak a II. és az V. sz. Illés-tó kivételével megmaradtak (21. táblázat), ezért a többi tóba lápi pócokat is telepítettünk (23. ábra). 2010 és 2014 között összesen 1186 tanszéken szaporított pócot helyeztünk ki a Szadai Mintaterületen, melyből 406 előnevelt ivadék (20-43 napos), 735 ivadék (44-135 napos) és 45 adult egyed (>186 napos) volt (20. táblázat, 22. ábra, M24. és M25. ábra).



22. ábra. 39 napos előnevelt ivadék (származás: gőgő-szenkei állomány)
(Fotó: Posztós Csaba).



23. ábra. Az első lápi póc telepítés a Szadai Mintaterületen (2010. május 31.)
(Fotó: Tatár Sándor).

19. táblázat. Laboratóriumban szaporított és nevelt halak telepítési adatai a Szadai Mintaterületen (2009-2013).

Telepített halfaj	Telepítések időpontjai	Egyedszám (db)	Méret (cm)	Telepített víz neve
<i>Misgurnus fossilis</i>	2009. 09. 17.	50	10,0	I. sz. Illés-tó
	2011. 10. 14.	20	5,0-7,0	VI. sz. Illés-tó
	2012. 06. 06.	200	1,0	II. sz. Illés-tó
		200	1,0	III. sz. Illés-tó
	2013. 09. 17.	50	10,0	VII. sz. Illés-tó
<i>Carassius carassius</i>	2009. 11. 26.	50	5,0	I. sz. Illés-tó
	2011. 10. 14.	50	2,0-3,5	VI. sz. Illés-tó
	2012. 08. 29.	58	1,0-1,5	VI. sz. Illés-tó
		342	1,0-1,5	V. sz. Illés-tó
	2013. 09. 17.	20	2,0-3,0	VII. sz. Illés-tó
<i>Tinca tinca</i> *	2010. 09. 16.	7	2,0-3,0	III. sz. Illés-tó
	2011. 03. 17.	2**	3,3; 6,9	IV. sz. Illés-tó

* A Czuczor-szigetről mentett halfaj, mely a monitoring adatok alapján nem élt túl a helyettesítő élőhelyeken.

** A halakat a III. sz. Illés-tóból telepítettük át.

20. táblázat. Lápi póc mentések és mesterséges körülmények között szaporított és nevelt pócok telepítési adatai. Illés-tavak: Szadai Mintaterület.

Mentett/ befogott halak			Telepített ivadékok				
Helyszín	Idő- pont	N (ikrás; tejes)	Helyszín	Időpont	N	Élet- kor (nap)	SL ^a (cm)
Göggő-Szenke patak (Nagyszekeres)	2010. 04. 02.	15 (8; 7)	Göggő-Szenke patak	2010. 05. 27.	100	39	1.5-
				2010. 05. 31.	103	43	2
			I. sz. Illés-tó	2010. 09. 22.	25	187	1.5-
			I. sz. Illés-tó	2010. 10. 12.	50	208	2
			Göggő-Szenke patak				3-5 3-6
2. sz. Pócos-tó (Szada)	2010. 04. 06.	6 (2; 4)	IV. sz. Illés-tó	2010. 05. 31.	33	43	1.5- 2
Czuczor-sziget Természet- védelmi Terület*	2010. 09. 07. és 09. 16.	21 (9; 12)	VI. sz. Illés-tó	2011. 10. 14.	20	188	3-5
			Czuczor-sziget	2011. 08. 10.	114 ^b	~131	2-3
			Csupics-sziget ^c	2011. 09. 28.	143 ^b	~180	2-3
				2012. 06. 12.	121	429	5-7
III. sz. Illés-tó (czuczor-szigeti populáció)	2011. 03. 17. és 04. 07.	17 (6; 11)	III. sz. Illés-tó	2011. 08. 10.	41	123	2-3
IV. sz. Illés-tó (2. sz. pócos- tavi populáció)	2012. 03. 21.	13 (4; 9)	IV. sz. Illés-tó	2012. 05. 29.	371	55	2
I. sz. Illés-tó (göggő-szenkei populáció)	2012. 05. 03.	4 (2; 2)	VII. sz. Illés-tó	2014. 05.	190	20	1.5
				14., 06. 13.	80	30	1.5
	2013. 04. 04. és 12.	16 (4; 12)	I. sz. Illés-tó	2013. 06. 18.	323	67	2.5
Összesen:	2010- 2013	92^d	3 természetes és 5 helyettesítő élőhely	2010-2014	1714 (528+ 1186)	20- 429	1,5- 7,0

^a Standard testhossz

^b A III. sz. Illés-tóba telepített, mentett anyahalak természetes szaporulatának egyedei

^c A Csupics-sziget (N47°16'02", E18°58'57") a részben feltöltött Czuczor-szigethez közeli, hasonló élőhely

^d Mivel a szaporítások után a természetes élőhelyekről mentett anyahalakat az I., III. és IV. sz. Illés-tavakba kihelyeztük, a 2011-2013 folyamán ezen tavakból szaporítás céljára befogott példányok vagy megegyeztek ezekkel, vagy ezek utódai voltak.

* Ráckevei-Dunaág Natura 2000 terület, HUDI20042, Szigetszentmiklós

** Ráckevei-Dunaág Natura 2000 terület, Szigetcsép

Monitoring eredmények

Az előzetesen megfelelőnek ítélt I., III., IV., VI. és VII. sz. Illés-tavakban a telepített halak megmaradtak, az átlagos visszafogási arány 14% volt a lápi póc, 14% a széles kárász és 7% a réti csík esetében (M32. ábra). A lápi póc természetes szaporulatát (ivadékait) sikerült kimutatnunk a VI. sz. Illés-tó kivételével az összes vízben, kettőben (az I. és IV. sz. Illés-tavakban) pedig a széles kárász is leírvott (M28. ábra). A III. sz. Illés-tóban már az ivarérett halak telepítését követő évben fogtunk póc ivadékokat. 2010 és 2015 szeptembere között összesen 368 póc és 57 széles kárász ivadékokat sikerült kimutatnunk az Illés-tavakban (21. táblázat, M29. ábra). A VI. sz. Illés-tó (24. ábra) esetében csak közvetett bizonyítékot találtunk az ívásra: a 2016 áprilisában befogott nőstény egyedek egy része szemmel láthatóan már lerakta ikráit.



24. ábra. Halfaunisztikai monitoring a VI. sz. Illés-tavon, 2015 májusában
(fotó: Tatár Sándor).

A legnagyobb lápi póc szaporulat a gazdag vízi növényzettel, és – a közepén kialakított kis sziget miatt – a legnagyobb partszegély/vízfelület aránnyal rendelkező III. sz. Illés-tóban volt. Ugyan a 2011-es vizsgálat idején hínárvegetációval nem rendelkező I. sz. Illés-tóban jóval több ($N=13$) ivarérett egyed volt, mint a III. számúban ($N=5$), az előbbiben nagyságrenddel kevesebb ($N=13$) ivadékokat mutattunk ki, mint az utóbbiban ($N=133$). Az ivadékok átlagos mérete az I. sz. Illés-tóban ugyanakkor 24,7%-kal nagyobb volt (25. ábra, M27. ábra).

Az elektromos halászat hatékonysága a víz hőmérséklettől és a hínárvegetáció borításától jelentősen függ. A kapott adatokból azonban – a természetes szaporulat és mortalitás, illetve a valós állományméretek adathiánya miatt – nem lehet ezek hatását kiértékelni. Ehhez kapcsolódóan megjegyzendő, hogy a dús hínárvegetációjú vizekben a felmérések/monitoring hatékonysága alternatív módszerekkel javítható (pl. kosarazás; lásd Sekulić et al. 2013).

Az I. sz. Illés-tó tavaszi visszafogási adatai alapján megállapítható, hogy 2010 és 2016 között a lápi póc telepített méretcsoportjainak száma ötről négyre csökkent. A 41-50 mm közötti csoport 2011-től permanensen megjelent, a 80 mm feletti csoportok pedig 2012-től eltűntek. Az 51-60 és 61-70 mm közötti csoportok egy-egy év kivételével minden évben jelen voltak. 2016-ban a legnagyobb arányban (56%) az 51-60 mm közötti csoport képviseltette magát. Az I. sz. Illés-tó állomány adatai az

évenkénti szaporodást igazolják (26., 27. ábra).

Említést érdemel, hogy a Szadai Mintaterület új vizeiben tavasszal tömegesek a barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*) és a barna varangy (*Bufo bufo*) lárvák, de a víziskló (*Natrix natrix*) is megtelepedett. 2011-ben a III. sz. Illés-tóban ivarérett mocsári teknőst (*Emys orbicularis*) is láttunk (M30a.,b.,c.,d. ábra).



25. ábra. Együtt a három generáció: anyahalak, saját szaporítású fiatalabb utódaik és 16 hetes ivadékok, az I. sz. Illés-tóban (2011. augusztus).
(Fotó: Tatár Sándor).

21. táblázat. Az Illés-tavak (Szadai Mintaterület) halfauna- és hínár monitoring eredményei. A visszafogási arányokat az adott időpontban befogott és a mintavételi időpontig telepített egyedek számából számoltuk (mortalitási adatok nem állnak rendelkezésre). A tavak nevei mellett feltüntettük a mentett lápi pócok származási helyeit. Az élőhely bővítés céljából létrehozott IV. sz. Illés-tó közvetlen kapcsolatban áll a természetes 2. sz. Pócos-tóval, ezért ennél a víznél a fogási adatok nem értelmezhetők, és az ívás helyszíne sem határozható meg. A II. és V. sz. Illés-tóból egy éven belül kipusztult a 2012-ben telepített réti csík és a széles kárász, a VIII. sz. Illés-tóba pedig nem történt telepítés. A kapott visszafogási arányok a tavak többségére jellemző nagy hínárborítások miatt jelentősen alulbecsültek.

A monitoring vizsgálat dátuma	Visszafogási arány ($N_{\text{visszafogott}} / N_{\text{telepített}}$); $+N_{\text{term.szaporulat}}$			Hínár-vegetáció borítása (taxon ^a)
	<i>Umbra krameri</i>	<i>Carassius carassius</i>	<i>Misgurnus fossilis</i>	
I. Illés-tó (gőgő-szenkei populációból) (tó kialakítása: 2008. 07.)				
2010.05.31.	31% (4/13)	0% (0/50)	2% (1/50)	<1% (Cd)
2010.09.13.	14% (16/116)	6% (3/50); +1	0% (0/50)	0%
2011.04.07.	14% (20/141)	26% (13/50)	0% (0/50)	0%
2011.08.01.	11% (16/150); +13	4% (2/50); +4	4% (2/50)	0%
2012.05.03.	19% (29/150); +1	14% (7/50); +42	6% (3/50)	0%
2012.09.06.	36% (53/146 ^b)	56% (28/50)	12% (6/50)	<1% (Uv)
2013.04.04. ^d	7% (10/146)	8% (4/50)	2% (1/50)	<0,1% (Uv)
2013.04.12.	10% (14/136 ^b)	2% (1/50)	4% (2/50)	<0,1% (Uv)
2014.03.17. ^d	4 % (17/453)	2% (1/50)	2% (1/50)	n.a. (Uv)
2014.03.23. ^d	7% (30/452 ^b)	0% (0/50)	2% (1/50)	n.a. (Uv)
2015.05.29.	8% (38/452)	4% (2/50)	4% (2/50)	4% (Uv)
2016.05.31.	2% (9/452)	32% (16/50)	2% (1/50)	2% (Uv)
Átlag:	13%	13%	3%	<1%
III. sz. Illés-tó (ráckevei-dunaági populációból) (tó kialakítása: 2009. 07.)				
2011.08.01.	29% (2/7); +133	-	-	100% (Cd)
2011.08.10.	0% (0/7); +114 ^c	-	-	100% (Cd)
2011.09.14.	0% (0/48); +151	-	-	100% (Cd)
2011.09.28.	1% (1/48); +152 ^c	-	-	100% (Cd)
2012.03.21. ^d	2% (1/48)	-	-	40% (Cd)
2012.05.03.	10% (5/48)	-	-	62% (Cd)
2012.06.07.	17% (8/48)	-	0% (0 ^e /200)	100% (Cd)
2014.03.17. ^d	4% (2/48)	-	0,5% (1/200)	n.a. (Cd)
2015.05.29.	48% (23/48)	-	0% (0/200)	55% (Cd)
2015.09.08. ^h	98% (47/48); +64	-	1% (2/198 ^b)	80% (Cd)
2016.04.06. ^h	0% (0/1)	-	0% (0/198)	0% ⁱ
Átlag:	12%	-	<1%	82%
IV. sz. Illés-tó (2. számú pócos-tavi populációból) (tó kialakítása: 2009. 07.)				
2010.05.31.	n.a. (19 ^f /0)	n.a. (10 ^f /0)	-	87% (Ch)
2010.09.13.	n.a. (1/37)	n.a. (10 ^f /0); +10	-	90% (Ch)
2012.03.21.	n.a. (18 ^g /37)	n.a. (24 ^f /0)	-	85% (Ch)
2012.07.14.	n.a. (32/407)	n.a. (16 ^f /0)	-	95% (Ch)
2012.09.06.	n.a. (50/407); +5	n.a. (98 ^f /0)	-	90% (Ch)
2014.03.23.	n.a. (35/407)	n.a. (30 ^f /0)	-	n.a. (Ch)
2015.05.29.	n.a. (36/407)	n.a. (40 ^f /0)	-	90% (Ch)
2016.05.31.	n.a. (10/407)	n.a. (33 ^f /0)	-	10% (Ch)
Átlag:	n.a.	n.a.	-	62%

A monitoring vizsgálat dátuma	Visszafogási arány ($N_{\text{visszafogott}} / N_{\text{telepített}}$); + $N_{\text{term.szaporulat}}$			Hínár-vegetáció borítása (taxon ^a)
	<i>Umbra krameri</i>	<i>Carassius carassius</i>	<i>Misgurnus fossilis</i>	
VI. sz. Illés-tó (ráckevei-dunaági populációból) (tó kialakítása: 2010. 09.)				
2012.06.07.	20% (4/20)	78% (45/50)	35% (7/20)	75% (Cd)
2012.09.06.	20% (4/20)	3% (3/108)	10% (2/20)	100% (Cd)
2013.04.04. ^d	0% (0/20)	0% (0/108)	15% (3/20)	40% (Cd)
2015.05.29.	85% (17/20)	11% (12/108)	10% (2/17)	80% (Cd)
2016.05.31.	6% (7/109)	0% (0/108)	10% (2/17)	8% (Cd)
Átlag:	26%	18%	16%	61%
VII. sz. Illés-tó (gőgő-szenkei populációból) (tó kialakítása: 2012. 06. 15.)				
2015.05.29.	6% (21/343); +1	18% (9/50)	15% (3/20)	n.a.
2016.04.06.	2% (7/343)	10% (5/50)	5% (1/20)	0%
2016.05.31.	9% (29/343)	6% (3/50)	5% (1/20)	0%
Átlag:	6%	11%	8%	0%
A visszafogási arányok átlaga (és intervalluma) az összes tóra:	14% (0-85%)	14% (0-78%)	7% (0-35%)	-

^a A domináns hínártaxonok rövidítései: Cd, *Ceratophyllum demersum*; Ch, *Chara* sp.; Uv, *Utricularia vulgaris*.

^b A telepített halmennyiség összegét az ivarérett halak szaporításra történt befogása csökkentette.

^c A befogott természetes szaporulatból 257 egyedet kihelyeztük az anyahalak származási helyére (cél a veszélyeztetett természetes populáció megerősítése volt).

^d A visszafogás feltehetően az alacsony víz hőmérséklet miatt volt kis arányú.

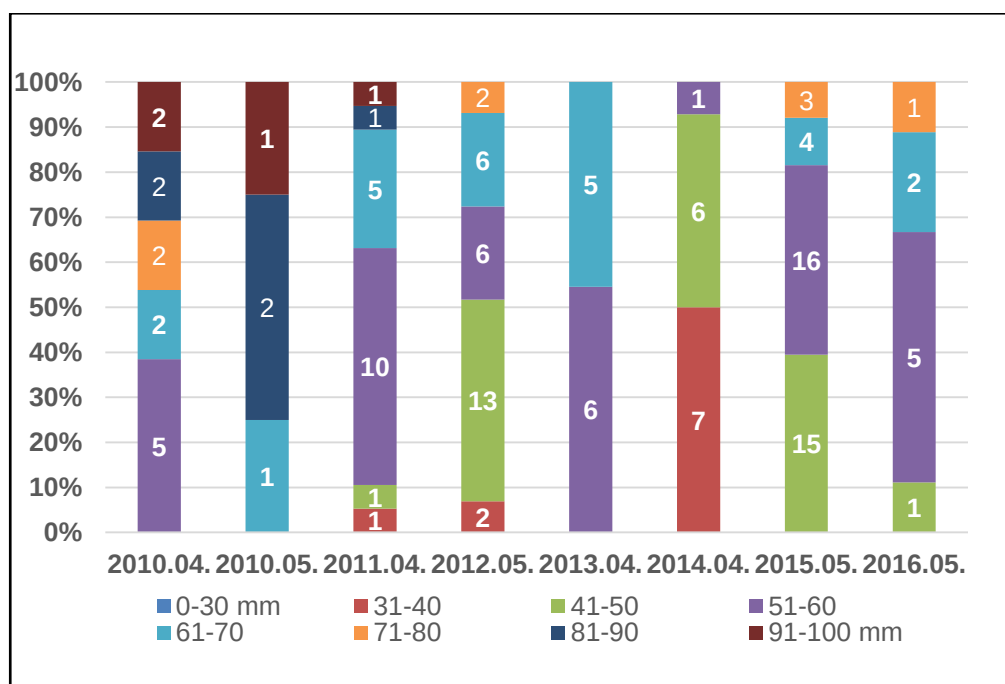
^e Azért nem volt visszafogás, mert a telepített, a monitoring idején még csak 1 cm-es réti csík lárvák a háló lyukain kijuthattak. Ezt az adatot nem számoltuk bele az átlagértékekbe.

^f A szomszédos 2. sz. Pócos-tóból átúszott halak.

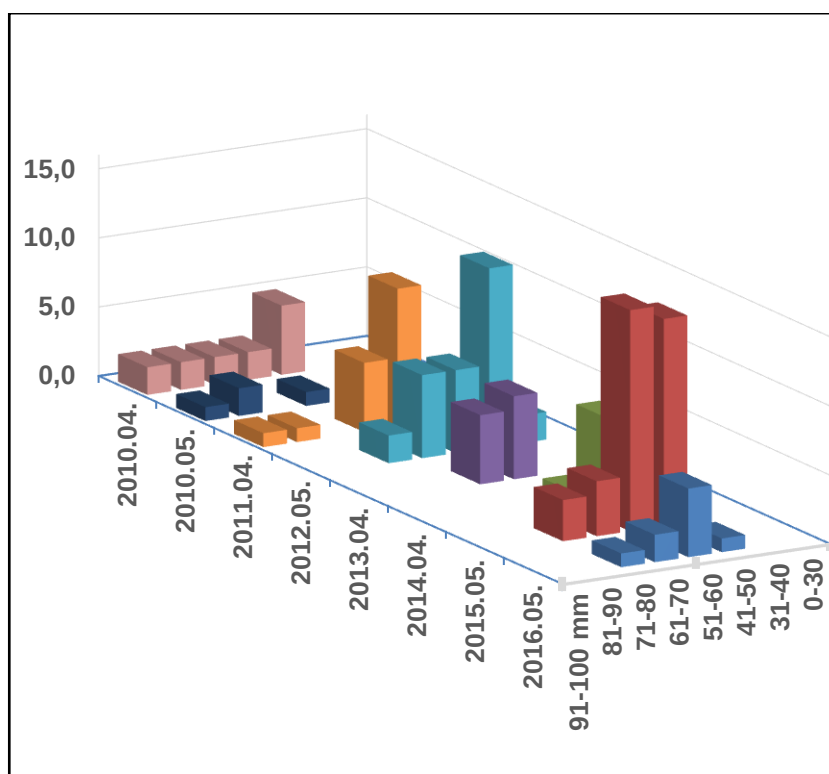
^g A 18-ból 13 halat szállítottunk el laboratóriumi szaporításra, majd ugyanebbe a tóba helyeztük vissza őket 2012. április 21-én.

^h Nem a szokásos monitoring, hanem teljes lehalászás történt, ezért ezeket az adatokat nem számoltuk bele az átlag- és intervallum értékekbe. A befogott halak többségét áttelepítettük a VI. sz. Illés-tóba.

ⁱ A 2015-ös teljes lehalászás során jelentősen felkeveredett az iszap. Valószínűleg ennek köszönhető az érdes tócsagaz eltűnése, ezért a 2016. évi borítás adatot nem számoltuk bele az átlagba.



26. ábra. A visszafogott lápi pócok darabszáma (oszlopon belüli értékek) és mérettartományainak megoszlása a tavaszi monitoring adatok alapján az I. sz. Illés-tavon (2010-2016). 2010. április: a telepített halak adatai.



27. ábra. A visszafogott lápi pócok mérettartományonkénti darabszáma a tavaszi monitoring adatok alapján az I. sz. Illés-tavon (2010-2016). 2010. április: a telepített halak adatai.

Összegezve megállapítható, hogy a II., V. és VIII. sz. Illés-tavak állapota 2016-ig sem javult a vízminőség és a gerinctelen makrofauna tekintetében. Továbbá hínárnövényzet sem telepedett meg bennük, ezért ezek továbbra sem alkalmas élőhelyek a lápi halak számára, melyet a hal-túlélési vizsgálatok eredményei is alátámasztanak. A monitoring eredmények alapján a 2012-ben a II. sz. Illés-tóba telepített előnevelt réti csíkok (N=200) és az V. sz. Illés-tóba kihelyezett széles kárász ivadékok (N=342) egyaránt nem éltek túl a vizekben.

4.6. Telepítések a természetes lápi póc populációk megerősítéséhez

A laboratóriumban előállított nagy mennyiségű ivadék és az Illés-tavak jelentős természetes szaporulata lehetővé tette, hogy azoknak a veszélyeztetett élőhelyeknek a populációit megerősítsük, ahonnan az anyahalak származtak. 2010 és 2012 összesen 528 lápi pócot helyeztünk ki természetes élőhelyekre. 2010-ben, a vízszennyezés megszűnését követően 100 előnevelt és 50 ivarérett lápi pócot telepítettünk a Gögő-Szenke patakba (28. ábra, M31. ábra). Júniusban további 121 ivadékot helyeztünk ki a Csupics-szigetnél, az anyahalak származási helye, a Czuczor-sziget közvetlen szomszédságában (M26. ábra). 2011-ben a III. sz. Illés-tó természetes szaporulatából a Czuczor-szigeti láp megmaradt területén 257 egyedet helyeztünk ki. A 2. sz. Pócos-tó veszélyeztetett állományának megerősítését azzal segítettük elő, hogy 2012 szeptemberében összenyitottuk a szomszédos IV. sz. Illés-tóval (élőhely bővítés), ahová 2010-2012 között összesen 404 előnevelt ivadékot helyeztünk ki (20. táblázat).



28. ábra. Lápi póc telepítés a Gögő-Szenkén, 2010 őszén (fotó: Müller Tamás).

4.7. Új tudományos eredmények

1. A lápi póc természetes élőhelyei ökológiai jellemzőinek feltárása (abiotikus és biotikus tényezők) az élőhely-rekonstrukciók tervezésének megalapozásához és a póc ökológiai igényeinek meghatározásához,
2. Két új lápi póc élőhely felfedezése Szadán (1. és 2. sz. Pócos-tó),
3. Mentett póc állományok számára alkalmas helyettesítő élőhelyek létrehozása a Szadai Mintaterületen,
4. Lápi póc szaporítás: természetszerű szaporítási eljárás kidolgozása nagy mennyiségű lápi póc lárva előállításához,
5. Póc lárvanevelés: elsőként vizsgáltam az *Artemia* naupliusz és kereskedelembe kapható takarmányok hatását a lápi póc növekedésére és megmaradására,
6. Új, önfenntartó lápi póc állományok létrehozása a Szadai Mintaterületen a hosszú távú visszatelepítésekhez és természetes élőhelyek állományerősítéséhez.

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

5.1. A természetes lápi póc élőhelyek ökológiai jellemzői

5.1.1. Vízminőség

A lápi póc élőhelyek harmada esetében tapasztalt extrém alacsony (<1 mg/l) oldott oxigén koncentráció (M1. táblázat) a nagy retenciós idejű, sekély, iszapos és pangó vizek sajátos jellemzője. Ugyanakkor a lápi póc kisegítő légzőszervként is működő úszóhólyagjának köszönhetően képes ezt tolerálni (WIESINGER 1956, JASÍNSKI 1965). Ez az adaptációs tulajdonság kompetíciós előnyt jelent más halfajokkal szemben a mocsári, lápi élőhelyeken.

A pócos élőhelyekre jellemző a viszonylag magas ammónium koncentráció (0,01 - 0,50 mg/l; lásd: M6. táblázat), a jelentősebb mértékű toxikus szabad ammónia képződéséhez azonban ehhez viszonylag magas pH-nak ($>8,4$) és vízhőmérsékletnek (>22 °C) kell párosulnia (DURBROW et al. 1997). A lápi póc 0,00 – 0,01 mg/l közötti, a réti csík és a széles kárász viszont szélesebb tartományban, 0,00 – 0,05 mg/l ammónia tartalmú vizekben is előfordul (3. táblázat).

Érzékenyebb vízi szervezetek esetében már a 0,01-0,02 mg/l ammónia szint feletti koncentrációk is károsodást okoznak hosszú távon (US EPA 1999). FRANCIS-FLOYD et al. (1996) és DURBROW et al. (1997) szerint hosszú expozíció esetén a 0,05-0,06 mg/l feletti koncentráció kopolyú- és vesekárosodást, lassabb növekedést és az agyműködés zavarát okozza több halfaj esetében. A lárvák a toxikus hatásra általában érzékenyebbek. Mivel a lápi póc rövid életű, elegendő néhány egymást követő kedvezőtlen tavaszi időszak ahhoz, hogy – az ivadékok elhullása révén – a populáció mérete jelentősen csökkenjen, vagy akár a halfaj kipusztuljon egy adott vízből. Saját és irodalmi adatok alapján megállapítható, hogy azon vizek többségében, ahonnan kipusztult a lápi póc, ott vagy 0,02 mg/l felett van az ammónia koncentráció, vagy gyakoriak az inváziós halfajok (amurgéb, kínai razbóra, ezüstkárász; ld.: M1. táblázat).

Friss kutatások szerint a széles kárász speciális élettani válasza révén képes az extrém magas 3,08 mg/l (22 mmol/l) ammónia koncentrációt is elviselni (WILKIE et al. 2015). A réti csík rokona, a mandzsu csík (*Misgurnus anguillicaudatus*) a szervezetében megnövekedett ammónia szintre aminosav szintézissel (alanin, glutamin) és a bőrén és béltraktusán keresztül történő ammónia szekrécióval reagál (CHEW et al. 2001). Ezek az adaptációs tulajdonságok részben magyarázatot adhatnak arra, hogy a kiugróan magas ammónia koncentrációjú (0,05 mg/l) farmosi élőhelyről a 2000-es évek közepén eltűnt a lápi póc, és a többszöri vizsgálat ellenére sem sikerült kimutatni (TÓTH B. szóbeli közl.), de a réti csík és a széles kárász még napjainkban is nagy egyedszámban él.

A lápi póc, a réti csík és a széles kárász által benépesített vizekben egyaránt 0,15 mg/l átlagos nitrit koncentrációt mértem. A lápi halak speciális, lápi környezethez történő alkalmazkodóképességét mutatja, hogy irodalmi adatok alapján a nitrit már 0,03 mg/l feletti koncentráció esetén is toxikus lehet a halakra (a hemoglobin oxigénszállítását gátolja). Rövid expozíció esetén a letális dózis (LC_{50}) számos halfaj esetében 0,03 és 0,30 mg/l között van, de egyes halak az egyéb, toxicitást mérséklő környezeti feltételek (pl. magas pH és/vagy Ca-szint) esetén akár 30 mg/l koncentrációt is elviselnek (EIFAC 1984).

5.1.2. Vegetáció

Az általam vizsgált hazai lápi póc élőhelyek leggyakoribb mocsári növénytársulása a széleslevelű gyékényes (*Typhaetum latifoliae*; 4. táblázat) volt, irodalmi adatok alapján (M10. táblázat) azonban a nádas gyakoribb (100%-os prezencia). A külföldi vizekről a gyékény fajokat (*Typha* spp.) írták le legtöbb esetben (M10. táblázat). A gyékény a nádhoz képest az oxigénben szegényebb, lápi vizekben is képes megmaradni. A külföldi élőhelyeken a növényfajok átlagos száma jóval kevesebb ($n=9$), mint amit hazai kutatási adataim mutatnak ($n=16$). A jelentős eltérés oka főként annak köszönhető, hogy a botanikai felmérések gyakran marginális részei a halas kutatásoknak, illetve a leírások elsősorban a hínárvegetációra koncentrálnak. A környező országokban a hínárfajok közül a békatutaj (*Hydrocharis morsus-ranae*), az érdes tócsagaz társulás (*Ceratophylletum demersum*) és a keresztes békalencse (*Lemna trisulca*) a gyakori, míg hazai vizeink többségére – irodalmi adatok alapján – a békatutaj mellett a fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*) és a közönséges rence (*Utricularia vulgaris*) a jellemző (M10. táblázat). Az általam vizsgált vizekben a leggyakoribb hínárfaj az apró békalencse (*Lemna minor*) volt (100%-os prezencia), mely fajt azonban a hazai irodalmi források nem említik. Ennek oka részben feltehetően az lehet, hogy csak a látványosabb, nagyobb tömegű hínárvegetációt jegyezték fel (3. és 7. táblázat, M10. táblázat).

Szlovákiai kutatások (PEKÁRIK et al. 2014) szerint a lápi póc előfordulása és egyedszáma pozitív korrelációt mutat a hínárvegetáció borításával egy viszonylag magas szintig, az optimális érték 45% lebegő és 39% szubmerz hínár. Ausztriai (duna-menti) vizekben ezek az értékek 33% és 21% (KECKEIS & SEHR 2014 adatai alapján). Az általam vizsgált élőhelyeken az átlagos hínárborítási arány ezektől jelentősen eltért (52% lebegő és 9% szubmerz hínár; 7. táblázat). Az eltérés az apró békalencse dominanciájának tulajdonítható. A növényfaj borítása ugyanis a 100%-ot is elérheti, mellyel az alatta lévő vízteret képes teljes mértékben árnyékolni, és így a szubmerz vízi növényzet térhódítását gátolni. Rendszerint a túl magas hínár borítás viszont már a póc állomány csökkenését okozhatja.

5.1.3. Gerinctelen makrofauna

Az általam vizsgált vizekben a legnagyobb abundanciával a szennyezéstűrő árvaszúnyogok (*Chironomidae* sp.) és a közepes szennyezés toleranciájú tuskés bolharák (*Gammarus roeseli*) és közönséges víziászka (*Asellus aquaticus*) rendelkeztek. A leggyakoribb taxonok sorrendben: *Asellus aquaticus*, *Chironomidae* sp., eleveneszülő kérész (*Cloeon dipterum*) (13. táblázat, M12. táblázat). Wilhelm (2008) erdélyi (érmelléki) táplálkozástani kutatásai hasonló eredményt mutatnak, a lápi pócok leggyakoribb táplálékai sorrendben a Diptera lárvák, a detritusz és az Amphipoda-k. Az irodalomban kevés adat áll rendelkezésre a lápi póc élőhelyek gerinctelen makrofaunájáról. POVŽ (1995) a szlovéniai Beloviči- és Podkev-holtágokról 17 és 13 taxont írt le, mely a hazai vizekhez (átlag: 18 taxon/élőhely) hasonló fajgazdagságot jelent.

5.2. A lápi póc élőhelyek halközösségei, a póc populációk aktuális helyzete

Terepi kutatásaink során a lápi póc élőhelyként nyilvántartott vizeknek kevesebb mint a felében fogtunk pócot. Ez az eredmény megerősíti számos szerző azon

megállapítását, hogy a lápi póc populációk kritikusan veszélyeztetettek, és fogyatkozásuk napjainkban is tart. Az irodalom (SALLAI 2005, KUEHNE & OLDEN 2014, MÜLLER 2014, TAKÁCS et al. 2015) két fő veszélyeztető tényezőt tart számon.

Az élőhelyek felszámolására és bolygatására példa a Czuczor-sziget ex lege védett lápja egy részének feltöltése, de az üdülőterületek terjeszkedése is a láp rovására történik. A Császárvíz felső szakaszának medrét 2011-ben szakaszosan betöltötték annak érdekében, hogy a fenékszint magasabban legyen, és így áradáskor a patak a környező réteket elönthesse (TÓTH B. szóbeli közl.). Valószínűleg ez a beavatkozás is hozzájárulhatott ahhoz, hogy a kínai razbóra tömegesen elszaporodott, és a póc eltűnt a vízből. A Császárvíz vizsgált alsó szakasza (Székesfehérvárnál) pedig a kibetonozott meder miatt alkalmatlan élőhely a lápi póc számára.

A másik fő veszélyeztető tényező az inváziós halak terjeszkedése. Azokon az élőhelyeken, ahol nem fogtunk pócot, az inváziós fajok gyakoriak voltak. A pócos élőhelyekről viszont vagy hiányoztak az inváziós fajok, vagy csak kis egyedszámban fordultak elő. A legnagyobb fenyegetést az amurgéb jelenti, melynek a lápi póc állományokra gyakorolt káros hatása irodalmi források alapján (SALLAI 2005, RESHETNIKOV 2013) is bizonyított. A lápi póc változatos élőhelyeken (mint például a dús vegetációjú, búvóhelyekben gazdag medrű Felső-Tápión) az inváziós fajok többségével képes együtt élni (vö. KERESZTESSY 1995 és POVŽ 1995a adataival), azonban hosszú távon nem képes túlélni az amurgéb mellett.

Habár más inváziós halfajok esetében is feltételezhetünk kompetíciós és predációs hatásokat (pl. FERINCZ et al. 2014), ezen kapcsolatokat még csak az amurgéb tekintetében vizsgálták ténylegesen (KATI et al. 2015a). A lápi póc és az amurgéb egyaránt tág ökológiai toleranciával rendelkezik számos környezeti tényező tekintetében, azonban utóbbi faj erős kompetitor tulajdonságokkal is bír (megfigyelések szerint a pócnál agresszívabb és falánkabb). Példaként hozható fel, hogy bár a póc esetében is előfordul kannibalizmus, az amurgébnél viszont ez gyakoribb (különösen olyan vizekben, melyeket egyedül népesít be). Mivel az amurgéb átlagos mérete meghaladja a pócét, nagy valószínűséggel nagyobb hányadban csökkenti közvetlen predációval is a póc állományokat, mint fordított esetben. Az amurgéb kisebb példányainak fő táplálékbázisát ugyanakkor a gerinctelen makrofauna adja (KATI et al. 2015b).

Az esetek egy részében nagyon valószínű, hogy az inváziós halak nem az elsődleges okai a póc populációk csökkenésének. Az inváziós fajok térhódítása a vizes élőhelyeken ugyanis általában a degradáció (pl. vízszint-változás és/vagy tápanyagterhelés, hínárvegetáció kipusztulása) következményeként lép fel, így hatásuk indirekt. A specialista lápi halak megváltozott élőhelyi feltételek esetén nem képesek versengeni az inváziós fajokkal. Emiatt nagy jelentősége van annak, hogy vizes élőhelyeinket természetes állapotukban őrizzük meg. A Szadai Mintaterület és környezete természetes pócos élőhelyei (1. és 2. sz. Pócos-tavak) mentesek az inváziós halfajoktól és az antropogén hatásoktól, mely a terület értékét, jelentőségét növeli.

Az állóvizeknek a vízfolyásokhoz és csatornákhöz képest tapasztalt szegényebb halfaunája feltehetően egyrészt a rosszabb oxigén-ellátottságnak/reduktív viszonyoknak, másrészt izoláltságuknak köszönhető. A póc élőhelyek halközössége általában fajszegény, a réti csík és a széles kárász tartozik a leggyakoribb kísérőfajok közé (SALLAI 2005, MÜLLER 2014), melyet vizsgálati eredményeink is alátámasztanak. Mindhárom lápi halfaj alkalmazkodott az alacsony oxigén koncentrációhoz (GEYER 1940, MÜLLER 2014). Míg az általunk vizsgált pócos

vizekben a réti csík gyakoribb volt a széles kárásznál, addig a külföldi (ausztriai, szerbiai, bosznia-hercegovinai és szlovén) élőhelyeknél ez fordítva volt (7. táblázat). A folyók vízjárása miatt kevésbé pangó vízű (oldott oxigénben gazdagabb) Duna- és a Mura menti élőhelyeken a póc után a második leggyakoribb halfaj a csuka és a szivárványos ökle (POVŽ 1995a, SEKULIĆ et al. 2013, KECKEIS & SEHR 2014, PEKÁRIK et al. 2014).

5.3. Helyettesítő élőhelyek kialakítása és monitoringjuk

A Szadai Mintaterület helyettesítő élőhelyei (Illés-tavai) nyílt rendszerek, ezért nem lehetett a laboratóriumi körülményekhez hasonló teljesen kontrollált kísérleti feltételeket biztosítani. Ezt jól mutatja az a tény, hogy a méretükben nagyon hasonló Illés-tavak, amelyek ráadásul egymáshoz igen közel (egy kb. 400 méteres sugarú körön belül) helyezkednek el, mennyire más fejlődési utat jártak be. Eltérő vízminőség, vízi, vízparti vegetáció és gerinctelen makrofauna alakult ki bennük, mivel a különböző környezeti tényezők hatása kissé eltérhetet tavanként, illetve az adott körülményekre az egyes tavak is máshogy reagáltak.

Több kisebb élőhely (tó) kialakítása egy nagy, egymással kapcsolatban lévő vizes élőhely komplexum helyett számos előnnyel jár. A biológiai és környezeti folyamatok monitorozása és kontrollja – például az esetlegesen megtelepedő inváziós fajok eltávolítása, vagy a betegségek terjedésének megelőzése – a kicsi, egymástól izolált élőhelyeken könnyebb. E mellett a különböző populációkból származó állományok génkészlete is megőrizhető keveredés nélkül (MARIC et al. 2015, 2016, TAKÁCS et al. 2015).

5.3.1. Vízminőség

A Szadai Mintaterület térségében (és általában Magyarországon) az oldott szervesetlen nitrogén vegyületek (nitrát, nitrit, ammónium) és a foszfát-tartalom fő forrása, illetve a talajvíz szennyezettségének oka a korábban évtizedekig megoldatlan szennyvízcsatornázás, a műtrágyázás és a közlekedésből származó légszennyezőanyagok légköri ülepedése. Az Illés-tavakban az oldott szervesetlen nitrogén vegyületek összkoncentrációja általános csökkenésének oka az algák, baktériumok és a magasabbrendű növények tápanyag-felvétele, megtelepedése, azaz a természetes szukcessziós folyamatok.

Az édesvizekben általában a foszfor tartalom limitál (PADISÁK 2005), a Szadai Mintaterületen azonban foszfátból olyan mértékű felesleg van, hogy a tápanyag-felvétel ezt nem képes számottevő mértékben befolyásolni. Ismereteink szerint édesvizekben addig nem lép fel foszfor limitáció, amíg a foszfát koncentrációja meghaladja a 0,01 mg/l értéket (LEWIS & WURTSBAUGH 2008). CORRELL (1999) szerint már 0,02 mg/l feletti összes foszfor tartalom is eutrofizációs problémát okozhat. Az Illés-tavakon általában ennél nagyságrenddel magasabb értékeket (0-0,6 mg/l) mértem csupán foszfátból, mely az összes foszfor tartalomnak kevesebb, mint 10%-át teszi ki az édesvizekben. A frissen kialakított tavak elsődleges foszfát forrása a talajvíz, de később a kívülről bejutó szerves anyagok (pl. falevelek) lebontása is növelheti a foszfát szintet. A tavak kialakításának évében a foszfát koncentráció átlagértéke 0,3 mg/l volt. Az évek során az átlag foszfát szint többszörösére nőtt, mely összhangban van azzal a szakirodalommal sokszor tárgyalt tapasztalattal, hogy az állóvizek foszforcsapdaként működnek (PADISÁK 2005).

A hipertrofítás az Illés-tavak állapotától függően gyakran vezetett a hínárvegetáció vagy a fonalas zöldmoszat 90% feletti borításához, vagy cianobaktériumok okozta vízvirágzásokhoz. A 2008-2016 között a vizekben tapasztalt foszfátszint növekedés részben a szervesanyagok dekompozíciójának és az üledék rossz oxigénellátottságának (pangóvíznek) a következménye. Az oxigéndeficit ugyanis a foszfor üledékből történő felszabadulását eredményezi (belső terhelés; SCHEFFER 1998). A tavak foszfát szintjének növekedéséhez ugyanakkor hozzájárul a széles kárász és a réti csík bentosz fogyasztása, és az iszap felkavarása is. Ennek ellenére a legnagyobb növekedést mégis a halmentes, cianobaktériumok által dominált II. és VIII. sz. Illés-tóban (+1100 és 900%) tapasztaltam (M4. táblázat). Ennek oka az lehet, hogy ezekben a vizekben alakulhatnak ki a legreduktívabb viszonyok az üledékben. Ezekben a tavakban a vas- és kénbaktériumok tömeges jelenléte is ezt támasztja alá (M33G-H. ábra). Az előbbi vízben az ammónia mellett a szintén mérgező kénhidrogén is szerepet játszhatott a tesztelésre telepített lápi halak elpusztulásában.

2016 májusára a IV. és az V. sz. Illés-tó kivételével 1 mg/l alá csökkent a vizek összes oldott szervesetlen nitrogénvegyület tartalma (M5. táblázat). Az alacsony tápanyagszinthez az is hozzájárul, hogy az *Utricularia vulgaris* (I. sz. Illés-tó) és a *Ceratophyllum demersum* (VI. sz. Illés-tó) nem gyökerező (lebegő) hínárfajok, így az üledékből nem vesznek/szabadítanak fel tápanyagokat, ugyanakkor utóbbi faj leveleinek teljes felületén képes nagy mennyiségű nitrogénvegyület felvételére. A vegetációs időszak elején még kisebb az algák és a magasabbrendű vegetáció tápanyag-felvétele, ezért a DIN-koncentráció – az elmúlt évek trendje alapján – nyáron tovább csökkenhetett. A további csökkenés ugyanakkor limitáló tényezővé válhat az algák és a vízi növényzet számára. SAS (1989) szerint amennyiben az édesvizekben 0,1 mg/l alá süllyed a szervesetlen nitrogénformák koncentrációja, N-limitáció lép fel (a levegő nitrogénjét is hasznosítani képes cianobaktérium fajok esetében ez nem érvényesül). A csökkenést azonban a nitrifikáló baktériumok ellensúlyozhatják (PADISÁK 2005). Irodalmi adatok alapján a hínárvegetáció betelepítése, megtelepedése a növényi tápanyagok szintjének csökkenését okozza (SCHEFFER 1998), azonban a hínármentes (algás) vizekben is hasonló trendet figyeltem meg.

Az I., II. és IV. sz. Illés-tavak nagy vízkeménysége a Szadai Mintaterület térségében jellemző meszes alapkőzet következménye. A frissen kialakított tavak fejlődésével, a természetes szukcesszió előre haladtával azonban az algák és a magasabbrendű vegetáció széndioxid felvétele és az ezzel járó biogén mészkiválás csökkenti a vizek változó keménységét. Ha összevetjük a 2008 és 2009. évi nyári adatokat, kismértékű csökkenés már egy év alatt is megfigyelhető, de jelentősebb változás feltehetően csak hosszabb időszak vizsgálatával lenne kimutatható. Ezt támasztja alá a közeli (a Szadai Mintaterülettől kb. 1 km-re, északnyugatra elhelyezkedő) természetes élőhely, az 1. sz. Pócos-tó Illés-tavakéhoz (18-40 VK) képest jóval alacsonyabb változó keménysége (13 VK; lásd M1 táblázat).

5.3.2. Alternatív stabil állapotok a Szadai Mintaterület tavain

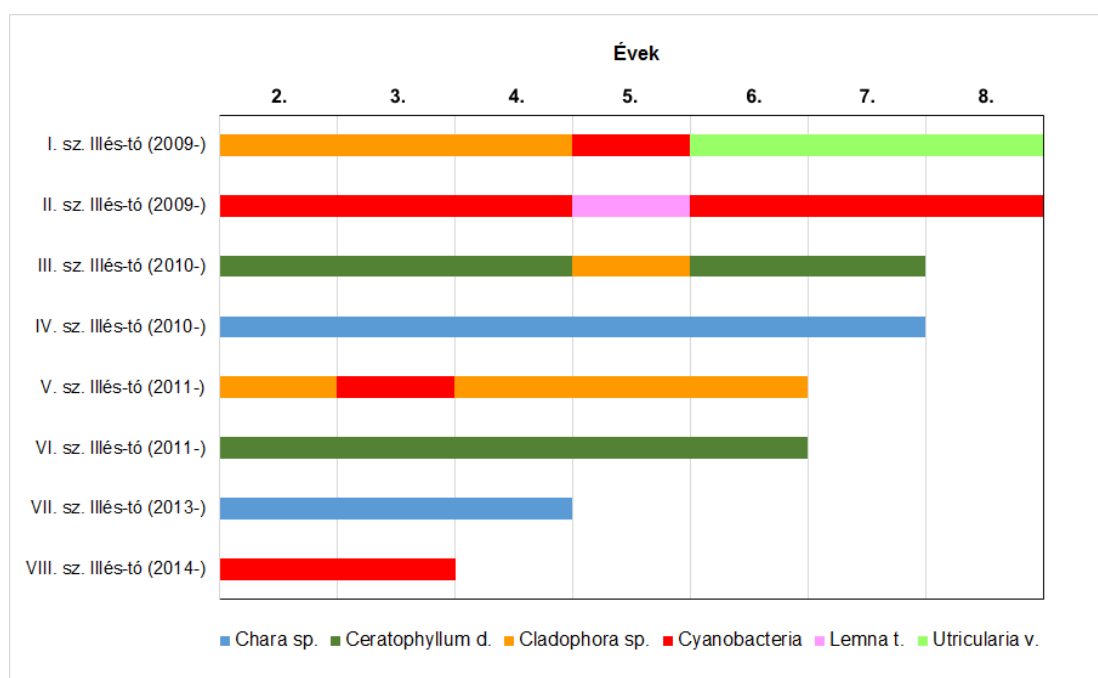
SCHEFFER és VAN NES (2007) szerint a sekély tavak a tápanyagtartalom széles koncentráció tartományán belül és a sokrétű abiotikus és biotikus hatások eredményeként több alternatív stabil állapotot vehetnek fel, melyek esetében különböző primer termelő szervezetek dominálnak. Az édesvízi ökoszisztémákban

A Szadai Mintaterület különböző korú tavain 2009 és 2015 között az alábbi öt alternatív stabil állapot fordult elő (31. ábra):

5.3.2.1. Szubmerz hínárnövényzet dominálta vizek

Szubmerz hínárnövényzet (*Ceratophyllum demersum* vagy *Utricularia vulgaris*) átlátszó vagy „tisztá” vízzel („clear state”), kevés fitoplanktonnal: I., III. és VI. sz. Illés-tavak (M32A-I. és M33A-D. ábrák)

Ez az állapot a kisebb, sekélyebb, és ez által jobb fényellátottságú tavak esetében nagyobb eséllyel alakul ki, annak ellenére, hogy általában nagyobb tápanyag-szinttel rendelkeznek a mély tavakhoz képest. A *Ceratophyllum demersum* jelentős hatása, hogy a szervesetlen nitrogén vegyületek tavasztól kezdődő felvételével lecsökkenti az algák számára rendelkezésre álló tápanyagokat, és árnyékolásával, allelopátiás hatása révén is gátolja a planktonikus eutrofizációt (MJELDE & FAAFENG 1997, KÖRNER & NICKLISCH 2002, VAN DONK 2006). A kis tavak szegényebb halfaunája is hozzájárul az átlátszó vízü állapot fenntartásához, mivel ezekben kevesebb bentivör halfaj él. A bentivör halak (pl. dévérkeszeg *Abramis brama*) ugyanis táplálkozásukkal elősegítik a bentoszból történő tápanyag-felszabadítást, mely az algák elszaporodása révén a turbid (algás) állapot felé viszi a rendszert (SCHEFFER & VAN NES 2007).



31. ábra. Alternatív stabil állapotok a Szadai Mintaterület tavain a kialakításukat követő második évtől (évszámok zárójelben) 2015-ig (május-szeptemberi adatok).

Az X tengelyen a tavak kialakításától számított évek szerepelnek.

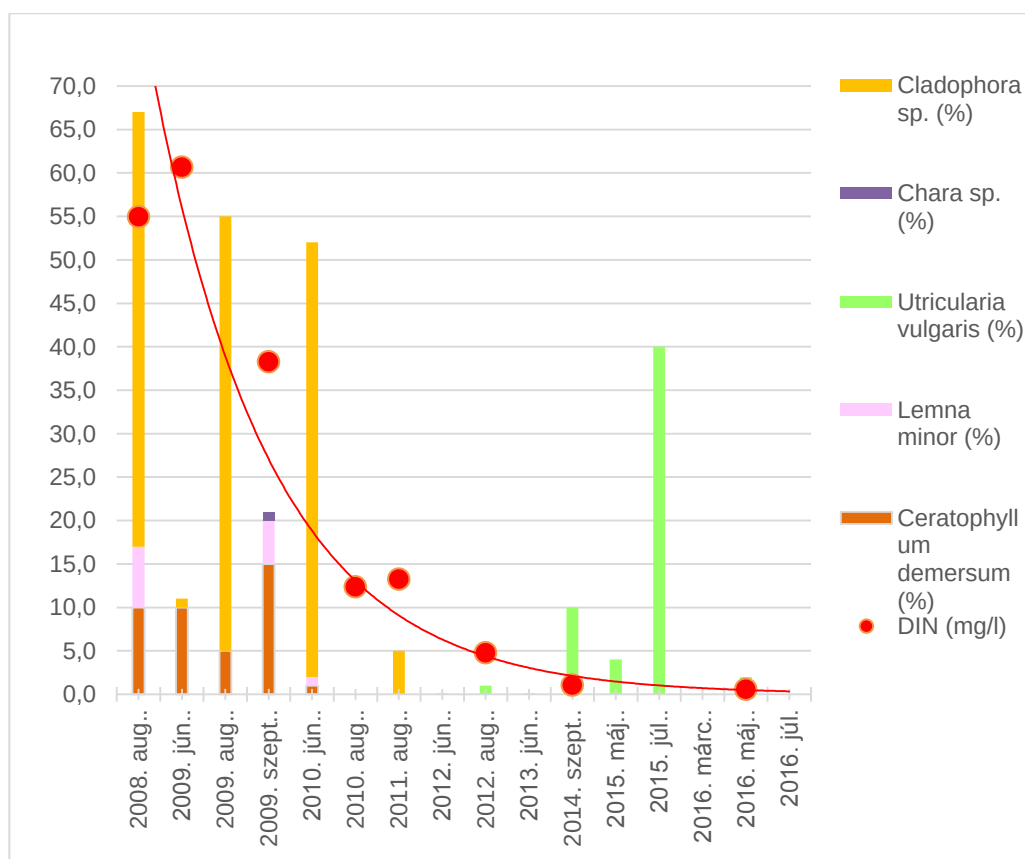
A hínárvegetációval rendelkező Illés-tavak esetében – a többi vízzel ellentétben – a jelentős foszfát túlkínálat és a bentoszt fogyasztó széles kárász és réti csík telepítése ellenére sem alakult ki vízvirágzás, illetve szorult háttérbe a

hínárvegetáció, mely a halak túlélése szempontjából kedvező állapot. SCHEFFER (1998) szerint a gazdag vízi növényzet stabilizálja az átlátszó vízű fázist még növekvő tápanyagszint mellett is. Ezt a megállapítást a saját adatok is alátámasztják, ugyanis a Szadai Mintaterületen a tiszta vizek és a zavaros vizek tápanyag-intervalluma részben átfed, ennek ellenére a tiszta vízű fázis mégis meg tudott maradni hosszabb távon. Ezen állapot fenntartásához szükséges minimális hínárborítás élőhelytől függően 30, 50, vagy akár 60% is lehet (JEPPESEN et al. 1994, BLINDOW et al. 2002, TÁTRAI et al. 2009). A borítási adatok alapján az Illés-tavakban a minimális borítási értékek az érdes tócsagaz esetében 40%, a közönséges rencénél 10 %, a csillárkamoszatnál pedig 60% (22. táblázat).

Az átlátszó vízű állapot stabilitását több ökológiai tényező tartja fent. A vízi növényzet búvóhelyet biztosít számos zooplankton faj egyedei számára a vizuális ragadozók és a pelágikus szűrő fajok elöl a nappali órákban, így növelve a fitoplanktonra ható top-down kontroll hatékonyságát (LAURIDSEN et al. 1996). A *Cladocera* fajok nagy tápanyag koncentráció esetén is képesek hatékonyan csökkenteni az algák mennyiségét. Ezért a lápi halak telepítését követően is meg tudott maradni a tiszta vízű állapot.

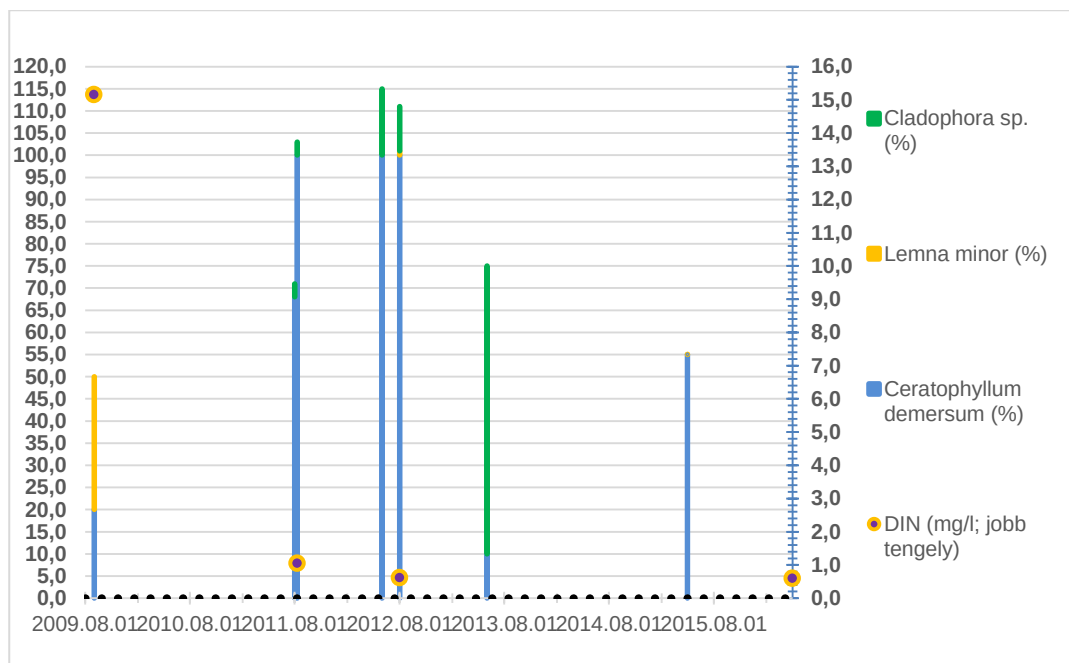
Az első években az I. és VII. sz. Illés-tavakban az érdes tócsagaz maximális borítása nem haladta meg a 15%-ot, és jelentős tápanyag (DIN-) túlkínálat volt, mely a fonalas zöldmoszat elburjánzásához vezetett (50-80% közötti borítás). Az egyébként nagy árnyéktűrésű tócsagaz háttérbe szorulásának, majd mindkét vízben történt kipusztulásának fő oka a *Cladophora* terjeszkedése volt, mely szőnyegként takarta be a hínárt (32. ábra, M9. táblázat). Régi megfigyelés, hogy a fonalas algák árnyékolásukkal képesek teljes mértékben kiszorítani a hínárvegetációt (PHILLIPS et al. 1978). Kutatási adataim alapján a tócsagaz allelopatikus hatása kevésbé vagy egyáltalán nem érvényesül a fonalas zöldmoszattal szemben, ellentétben a planktonikus algákkal. Az I. sz. Illés-tóban a tócsagaz kipusztulását követően egy évig (2012-ben) cianobaktériumok dominálta, zavaros állapot alakult ki, majd a telepített közönséges rence (*Utricularia vulgaris*) szaporodott el („tiszta” vízű állapot).

A közönséges rence az utóbbi években mért alacsony, 1 mg/l DIN koncentráció alatt is megmaradt a tóban (32. ábra). Ennek az a magyarázata, hogy a rencék általában a tápanyag-szegény környezet hínárfajai, melyek szerves nitrogén- és foszfor szükségletüket hólyagcsapdáik révén, heterotróf módon képesek kielégíteni (ELLISON & GOTELLI 2009). Az átlátszó vízű állapot fenntartását erősíti, hogy a közönséges rence allelopatikus hatással is rendelkezik (HILT & GROSS 2008).



32. ábra. Az összes szervesetlen nitrogén (DIN: nitrát + nitrit + ammónium) koncentrációjának, a fonalas zöldmoszat (*Cladophora* sp.) és a hínárvegetáció borításának alakulása az I. sz. Illés-tavon 2008 és 2016 között. 2008. augusztus: kezdeti (tócsagaz és békalencse hínártelepítés utáni) borítási értékek. Közönséges rence (*Utricularia vulgaris*) telepítésének időpontja: 2010. szeptember.

2016 tavaszára a III. sz. Illés-tóból eltűnt a tócsagaz, és cianobaktériumok által dominált, zavaros víztér alakult ki, holott egy éve még 55%-os borítása volt a hínárnak (33. ábra). BAYLEY et al. (2007) szerint a zavaros vízü állapot kialakulása többnyire hirtelen következik be. Előző év őszén a tóban teljes lehalászás történt, ezért elképzelhető, hogy a víz felkavarása következtében váltott át a tó az átlátszó vízü, hínáros állapotból turbid, hínármentes állapotba (ezt megelőzően nem változott érdemben a víz tápanyagszintje). A finomiszap felkavarásával és makrofítonra ülepedésével ugyanis fénylimitáció léphetett fel, mely gátolja a hínárvegetáció növekedését. Amennyiben egy tó a tiszta vízü és a zavaros vízü állapot határa közelében van, kis zavarás is elegendő ahhoz, hogy a váltás végbe menjen (SCHEFFER & VAN NES 2007). A Szadai Mintaterület vizei mind közel vannak ehhez a határhoz, melyet a tápanyag koncentrációk átfedése (22. táblázat) és az I., II. és III. sz. Illés-tavak állapotváltozásai is mutatnak (ld. 31. ábra, 5. év).



33. ábra. Az összes szervesetlen nitrogén (DIN: nitrát + nitrit + ammónium) koncentrációjának, a fonalas zöldmoszat (*Cladophora* sp.) és a hínárvegetáció borításának alakulása a III. sz. Illés-tavon 2008 és 2016 között. 2009. szeptember: kezdeti (hínártelepítés utáni) borítási értékek.

Irodalmi források alapján a hínárállomány kipusztulásának esélye abban az esetben is megnő, ha a víz összes nitrogén (TN) tartalma meghaladja az 1,2-2,0 mg/l-t, illetve az összes foszfor (TP) koncentráció túllépi a 0,1-0,2 mg/l értéket (GONZÁLES SAGRARIO et al. 2005, JEPPESEN et al. 2007). BAYLEY et al. (2007) 0,28 mg/l-re becsülik a magas (>75%) hínárborítással rendelkező sekély tavakban azt a kritikus TP szintet, amely önmagában képes kimotozni a rendszert a stabil tiszta vízü állapotból, és a turbiditás növekedésével előidézni a hínár kipusztulását. Az I. és III. sz. Illés-tavakban a TN és TP részét kitevő szervesetlen nitrogén- és/vagy foszfát koncentrációk a tócsagaz kipusztulását (2012, 2016) megelőző két évben többségében meghaladták ezen értékeket (DIN: 4,1-55,4 mg/l; foszfát: 0,1-0,7 mg/l; M4. és M5. táblázat).

A VII. sz. Illés-tó esetében a betelepített tócsagaz kipusztulásához a fonalas zöldmoszat árnyékolása mellett a víz változó keménységének (ld. a következő pontban) és szervesetlen nitrogén tartalmának jelentős csökkenése ($\leq 0,6$ mg/l) is hozzájárulhatott (22. táblázat). Utóbbit támasztják alá WANG et al. (2005) kísérleti eredményei, mely szerint 1 mg/l DIN koncentráció alatt a *Ceratophyllum demersum* bioszintézise, fehérje- és klorofill tartalma egyaránt csökken.

A VI. sz. Illés-tóban 2011 és 2015 között végig dominált az érdes tócsagaz. 2014 szeptemberében ugyan magas volt a *Cladophora* sp. borítása (45%), azonban ezzel egy időben 90%-os részesedéssel rendelkezett a *Ceratophyllum*, így a hínárvegetáció nem szorult vissza ezt követően (M9. táblázat).

5.3.2.2. Csillárkamoszatos vizek

Csillárkamoszatos - *Chara* sp. által dominált átlátszó vizek, kevés fitoplanktonnal: IV. és VII. sz. Illés-tavak (M33E-F. ábrák)

A többi vízhez képest napfénynek jobban kitett IV. és VII. sz. Illés-tavakban spontán jelent meg a csillárkamoszat, mely a medret kibéleli. Ezek a gyepek pionír jellegű, efemer társulások, amelyek frissen keletkezett aljzaton jelennek meg. Finom iszapon hosszan tartó társulásokat alkotnak (BORHIDI 2003).

A IV. sz. Illés-tó esetében a 2016. tavaszi extrém mértékű szervetlen nitrogénvegyület növekedést (25,1 mg/l) és *Cladophora* sp. burjánzást (50% borítás) feltehetően az okozta, hogy a vele összeköttetésben álló, 2. sz. Pócos-tó partján nagy mennyiségű kerti zöldhulladékot (levágott fűvet) helyeztek el, mely fokozatos bomlásával növelte a vizek tápanyagkészletét.

A *Chara* fajok fényért folytatott kompetíciós képessége az edényes hínárfajok többségéhez képest nagyobb, mert a vizek bikarbonát szintjének csökkentésével képesek szén-limitált környezetet létrehozni, mely a fitoplankton és az egyéb hínárfajok háttérbe szorulását okozza (VAN NES et al. 2003). Ez a kompetitív tulajdonságuk megmutatkozik a vízminőségi adatokban is: a csillárkamoszatos VII. sz. Illés-tóban mértem a legkisebb változó keménységet (M11. táblázat).

A VII. sz. Illés-tó esetében a fonalas zöldmoszat elburjánzása és a tápanyag-csökkenés mellett a csillárkamoszat megtelepedése és térhódítása is hozzájárulhatott a betelepített tócsagaz kipusztulásához. A *Ceratophyllum demersum* ugyanis mészkedvelő faj, ezért érzékeny a terjeszkedő csillárkamoszat vízkeménységet csökkentő hatásával szemben (VAN DEN BERG 1999). Külföldi terepi tapasztalatok azt mutatják, hogy a csillárkamoszat és az edényes hínárvegetáció csak átmenetileg képes együtt fennmaradni a vizekben (SCHEFFER & VAN NES 2007).

5.3.2.3. Cianobaktériumok által dominált vizek

Cianobaktérium dominancia, zavaros víz („turbid state”), sok fitoplanktonnal: II. és VIII. sz. Illés-tavak (M33G-H. ábrák)

SCHEFFER (1998) szerint a kulcsmechanizmus, amely a sekély tavakban a turbid állapotot stabilizálja, illetve a szubmerz növényzet megtelepedését gátolja, az a fitoplankton erős fénylimitációja. A cianobaktériumos vizekben a gerinctelen makrofauna alacsony diverzitásának oka a gyakran szélsőséges vízminőségi értékek. A cianobaktériumok intenzív tápanyagfelvételének következtében ezeknek a vizeknek volt az átlagos DIN szintje a legalacsonyabb (0,8 mg/l; 22. táblázat). A víz kis átlátszósága és a tavak árnyékoltsága mellett részben ennek is köszönhető, hogy spontán úton nem képes megtelepedni vízi növényzet. Hínárvegetáció hiányában, az üledék felső, híg rétegében – ahol a kiüledett fitoplankton lebomlása zajlik – gyakran van oxigén deficit.

5.3.2.4. Fonalas zöldmoszatos víz

Cladophora sp. által dominált víz, kevés fitoplanktonnal: V. sz. Illés-tó (M33I. ábra)

SCHEFFER és VAN NES (2007) átfogó cikkében nem említ fonalas zöldmoszat dominálta alternatív stabil állapotot, azonban eredményeim alapján ez kialakulhat. A

Szadai Mintaterület legsekélyebb, V. sz. Illés-tavában (átlag és legnagyobb mélység: 0,8 és 1,5 m) a *Cladophora* sp. évek óta permanensen jelen van. A vízben gyakori a 80-100% közötti fonalas zöldmoszat borítás, mely árnyékolásával hatékonyan gátolja a fitoplankton és a hínárvegetáció megtelepedését, térhódítását. 2012-ben átmenetileg cianobaktérium dominancia volt a jellemző, majd a következő évtől visszaállt az eredeti állapot. A fonalas zöldmoszatos állapot rövid ideig megjelent a III. sz. tóban is, mely az a tócsagaz borításának átmeneti csökkenését okozta.

2015-ben az V. sz. Illés-tóban kaptuk a legkisebb gerinctelen makrofauna diverzitást, mely elsősorban annak köszönhető, hogy a vízfelület jelentős részét, vagy akár egészét lefedő zöldalga szőnyeg miatt oxigén telítettség szempontjából szélsőséges viszonyok alakulnak ki (nappali túltelítettség és éjszakai oxigénhiány váltakozása).

A Szadai Mintaterület többi vizében a *Cladophora* sp. a tavak kialakítását követően nagy borítást ért el, azonban az évek során háttérbe szorulása általános jelenség volt. Mivel a fonalas zöldmoszat fajok általában foszfor limitáltak (PLANAS et al. 1996, HIGGINS et al. 2008), és ebből túlkínálat van a vizekben, a háttérbe szorulás feltehetően a hínárfajok allelopatikus hatásainak a következménye.

5.3.2.5. Emerz hínárvegetáció uralta víz

Emerz hínárvegetáció (keresztes békalencsés társulás - *Lemnetum trisulcae*), kevés fitoplanktonnal: II. sz. Illés-tó (M33J. ábra)

SCHEFFER és VAN NES (2007) szerint ez az állapot képes hosszabb távon is fennmaradni a sekély tavakban, azonban a békalencsés asszociáció a II. sz. Illés-tavon egy turbid, ciano-, vas- és kénbaktériumok uralta állapotot követően csak átmenetileg (2013-ban, 1 évre) akkor jelent meg, amikor a DIN szint lecsökkent (1,8 mg/l-re) és a foszfát koncentráció extrém mértékben megnőtt (3 mg/l-re). A következő évben a DIN-szint több mint ötszörösére nőtt, a foszfát koncentráció pedig lecsökkent (1,2 mg/l-re), és visszaállt a zavaros vízü állapot.

BORHIDI (2003) szerint a keresztes békalencsés kis kiterjedésű, csendes vízfelületek azonális társulása, amely főleg oligo- és mezotróf, álló és lassú folyású, gyakran árnyékolt vízfelületeken fejlődik ki. A fenti vízminőségi adatok alapján a társulás időszakosan eutróf vízben is előfordulhat.

A III. sz. Illés-tóba telepített apró békalencse (*Lemna minor*) kipusztulásának fő oka az lehetett, hogy a kis telepített mennyiség következtében a borítása nem volt elegendő a szubmerz tócsagaz háttérbe szorításához, a tócsagaz ugyanakkor tápanyag-felvételével olyan szintre csökkentette a víz DIN-koncentrációját, hogy az a tápanyag-igényes apró békalencsét limitálta.

22. táblázat. Különböző alternatív stabil állapotok tápanyag szintjei a Szadai Mintaterületen (2009-2015; vízkémiai adatok: augusztus-szeptember, hínár/fonális zöldalga borítási adatok: június-szeptember). Az Illés-tavak első évének adatait az intervallumok nem tartalmazzák, mert ekkor még nem stabilizálódtak az új élőhelyeken az egyes állapotok. 2016-ból csak tavaszi adatok voltak, ezért ezek szintén kimaradtak.

	1.A) Szubmerz hínárnö- vényzet, átlátszó vízzel (<i>Ceratophyl- lum demersum</i>)	1. B) Szubmerz hínárnövényzet, átlátszó vízzel (<i>Utricularia vulgaris</i>)	2. <i>Chara</i> sp. által dominált átlátszó víz	3. Ciano- baktérium dominancia, zavaros víz	4. <i>Cladophora</i> sp. által dominált víz	5. Emerz hínár- vegetáció (<i>Lemne- tum trisulcae</i>)
Előfordulás (Illés-tavak):	III., VI.	I.	IV., VII.	II., VIII.	I., V.	II.
DIN (mg/l):	0,6-4,1	0,7-1,1	0,2-35,7	0,1-10,0	4,3-38,3	1,8*
DIN átlag (mg/l):	1,4	0,9	6,0	0,8	4,9	---
Foszfát (mg/l):	0,25-1,00	0,20-0,80	0,05-1,80	0,02-1,20	0,10-1,10	3,0*
Foszfát átlag (mg/l):	0,65	0,50	0,45	0,59	0,49	---
Borítás (%)	40-100	10-40	60-95	---	20-100	90*
Borítás átlag (%)	72	25	84	---	66	---

* Egy mérés adata.

5.3.3. Vegetáció

Feltehetően a kedvezőtlen talajszerkezet, a talajvíz lassú áramlása és a nagy árnyékoltság miatti gyér parti növényzet az oka annak, hogy a II., V. és VIII. sz. Illés-tavak esetében rossz vízminőség alakult ki. Ezekben a lápi póc telepítésekéből kizárt vizekben az árnyékolás miatt nem telepedett meg hínárvegetáció, mely a planktonikus eutrofizációnak vagy a *Cladophora* sp. tömeges elszaporodásának kedvezett. A szegényes növényzetet és a rossz vízminőséget a gerinctelen makrofauna Simpson-féle diverzitásértékeinek alacsony átlagértéke is jelzi (1-D = 0,65).

Az Illés-tavak kialakításával degradált területek helyén egy növényfajokban gazdagabb, vízi és mocsári vegetáció jött létre. Az I. sz. Illés-tó esetében a florisztikai adatokból számolt kvázi átlagos Borhidi-féle nitrogénigény értékének csökkenése azt mutatja, hogy a víztest mellett a mocsári vegetáció zónájában is csökkent a környezet tápanyagszintje. Ennek fő oka a természetes szukcesszió, melynek során a különböző növényfajok megtelepedésével és növekedésével (pl.: fehér nyár – *Populus alba*, fekete nyár – *P. nigra*, fehér fűz – *Salix alba*, hamvasfűz – *S. cinerea*) a beépülő felvett tápanyagok mennyisége nő. Az Illés-tavak növényfajszámainak, és ezzel együtt a vegetáció természetességének „ingadozása” évről-évre részben azzal magyarázható, hogy a felmérések több esetben nem azonos hónapban készültek, így a júniusi felmérések során a vegetációs periódusban később megjelenő fajok még nem kerülhettek a fajlistákba.

5.3.4. Gerinctelen makrofauna

A hínáros vizek a *Cladophora* sp. és cianobaktériumok által dominált tavakhoz képest fajszámban gazdagabb gerinctelen makrofaunával rendelkeznek. Az eltérés a Heteroptera, Diptera és Ephemeroptera rendszertani csoportok esetében a legnagyobb (15b. és 15c. ábra). 2015-ben a leggyakoribb taxonok: *Notonecta* sp., *Chaoborus* sp., *Aeshna cyanea*, *Chironomidae* sp. és a *Cloeon dipterum*, utóbbi kettő egyedszámban is jelentős (13. táblázat, M12. táblázat).

Bár a csillárkamoszatos tavak a gerinctelen makrofauna abundancia vagy taxonszám tekintetében elmaradtak a természetes pócos vizek értékeitől, 2015-ben a legnagyobb diverzitással ezek az élőhelyek rendelkeztek. A szegényebb makrozoobenton oka a szintén gyér zooplankton közösség lehet. A IV. sz. Illés-tó esetében az alacsony zooplankton taxonszám és abundancia (M2. táblázat) feltehetően a domináns *Chara* sp. allelopatikus hatásának közvetett következménye. Egyes csillárkamoszat fajok ugyanis gátolják a fitoplankton szaporodását (VAN DONK & VAN DE BUND 2002), mely kihatással van a zooplankton állományra is (bottom-up hatás).

A turbid állapotú II. és V. sz. Illés-tavak esetében a természetes élőhelyek referenciatartományán kívül eső gerinctelen makrofauna abundancia és taxonszám értékeket (14. táblázat) a szélsőséges vízminőségi jellemzők (vízvirágzások, időszakosan toxikus ammónia és kénhidrogén felszabadulása, oxigénhiány) okozzák. Ezen vizek gerinctelen makrofaunájának diverzitása több mint 10%-kal kisebb volt a természetes pócos élőhelyek diverzitásához képest (7. ábra). A kedvezőtlen állapot fő oka az, hogy ezekbe a tavakba nem történt hínártelepítés, és árnyékoltságuk, zavarosságuk miatt természetes úton sem telepedett meg bennük magasabb rendű vízi növényzet. 2012-ben a II. sz. Illés-tóban két alkalommal is halakra mérgező szintű ammónia koncentrációt mértem (0,03; 0,04 mg/l). A többi vízhez képest sekélyebb V. sz. Illés-tavon 100% borítást ért el a *Cladophora* sp. Utóbbi állapot is veszélyt jelent a vízi élőlényekre, ugyanis az esti oxigénhiányt nem képesek kompenzálni felszíni levegővétellel. Ezekben a vizekben 2015-ben a leggyakoribb taxonok: *Chaoborus* sp., *Aeshna cyanea* és *Chironomidae* sp., utóbbi kiemelkedő egyedszámban (13. táblázat, M12. táblázat).

A többi tóhoz képest nagyobb nyílt víztérrel rendelkező I. és IV. sz. Illés-tavakban a közepes és nagy méretű szitakötő lárvák taxon- és egyedszám csökkenése a lápi pócok telepítését (2010-) követően figyelhető meg (15a. ábra), ezért ennek oka a predációs nyomás lehet. MCPEEK (1990) hasonló jelenséget tapasztalt az *Umbra limi* által benépesített észak-amerikai tavak esetében.

A hínáros tavak természetvédelmi értékét növeli, hogy bennük gazdag gerinctelen makrofauna, kételtű és hüllő közösség is kialakult, számos ritka és védett fajjal (pl. *Dolomedes fimbriatus*, *Lissotriton vulgaris*, *Pelobates fuscus*, *Natrix natrix*, *Emys orbicularis*). A Szadai Mintaterület a térség egyik a legjelentősebb szaporodóhelye lett a békafajok számára.

5.3.5. Telepített lápi halállományok megmaradása

A monitoring vizsgálatok eredményei alapján megállapítható, hogy a Szadai Mintaterület 8 tavából 5 hosszabb távon is megfelelő élőhely a lápi halak számára, melyet a lápi póc és a széles kárász rendszeres szaporodása is bizonyít. Ugyanakkor valószínűsíthető, hogy a réti csík azért nem volt képes szaporodni a vizekben, mert a talajvíz hőmérséklete – a vereasegyházi regionális szennyvíztisztító talajvíz-figyelő

kútjainak 2004-2010 közötti adatai alapján – 2,9 – 16,3 °C között ingadozik, mely nem teszi lehetővé, hogy az Illés-tavakban tartósan, és megfelelő mélységig kialakuljon a halfaj számára megfelelő ivási hőmérséklet (18-21 °C). Problémát jelent, hogy 2008 és 2016 között 18 °C feletti hőmérséklet mindössze a mérések 11%-a esett tavaszra (május végére), de ez is csak a vízszlop felső 30 centiméterére volt jellemző. Példaként hozható fel, hogy az az I. sz. Illés-tó víz hőmérséklete még 2017 augusztusára sem emelkedett 14 °C fölé a tó mélyebb és felszíni rétegeiben.

Figyelmet érdemel, hogy a betelepített (*Ceratophyllum demersum*, *Utricularia vulgaris*) vagy spontán megjelent hínárvegetációnak (*Chara* sp.) rendkívül fontos szerepe van az újonnan kialakított vizek állapotának alakulásában, kedvező hatással vannak a vízminőségre és a lápi halak megmaradására egyaránt. Egyrészt árnyékolásukkal, tápanyagfelvételükkel és allelopatikus hatásuk révén gátolják a planktonikus eutrofizációt, másrészt a hínárnövényzet bűvő- szaporodó- és ívőhely biztosítása mellett gazdag gerinctelen makrofaunának (táplálékbázisnak) ad élőhelyet. Ez jól megmutatkozott a 2011. évi vizsgálat idején a hínármentes I. sz. Illés-tó és a dús vízi növényzetű III. sz. Illés-tó halszaporulatának nagyságrendileg eltérő mennyiségében, az utóbbi javára. Ugyanakkor ki kell emelni, hogy a többségében sűrű hínárvegetációval rendelkező tavakban a mintavétel kis hatékonyságú, ezért a fogási adatok jelentős alulbecslést eredményeznek. Az elkáult egyedek – különösen az ivadékok – gyakran rejtve maradnak a vízi növényzetben. A vízi növényzettel dúsán benőtt lápi póc élőhelyek esetében az elektromos halászgéppel szemben a vízben gázolva történő kosarazás jóval hatékonyabb módszernek bizonyul (SEKULIĆ et al. 2013, GALAMBOS L. szóbeli közl.)

Eredményeim alapján a halfauna túlélése szempontjából nagy jelentősége van a lápi, mocsári vizek szabad ammónia- és nitrit szintjének. Ezen élőhelyek esetében a pangó, bomló szerves anyagokban gazdag és oxigénszegény vizekben gyakrabban érhetnek el ezek a paraméterek kritikus koncentrációkat. Irodalmi adatok alapján hosszú távú expozíció esetén a 0,05 / 0,06 mg/l feletti ammónia- (NH₃-N) és 0,10 mg/l feletti nitrit (NO₃⁻) koncentráció már toxikus hatású lehet a halakra (FRANCIS-FLOYD et al. 1996, DURBROW et al. 1997). Rövidtávon a 0,26 mg/l nitrit szint még nem okoz károsodást az egyéb, szenzitív vízi fajoknak (ALONSO 2005). Rövid expozíció esetén a letális koncentráció (LC50) 0,33 és 3,28 mg/l között van számos halfajnál (FRANCIS-FLOYD et al. 1996).

Az V. sz. Illés-tóban a *Cladophora* sp. gyakran nagy borítást ér el (20-100%), mely nappal nagy mennyiségű oxigént termel. A jelentős oxigén szint ellenére mért extrém magas (0,46 – 0,70 mg/l) nitrit értékek arra utalhatnak, hogy a nitritoxidáló baktériumok „nem bírtak lépést tartani” a keletkező nitrit mennyiségével. Azt, hogy az oxidációs folyamatok működtek, a 45-60 mg/l közötti, igen magas nitrát koncentrációk bizonyítják.

Ugyan a II. sz. Illés-tóban a szabad ammónia koncentrációja nem haladta meg a fenti toxikus szintet, a természetes réti csík élőhelyekre jellemző átlagértéket (0,01 mg/l; lásd: 3. táblázat) viszont igen. Ez lehet az egyik oka annak, hogy a 2012-ben betelepített csík lárvák elpusztultak. Tovább erősíti ezt a feltételezést, hogy a lárvák a kifejlett halakhoz képest fokozottan érzékenyek a vízminőségre. Ki kell emelni, hogy a II. sz. Illés-tóban a fitoplanktont a cianobaktériumok uralják, melyek toxintermelésre képesek (CODD et al. 1989). Ezen kívül esetenként a mérgező kénhidrogén szagát is érezni lehet a minimális talajvíz-áramlású, pangó vízű tóban. Az V. sz. Illés-tó esetében pedig – melyben az előnevelt széles kárászok nem éltek túl – a nitrit szint rendszeresen meghaladta a természetes élőhelyek átlagértékét (0,15 mg/l) és az említett toxikus határt is (M6. táblázat).

A helyettesítő élőhelyek esetében a legkritikusabb pont az, hogy a betelepített fajok túlélnek és szaporodnak-e, illetve ki tudnak-e alakulni önfenntartó populációk (FISCHER & LINDENMAYER, 2000; COCHRAN-BIEDERMAN et al., 2015). A mesterséges körülmények között nevelt póc lárvák mennyisége bőségesen elegendő volt a Szadai Mintaterület vizeinek benépesítéséhez. Az Illés-tavakat úgy terveztük meg, hogy bennük hosszú távon önfenntartó törzsállományok alakuljanak ki, melyeket a rendszeres monitoringon kívül más zavarás nem éri. A mentett állományok középtávú (2010-2016) fennmaradása és szaporodása – mely további telepítéseket tesz lehetővé – a program sikerességét mutatja.

A haltelepítések előtti, előzetes felmérés/monitoring jelentőségét mutatja, hogy eredményének figyelmen kívül hagyása sikertelen lápi póc telepítéshez vezethet. Egy 1991-ben történt, kudarccal végződött szlovéniai póc telepítésről POVŽ (1995) számol be. A donor víztest a makrofítonban gazdag Beloviči-holtág volt, ahonnan 22 tejés és 21 ivarérett, ikrával telt nőstény halat fogtak be. A célterület egy kisméretű (kb. 300 m² vízfelületű), szegényes vegetációjú kavicsbánya gödör volt, melybe 1991 márciusában helyezték ki a halakat. A monitoring eredmények alapján novemberben még 23%-os volt a visszafogási arány, 1992 tavaszán és őszén azonban már nem sikerült kimutatni a halfajt (POVŽ 1995). A két víztest között vízminőségben nem volt számottevő különbség, ezért feltehetően elsősorban a megfelelő búvó- és ívőhelyek (vízi vegetáció) hiánya, a vele járó szegényes táplálékbázis (gerinctelen makrofauna) és a megnövekedett predációs veszély lehetett a faj eltűnésének oka. Míg a holtágban 13 edényes növényfajt (ebből 11 hínár taxont) írtak le, addig a bányatóban mindössze a gyékény fordult elő. A gerinctelen makrofauna esetében szintén jelentős különbségek voltak: a holtágban közel négyszer annyi (19) taxon élt, mint a bányatóban (5 taxon). A szegényes mocsári- és hínárvegetáció hiánya alapján feltételezhető, hogy a bányatónak – ahogy általában a hasonló típusú vizek esetében megfigyelhető – alacsony volt a trofitásfoka. Ennek következményeként nagy valószínűséggel a zooplankton és a gerinctelen makrofauna tömegessége is kisebb lehetett a holtághoz képest, mely akár időszakos táplálékhiányt is okozhatott.

5.4. Veszélyeztetett állományok mentése

A Gögő-Szenke patak, a Czuczor-sziget és a 2. sz. Pócos-tó állományainak jelentős része gyors beavatkozás (mentés) nélkül nagy eséllyel kipusztult volna. A befogott halakat a Halgazdálkodási Tanszék laboratóriumába és a Szadai Mintaterület tavaiba szállítottuk, mellyel génállományuk megmentését is segítettük.

Ez a három, egy éven belül bekövetkezett eset jól mutatja a lápi póc populációk veszélyeztetettségét, és felhívja a figyelmet arra, hogy a problémák kezelése érdekében összehangolt intézkedésekre van szükség. A veszélyeztetett populációk mentése és a mentett állományok fenntartása gyakori eszköz a természetvédelemben (HAMMER et al., 2012, ELLIS 2013). Ugyanakkor a fogságban tartás kis számú anyahal esetén a genetikai diverzitás csökkenésével (PHILIPPART 1995) és a viselkedési minták megváltozásával jár (PHILIPPART 1995, LYNCH & O'HELY 2001). Ki kell emelni azonban, hogy a lápi póc populációk mérete a természetes élőhelyeken is lehet nagyon kicsi, például aszályos időszakokban. Az izolált populációk egyedi génkészletei külön-külön konzervációs kezelési egységet képviselnek (TAKÁCS et al. 2015) – erre a mentés, a szaporítás és a kihelyezések esetén is különös figyelmet fordítottunk.

5.5. Veszélyeztetett állományok szaporítása és nevelése

Tapasztalataink azt mutatják, hogy amennyiben időben érkezik értesítés veszélyeztetett állományokról, a mentés és a befogott halak elszállítása biztonságosan, rövid idő alatt elvégezhető. A lápi póc hosszabb távú, *ex situ* tartása (pl. szaporítás céljából) – annak ellenére, hogy kísérleti eredményeink alapján kizárólag élő táplálékot fogad el – szintén nem jelent különösebb nehézséget.

Általában, amikor veszélyeztetett állatfajok védelme érdekében élőhely rehabilitációra vagy új élőhelyek kialakítására és visszatelepítésekre van szükség, kulcskérdés a megfelelő mennyiségű utód biztosítása *ex situ* szaporítás révén (WITZENBERGER & HOCHKIRC 2011). Ebből a szempontból az édesvízi halak kedvező helyzetben vannak, mivel többségük biztonsággal szaporítható, hormonális kezeléssel, akár a reprodukciós időszakon kívül is (MUSCALU-NAGY et al. 2011, ZAKÉŠ et al. 2013). Ugyanakkor a lápi póc indukált hormonális szaporítása terén végzett kísérleteink nem voltak sikeresek. Elképzelhető, hogy több hallal és többféle dózis kipróbálása esetén több ikrát adtak volna a halak, de nem állt rendelkezésünkre több anyahal. Egy esetben sikerült fejni szemre ovulált ikrát (ikraszám: 75 db, termékenyülési érték: 98,7%; M17. ábra), viszont azok több napos eltérésekkel kifehéredtek, illetve elhaltak. Sikeres indukált szaporításra irodalmi adat sincs, viszont a póc spontán ivását korábban már számos szerző megfigyelte (GEYER 1940, POVŽ 1990, BOHLEN 1995, KOVÁČ 1997).

A kísérleteink során a lápi pócnál tapasztalt preferencia a kavics plusz műnövény aljzat iránt meglepő eredmény, mert normál körülmények között a póc élőhelyére egyáltalán nem jellemző ez az ivási aljzat. Feltételezhető, hogy a reakció háttérben szupernormális inger áll. Meg kell jegyezni, hogy ezen kísérleti eredményekre alapozva egy új szaporítási eljárást dolgoztunk ki (ketreces természetszerű szaporítás, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Tavirózsa Egyesület és SZIE), ahol az ivási aljzatot megtartottuk – kavicságyon műnövény – és az elmúlt két évben sikeres szaporítási és ivadéknevelési kísérleteket hajtottunk végre Farmoson (összesen 26 pár anyahal ivott le a felkínált kavicsos aljzatra). A szaporítási eljárások során fontos megfigyelésünk volt, hogy a megtermékenyített ikrák pipettával történő mozgatásakor a véletlenül megsértett aranysárga ikraszemek néhány másodpercen belül kifehérednek. Ez a jelenség segítheti az ikrásokat az ikrázásban és a "szelekcióban".

Az általunk vizsgált embrió- és lárvafejlődési sebesség nem különbözik jelentősen a szakirodalmi adatoktól (16. táblázat). A tanszéki tóban is folytatódó gyors növekedés valószínűleg a hatalmas plankton- (*Daphnia*) és gerinctelen makrofauna- (tavi kérész, árvaszúnyoglárva stb.) állománynak volt köszönhető. Eredményeink alátámasztják BOHLEN (1995) megállapítását, mely szerint a póc ivarérése már 10 hónap körül bekövetkezhet mindkét ivarnál.

A lápi pócot a csukához hasonlóan kimondottan nappali ragadozónak véltük, azt gondoltuk, hogy védett környezetben nevelt lárváik az esténként felkínált *Artemia*-t nem fogja tudni hasznosítani, azonban az eredmények más mutattak. Az első két héten az *Artemia* 6X csoport növekedése meghaladta az *Artemia* 4X csoportét, majd a növekedési ütemek kiegyenlítetté váltak, a növekedési görbék lefutása párhuzamos lett. A magyarázatot az eltérő nagyságú lárvák emésztési üteme és gyomorbefogadó képessége adja. Kezdetben a gyomor befogadóképessége nagyon kicsi, így hamar ürül ki. Nagyobb testméretnél a növekedő gyomortérfogat kellően sok táplálékot tud befogadni így már mindkét csoport ad libitum takarmányozottnak volt tekinthető (hiába kínálunk fel többször táplálékot az *Artemia* 6X csoportnak, azok nagy része

már nem tudott hasznosulni).

A pontyféléknél, ahol a táplálkozás időtartama nem korlátozódik a nappali órákra, azok a csoportok, melyeknek többször kínálnak fel táplálékot, értelemszerűen gyorsabb növekedésre képesek (WOLNICKI et al. 2003, BAŞÇINAR et al. 2007). A lápi póc esetében az Artemia 6X csoport szignifikánsan igazolható mértékben nagyobb végső testhosszt ért el (min-max: 13 – 18,7 mm), mint az Artemia 4X csoport (min-max: 11,1-17,9 mm). A testtömegeikben is különbözött a két csoport, azonban közöttük szignifikánsan igazolható különbséget nem tudtunk kimutatni ($P>0,05$), aminek az oka, hogy csoportátlagokat tudtunk csak vizsgálni, és kevés volt a kezelésenkénti 3-3 csoport. Ki kell hangsúlyozni, hogy a lápi póc ivadéka a többi általunk vizsgált halfajhoz képest rendkívül érzékeny a mérésekre, úszóik nagyon sérülékenyek, így egyedi tömegmérésekre nem nyílt lehetőségünk. KOVÁČ (1995) kísérletében a lápi póc lárvák akváiumi tartásuk (átlagos víz hő: 15,8 °C, min-max: 11,0-20,8 °C) 43 napja alatt 10,50-11,31 mm testhosszt értek, míg az általunk nevelt halak 21 nap alatt 11,1-18,9 mm-re növekedtek. Az elhullás mindössze 5-7 % volt, kannibalizmust nem tapasztaltunk.

A telepítések sikerességét jelentősen növeli, hogy a védett környezetben nevelt pócok növekedési üteme számottevően nagyobb volt a természetes vizekben fejlődő egyedekhez képest. Ez azért is fontos, mert így az ősszel kitelepített halak akár már a következő évben szaporodhatnak új élőhelyükön.

5.6. Természetes lápi póc populációk megerősítése

Ideális esetben egy fajvédelmi program akkor sikeres, ha a mentett populációkat az eredeti, rehabilitált élőhelyeikre, hasonló természetes vizekbe vagy helyettesítő élőhelyekre telepítik a populációgenetikai módszerek segítségével meghatározott konzervációs egységen belül (FISHER & LINDENMAYER 2000, OLDEN et al. 2010, ELLIS et al. 2013, TAKÁCS et al. 2015).

A lápi póc populációk védelme érdekében tett lépések sikeresek voltak, mivel mindhárom veszélyeztetett állomány esetében sikerült a genetikai identitás megőrzésének biztosításával telepítenünk mentett anyahalak utódait származási helyeikre.

A Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram megvalósítása során szerencsés fejlemény volt, hogy a Gögő-Szenke patak szennyezése megszűnt, az M0-ás híd bővítése során pedig a Czuczor-szigetnél a lápi víznek a lehető legkisebb része semmisült meg. Mindkét élőhelyre telepítettünk laboratóriumban nevelt, vagy az Illés-tavak állományaiból származó ivadékokat. A 2. sz. Pócos-tó állományának erősítéséhez a szomszédos, élőhely bővítés céljából létrehozott, és aszályos időben is megfelelő vízmélységgel rendelkező, IV. sz. Illés-tó indirekt módon járult hozzá.

5.7. Összegzés és javaslatok

Összegezve megállapítható, hogy a lápi póc populációk elterjedési területe jelentősen csökkent az elmúlt másfél évszázadban és napjainkban is további veszélyeknek vannak kitéve élőhelyeik elvesztése, átalakítása és az inváziós fajok térhódítása miatt. A disszertációmban bemutatott Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram az első olyan átfogó, komplex természetvédelmi projekt, mely célul tűzte ki a veszélyeztetett állományok mentését, a fogságban történő szaporítást és nevelést, helyettesítő élőhelyek létrehozását, a mentett és fogságban nevelt állományok visszatelepítését és a veszélyeztetett természetes póc populációk állományerősítését.

A kidolgozott *ex situ* szaporítás és ivadékgazdálkodás nagymértékben segítheti a faj populációinak megerősítését, és lehetővé teszi a lápi póc igényeinek megfelelő élőhelyek újranépesítését. Védett környezetben növekedésük jelentősen meghaladja természetes vízrendszerekben élő társaikét, ezért a telepítést követő évben már leívhatalak a halak.

Új, helyettesítő élőhelyek létrehozásával sikerült olyan önfenntartó, genetikai identitásukat megőrző törzsállományokat létrehozni, melyek egyrésztől hosszú távon stabil háttérrel adnak a további szaporítások és kísérletek számára, másrészt donorként szolgálhatnak a természetes populációk állományainak megerősítéséhez. A 8 újonnan létesített élőhelyből az 5, előzetesen megfelelőnek értékelt és benépesített víz mindegyikében sikeresen megtelepedtek a halak. A Szadai Mintaterület telepített Illés-tavaiban több esetben is sikerült kimutatnunk három lápi póc generáció együttes jelenlétét. Ezen adatokat irodalmi forrásokkal összevetve megállapítható, hogy a vizekben önfenntartó állományok jöttek létre.

Megállapítható, hogy a mesterséges szaporulat és a helyettesítő élőhelyek ivadékaik elegendőek voltak a természetes élőhelyek állományainak megerősítésére. A mentett halak mennyiségének (N=42) sokszorosát telepítettük ki ivadékként a laboratóriumi nevelést követően (N=271), illetve a III. sz. Illés-tóból (N=257) az anyahalak származási helyeire. Ezen felül összesen 1186 tanszéken nevelt lápi pócot helyeztünk ki a Szadai Mintaterület vizeibe. Az összesen telepített lápi póc (N=1714) természetvédelmi értéke (1714 x 250.000.- Ft) 428,5 millió forint, a 2008-2016 közötti időszakban a Lápi póc Fajvédelmi mintaprogram megvalósítási költsége ugyanakkor nem érte el a 8 millió forintot.

Eredményeimet széleskörűen hasznosítani lehet az olyan projektek megvalósítása során, melyek a mocsarak és lápok biodiverzitásának fejlesztésére, védelmére irányulnak. Ugyanakkor a természetvédelmi célok elérése érdekében további kutatások és gyakorlati tevékenységek szükségesek az alábbiak szerint:

- a lápi póc ökológiai szerepének és igényének további vizsgálata (pl. ammónia-, kénhidrogén- és nitrit-tolerancia kutatása),
- kísérletek végzése az amurgéb lápi pócra gyakorolt kompetíciós és predációs hatásának megismeréséhez,
- a legveszélyeztetettebb élőhelyek és állományok beazonosítása, élőhely-rehabilitációk,
- további helyettesítő élőhelyek és törzsállományok létrehozása veszélyeztetett (mentett) populációk segítségével,
- helyettesítő élőhelyek minősítő rendszerének további finomítása a telepítések biztonságának növeléséhez,
- a lápi póc indukált szaporítási módszerének és ketreces szaporítási eljárásának

- kidolgozása,
- spermamélyhűtés alkalmazási lehetőségének kifejlesztése,
- póc ivóhely-választási és takarmányozási kísérletek folytatása,
- természetes élőhelyek állománygyarapítása mesterségesen nevelt egyedekkel és a Szadai Mintaterületen befogott szaporulattal a genetikai változatosság fenntartása és a beltenyészet elkerülése érdekében,
- új lápi halfajok (pl. kurta baing) bevonása a mintaprogramba (ennek a halfajnak csak részben fed át az ökológiai igénye a lápi póccal, ezért más jellegű – elsősorban csatorna-szerű –helyettesítő élőhelyek létrehozása lehet a megoldás),
- a különböző, lápi póccal kapcsolatos hazai és külföldi projektek összehangolása, és egy olyan átfogó természetvédelmi program kidolgozása, mely figyelembe veszi a napjainkban meghatározott, genetikai alapokon nyugvó konzervációs és kezelési egységeket (TAKÁCS et al. 2015a) a halfaj egész európai elterjedési területén.

Az utóbbi pont kapcsán megjegyzendő, hogy már 2011-ben és 2013-2014 folyamán is voltak szakmai együttműködéseink szlovák partnerekkel. Tapasztalatainkat ezt követően sikeresen vették/ültették át Szlovákiában (pl. élőhely-rekonstrukció, lápi póc szaporítása).

Élőhely-rekonstrukciós javaslatok

Új helyettesítő élőhelyek létrehozása során javasolt a mocsári, lápi vegetáció számára alkalmas, mély fekvésű, sekély vízzel borított, széles parti zónák létrehozása, mely tápanyag-felvételével a vizek külső terhelését is csökkenti.

Szükség lenne a jövőben az élőhely-rekonstrukciók sikerét feltehetően befolyásoló, de még nem teljesen ismert tényezők tesztelhetőségére nagyobb számú, egy időben létrehozott élőhelyek vizsgálatával. A nagyobb számú és szimmetrikus elrendezésű, de azonos méretű élőhely variációk létrehozása – pl. sekélyebb/mélyebb tó; kicsi és nagy partszegély/vízfelület arány, nád/alámerült hínár, árnyékoltság mértéke, társfajok jelenléte – számos nagyon fontos, a munkánk során felmerült, de jelenleg még nem eldönthető kérdés megválaszolásában segíthetne. Ugyanakkor, a halak kihelyezése várhatóan nagyobb erőforrás esetén sem javasolt minden kísérleti egységbe, csak amelyek a már ismert előzetes kritériumokat teljesítik és legjobb tudásunk szerint a halak túlélését biztosítja. Vagyis a teljesen szimmetrikus kísérleti elrendezés természeti környezetben nem biztos, hogy teljesíthető lenne jelentősebb anyagi ráfordítás ellenére sem. Ezt támasztja alá például, hogy a Szadai Mintaterületen a talaj szerkezete és a talajvíz-áramlási viszonyok nagyon változatosak, akár egy 100 m²-es területen belül is.

Telepítési stratégia a Szadai Mintaterületen

A Szadai Mintaterületen lévő, 3 (gőgő-szenkei, ráckevei-dunaági és 2. sz. Pócos-tavi) törzsállomány genetikai diverzitásának növelése, illetve a beltenyésztettség és genetikai sodródás hosszabb távon jelentkező hatásának kiküszöbölésének érdekében az állományok eredeti élőhelyeinek 80 km sugarú körzetéből (konzervációs egységen belülről, lehetőleg veszélyeztetett élőhelyekről) és a mintaterületről javasolt az

anyahal befogás. A szaporítást követően az ivadékok egy részét a mintaterület Illés-tavaiba, másik részét pedig a befogási helyek 80 km-es körzetébe szükséges telepíteni, állományerősítés céljából. Ezzel nem csak a mintaterület tavaiban, hanem a természetes élőhelyeken is mérsékelni lehet a beltenyésztettség mértékét. A lápi póc állományok általában kisméretűek, ezért természetes élőhelyenként várhatóan 10-12 ivarérett egyed befogásával lehet számolni, azonban törekedni kell minél több (legalább 25) anyahal befogására. Mivel a halfaj párosan ívik, ugyanennyi példánnyal kell számolnunk a mintaterületről is, tavanként. Tekintettel a lápi póc rövid (átlag 4 éves) élettartamára, ideális esetben 4 évente szükséges a szadai törzsállományok génfrissítése. Ki kell emelni ugyanakkor, hogy szakirodalmi adatok alapján a halak esetében kisebb esélye van a beltenyésztettség kialakulásának, más gerinces rendszertani csoportokkal szemben.

Telepítési stratégia nagyméretű, természetes vízterekhez

Az olyan élőhelyek esetében, melyek megfelelő élettérnek tűnnek a póc számára, de valamiért hiányzik belőlük a póc, első körben fontos tisztázni az eltűnés okait irodalmi adatok, korábbi terepi tapasztalatok (pl. konzultáció nemzeti parkok szakembereivel) és friss állapotfelmérések alapján. Makrofíton, zooplankton, gerinctelen makrofauna, halfauna, fizikai-kémiai és biológiai vízminőségi és hidrogeomorfológiai vizsgálatok szükségesek. A következő lépés a kapott adatok összevetése a természetes élőhelyekre jellemző referencia értékekkel.

Kizáró okok a referencia intervallumon kívüli foszfát és ammónia koncentráció, a ciano- vagy kénbaktériumok, *Cladophora* sp. által okozott vízvirágzás, a hínárvegetáció teljes hiánya, a kis diverzitású gerinctelen makrofauna és az inváziós halfajok nagy taxon- vagy egyedszáma. Az amurgéb előfordulása természetesen semmilyen körülmények között sem megengedhető.

Az Illés-tavakban átlagosan 4 egyed/m³ volt a telepítési sűrűség, mely elegendő volt önfenntartó állományok létrehozására. A telepített állomány megmaradási esélyének növelése érdekében 0,5 ha feletti víztestekbe nem célszerű telepíteni – a nagy vizek esetében ugyanis nem állítható elő biztonsággal a megfelelő (nagy) számú ivadék mennyiség.

A lápi póc telepítése előtt túlélési kísérlet céljából javasolt sűrű (ivadék számára sem átjárható) halráccsal elkeríteni egy 100-200 m³ térfogatú, sekély és mély zónát is magába foglaló, az egész víztestet jól reprezentáló részt, ahová réti csíkot és széles kárászt javasolt kihelyezni. Járható út lehet az is, ha a nagy víztest egy viszonylag elszigeteltebb (de nem teljesen zárt) kis szegletébe vagy mesterségesen létrehozott, szűken kapcsolódó élőhelyre helyezünk ki először anyahalakat, ahol azok szaporodhatnak, és lassan tovább terjedhetnek, illetve terjeszthetők. Amennyiben a kísérő halfajok egy éven keresztül megmaradnak, következő lépésben a póc is telepíthető. A póc egy éves megmaradása esetén el lehet távolítani a halráccsot és további telepítések történhetnek. Természetesen a túlélési kísérlet ideje alatt érdemes több évszakban monitorozni a halfaunát és az egyéb környezeti jellemzőket, az ívási időszakot követően pedig érdemes vizsgálatokat végezni annak érdekében, hogy meg tudjuk, szaporodtak-e a lápi halfajok.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Az európai édesvízi halfajok 37%-a veszélyeztetett, ugyanakkor más gerinces csoportokhoz képest aránytalanul kevés a védelmük érdekében indított természetvédelmi tevékenységek száma. A klímaváltozás következtében fellépő, hosszú aszályos időszakok miatt a sekély vizű lápi, mocsári ökoszisztémák különösen fenyegetettek. A Kárpát-medence endemikus, nemzetközi vöröslistás halfajának, a lápi póc élőhelyeinek kiterjedése és populációjának mérete az elmúlt évtizedekben jelentősen csökkent. Napjainkban a legfőbb veszélyeztető tényezők az élőhelyek megszűnése, zavarása, terhelése (kiszáradás, természetes szukcesszió miatti feltöltődés, feltöltések, csatornakotrások, szennyezések) és az inváziós amurgéb terjeszkedése.

A 2008-ban indított Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram az első olyan komplex program, mely a lápi póc élőhelyek ökológiai jellemzőinek és az antropogén hatások feltárását, a halfaj veszélyeztetett állományainak mentését, ezek mesterséges körülmények közötti szaporítását és nevelését, majd a mentett anyahalak és ivadékaik újonnan létrehozott helyettesítő élőhelyekre és természetes állományok megerősítésére történő telepítését valósította meg.

2010-ben három fenyegetett élőhelyről (a szennyezést ért Gögő-Szenke patakból, a kiszáradó 2. sz. Pócos-tóból és a részleges feltöltésre ítélt Czuczorszigetről) összesen 42 anyahalat mentettünk. Ezek ellenőrzött körülmények között végzett *ex situ* szaporítása és a lárvá nevelés révén sikerült nagy mennyiségű (1457 db), telepítésre alkalmas ivadékokat előállítani.

A természetes póc élőhelyek állapotfelmérésére az élőhely-rekonstrukciós munkák megalapozásához is szükséges volt. A Szadai Mintaterületen létrehozott, talajvíz táplálta helyettesítő élőhelyekből (I-VIII. sz. "Illés-tavak") öt kistó (I., III., IV., VI. és VII. sz. Illés-tavak) 8-23 hónapon belül elérte a természetes pócos vizekre jellemző hidrobiológiai értékeket (vízminőség, hínárvegetáció borítása, gerinctelen makrofauna diverzitás). Ezek a vizek alkalmas élőhelynek bizonyultak az előzetesen túlélési vizsgálat céljából telepített előnevelt réti csík és széles kárász, majd a lápi pócok számára egyaránt, melyet a két utóbbi faj rendszeres szaporodása is bizonyított. 2009 és 2014 között összesen 470 réti csíkot, 470 széles kárászt és 1186 lápi pócot helyeztünk ki az I-VII. sz. Illés-tavakba, mesterséges szaporításból. Az anyahalak származási helyeire további 528 lápi pócot telepítettünk állományerősítés céljából. Ennek egyik fele saját szaporításból, másik fele pedig a Szadai Mintaterület természetes szaporulatából származott.

Kilenc év (2008-2016) abiotikus és biotikus monitoring adatai alapján megállapítható, hogy a helyettesítő élőhelyek ökológiai állapotának szempontjából a betelepített (érdes tócsagaz, közönséges rence) és a spontán módon megjelent (csillárkamoszat) hínárvegetációnak meghatározó szerepe van. Ezen kevés fitoplanktonnal és átlátszó vízzel jellemezhető alternatív stabil állapotok kialakulása és fennmaradása elsősorban a tápanyag-kínálat, a hínárborítás, a talajvíz áramlási viszonyok és a fényellátottság függvénye. Több kisebb élőhely (tó) kialakítása egy nagy, egymással kapcsolatban lévő vizes élőhely komplexum helyett számos előnnyel jár. Az egymástól és más felszíni vizektől elszigetelt, ca. 60 m³ térfogatú és átlag 1,5 m mélységű Illés-tavak esetében a biológiai és környezeti folyamatok monitorozása és kontrollja – például az esetlegesen megtelepedő fajok eltávolítása, vagy a betegségek terjedésének megelőzése – a kicsi, egymástól izolált élőhelyeken könnyebb. E mellett a különböző populációkból származó állományok génkészlete is megőrizhető keveredés nélkül. A Szadai Mintaterületen stabil,

önfenntartó állományai alakultak ki a lápi pócnak, így ezek hosszú távon felhasználhatók természetes élőhelyeken történő állományerősítésekhez és visszatelepítésekhez.

Új tudományos eredményeim a kitűzött célokkal összhangban:

1. A lápi póc természetes élőhelyei ökológiai jellemzőinek feltárása (abiotikus és biotikus tényezők) az élőhely-rekonstrukciók tervezésének megalapozásához és a póc ökológiai igényeinek meghatározásához,
2. Két új lápi póc élőhely felfedezése Szadán (1. és 2. sz. Pócos-tó),
3. Mentett póc állományok számára alkalmas helyettesítő élőhelyek létrehozása a Szadai Mintaterületen,
4. Lápi póc szaporítás: természetszerű szaporítási eljárás kidolgozása nagy mennyiségű lápi póc lárva előállításához,
5. Póc lárvanevelés: elsőként vizsgáltam az *Artemia* naupliusz és kereskedelem-ben kapható takarmányok hatását a lápi póc növekedésére és megmaradására,
6. Új, önfenntartó lápi póc állományok létrehozása a Szadai Mintaterületen a hosszú távú visszatelepítésekhez és természetes élőhelyek állományerősítéséhez.

A lápi póc hosszú távú, sikeres védelme érdekében további *in situ* és *ex situ* kutatások és tevékenységek szükségesek, úgymint a halfaj ökológiai szerepének vizsgálata, kompetíciós és predációs kísérletek végzése (amurgéb – lápi póc), legveszélyeztetettebb állományok beazonosítása, élőhely-rehabilitációk, további helyettesítő élőhelyek és törzsállományok létrehozása, a mesterségesen létrehozott élőhelyek minősítő rendszerének tovább fejlesztése és az indukált szaporítási metódus, spermamélyhűtés és ketreces szaporítási eljárás kidolgozása. A lápi póc ívóhely-választási és takarmányozási kísérleteinek folytatása, a természetes élőhelyek további állománygyarapítása és a visszatelepítések szintén fontos feladatok a jövőre nézve. Szükséges továbbá a különböző hazai és külföldi projektek összehangolása, és egy olyan átfogó természetvédelmi program kidolgozása, mely figyelembe veszi a napjainkban meghatározott, genetikai alapokon nyugvó konzervációs és kezelési egységeket a halfaj egész európai elterjedési területén.

7. SUMMARY

In Europe, 37% of freshwater fish are threatened. However, conservation activity is less widespread for fish compared to other vertebrate groups. The effects of climate change (e.g. long-term drought) have been shown to drive the deterioration of freshwater ecosystems, and fish living in shallow waters of fen and marshland ecosystems are in particular danger.

The European mudminnow (*Umbra krameri*) is a marshland fish endemic to the Carpathian Basin. The species is categorized as vulnerable on the IUCN Red List, because its range and population have declined significantly since the last decades. The main threats to the species are habitat loss, disturbance (desiccation, filling, dredging) pollution, natural succession of marsh and fen habitats, and the spread of the invasive Chinese sleeper (*Perccottus glenii*).

The European mudminnow Conservation Pilot Programme (2008-) is the first comprehensive species conservation programme that includes exploring ecological processes and human impacts, rescuing individuals from threatened mudminnow populations, captive breeding and rearing, creation of new habitats, introduction of saved and captive-bred stocks in surrogate habitats and reinforcement of threatened parent populations of mudminnow.

In 2010, a total of 42 adult European mudminnow were rescued and transported to the laboratory from three threatened sites: the Pócos Pond 2, which nearly dried up in that year; the heavily polluted Göggő-Szenke Stream; and the fen in the construction area of the South M0 Bridge. Altogether, we bred and reared high number (1457) of mudminnow larvae in controlled conditions for stocking between 2010 and 2014.

Pond reconstruction works have been based on the surveys of natural mudminnow habitats. During 2008-2013, we established eight groundwater-fed ponds (Illés Ponds I–VIII, each with 50-60 m³ volume) by dredging in Szada Pilot Area. Pre-stocking water quality, macrophyte coverage and macroinvertebrate (i.e. food base) monitoring revealed that Illés Ponds I, III, IV, VI and VII met the species' conservation criteria following a short primary succession period (8-23 months), and thus they were assigned for stocking. Altogether, we stocked 470 weatherfish (*Misgurnus fossilis*), 470 crucian carp (*Carassius carassius*) and 1186 European mudminnow into the Illés ponds between 2009-2014 (all of fish were captive bred). Test fishing revealed that marshland fish had survived in the Illés Ponds I-VII. Natural reproduction of crucian carp and European mudminnow was evident in the year following the first introductions. 528 mudminnows from captive breeding and natural spawning in Illés Ponds were used to supplement populations in native habitats where the parents originated.

Abiotic and biotic monitoring data of nine years (2008-2016) revealed that planted macrophytes (*Ceratophyllum demersum*, *Utricularia vulgaris*) and spontaneous colonized *Chara* sp. were determinant factors of ecological status of surrogate habitats. These alternative stable states have low density of fitoplankton and clear water. The stability of stable states is affected by nutrient level, cover of macrophyte, flux of groundwater and light conditions. The creation of several small habitat patches (i.e. ponds) instead of a more extended and connected fen system has several advantages, especially in monitoring and controlling ongoing biological and environmental processes, preventing the spread of disease, and keeping invasive species out of the system. It also facilitates the preservation and maintenance of broodstocks from different populations with unique genetic pools. Self-sustaining

stocks of European mudminnow in Szada Pilot Area are suitable for reinforce and reintroduce populations in different natural sites.

Summary of my new scientific results:

1. I have determined ecological features (abiotic, biotic factors) of European mudminnow habitats for consideration in the planning of surrogate habitats and explore ecological requirements of species,
2. I discovered two new natural habitats of mudminnow in Szada (Pócos Pond 1 and 2),
3. I have created suitable surrogate habitats in Szada Pilot Area for rescued mudminnow stocks,
4. I elaborated natural propagation methodology for large number of mudminnow larvae,
5. I have examined for the first time the effects of feeding (on *Artemia* nauplii and dry feed) on the growth and mortality of the mudminnow larvae,
6. Establishing self-sustaining stocks for reinforce and reintroduce populations of European mudminnow in the threatened natural habitats where parent fish had originated.

To facilitate long-term and large-scale conservation actions, further *in situ* and *ex situ* researches and management actions are needed, such as:

- improving our knowledge of the environmental conditions in which the European mudminnow can survive (e.g. ammonia, hydrogen sulfide and nitrite tolerance),
- studying competition and predation between the Chinese sleeper and European mudminnow,
- identifying the most threatened populations,
- creation of new surrogate habitats for saving more broodstocks,
- improving initial evaluation method of surrogate habitats to increase safety of stocking,
- developing induced propagation and cage spawning methods (for wild spawning),
- developing methodology for sperm cryopreservation,
- continuing experiments on spawning substrate preference and feeding, in order to support more effective breeding programs and larger scale population reinforcements and reintroductions.
- reinforcement of natural populations with captive-bred juveniles and natural offspring of Szada Pilot Area for conserving genetic diversity and preventing inbreeding,
- involving further marshland fish (e.g. sunbleak *Leucaspis delineatus*) in the conservation programme,
- synthesizing domestic and foreign projects related to European mudminnows, and developing a comprehensive programme, taking into consideration the genetic guide on relevant conservation and management units.

MELLÉKLETEK

M1. melléklet: Irodalomjegyzék

- ALONSO A. (2005): Valoración de la degradación ambiental y efectos ecotoxicológicos sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. Doctoral Dissertation, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares (Madrid), Spain
- AMBRUS A. & SALLAI Z. (2014): A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) elterjedése és megőrzése a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság működési területén. In: *Pisces Hungarici*, (8) 97-100. pp.
- AMMONIA CALCULATOR (2016): Ammonia-Calculator. <http://www.hbuehrer.ch/Rechner/Ammonia.html> Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: ammonia, calculator. Lekérdezés időpontja: 2016. október 13.
- APS, R., SHARP, R. & KUTONOVA, T. (2004): Freshwater Fisheries in Central & Eastern Europe: the Challenge of Sustainability. Overview Report. IUCN, Warsaw, Poland, 94 p.
- AQUATERRA (2016): Complexul educațional ecologic AQUATERRA. Webpage of Societatea AquaTerra Iași <http://seaquaterro.ro/en-aquaterro-fish-raising-research-educational-complex-bucharest.html> Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: AquaTerra, *Umbra krameri*. Lekérdezés időpontja: 2016. október 13.
- BAJOMI, B. (2003): Veszélyeztetett állatfajok visszatelepítésének eredményességét befolyásoló tényezők: a kékcsőrű réce és az eurázsiai hód magyarországi visszatelepítésének összehasonlító elemzése. Msc. diplomadolgozat. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Genetikai Tanszék. Budapest, 79 p.
- BAJOMI, B., PULLIN, A. S., STEWART, G. B. & TAKÁCS-SÁNTA, A. (2010): Bias and dispersal in the animal reintroduction literature. In: *Oryx* 44 (3) 358–365. p.
- BALON, E. K. (1967): Ryby Slovenska. Obzor, Bratislava, pp. 95, 155-156.
- BĂNĂRESCU, P. (1961): Tiergeographische Betrachtungen über die Fischfauna des Donaubeckens. In: *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, (14) 386-389. p.
- BĂNĂRESCU, P. (1964): Pisces-Osteichthyes. Fauna Republicii Populare Romane. Editura Academiei Republicii Populare Române, București, pp. 285-291.
- BĂNĂRESCU, P. (1989): Vicariant patterns and dispersal in European freshwater fishes. In: *Spixiana*, 12 (1) 91-103. p.
- BĂNĂRESCU, P. (1993): Considerations on the threatened freshwater fishes of Europe. In: *Ocrot. nat. med. inconj.*, București (37) 87-98. p.
- BĂNĂRESCU, P. (1994): The present-day conservation status of the freshwater fish fauna of Romania. In: *Ocrot. nat. med. inconj.*, București 38 (1) 5-20. p.
- BĂNĂRESCU, P., M., OȚEL, V. & WILHELM, A. (1995): The present status of *Umbra krameri* WALBAUM in Romania. In: *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 97 B, pp. 496-501.
- BANKOVICS A. (1990): Halak – Pisces. In: RAKONCZAY Z. (Szerk.): Vörös könyv. Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 166-168.
- BARUŠ, V. & LIBOSVARSKÝ, J. (1983): *Umbra krameri* (Umbridae, Pisces), a Revisional Note. In: *Folia Zoologica*, 32 (4) 355-364. p.

- BARUŠ, V. & OLIVA, O. (Szerk.) 1995: Mihulovci Petromyzontes a Ryby Osteichthyes 1-2. Fauna ČR a SR, Nakladatelství Akademie věd České republiky, Praha, p. 577-582, 612-613.
- BAŞÇINAR N., ÇAKMAK E., ÇAVDAR Y. & AKSUNGUR N. (2007): The effect of feeding frequency on growth performance and feed conversion rate of Black Sea trout (*Salmo trutta labrax* Pallas, 1811). In: *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, (7) 13-17. p.
- BAYLEY, S. E., CREED, I. F., SASS, G. Z. & WONG, A. S. (2007): Frequent regime shifts in trophic states in shallow lakes on the Boreal Plain: Alternative “unstable” states? In: *Limnol. Oceanogr.*, 52 (5) 2002–2012. p.
- BEAMISH, R. J., MERRILEES, M. J. & CROSSMAN E. J. (1971): Karyotypes and DNA values for members of the suborder Esocoidae (*Osteichthyes*: Salmoniformes). In: *Chromosoma*, 34 (4) 436–447. p.
- BEHYNA M. (1931): Az akvárium berendezése és gondozása. Népszerű Természettudományi Könyvtár 9. Kiadja a Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, p. 68-69.
- BENESCH, A., R. (2004): Wiedereinbürgerung Hundsfisch (*Umbra krameri* W.) im österreichischen Teil des Hanság/Burgenland. In: *Österreichs Fischerei*, (57) 161-165. p.
- BERINKEY L. 1966: Halak, Pisces. Magyarország állatvilága (Fauna Hungariae) 20 (2) 32-33. p.
- BIOAQUA (2010): Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram keretében hidrobiológiai vizsgálatok végrehajtása. Kézirat, Bioaqua Pro Kft., Debrecen, 39 p.
- BIOTICA (2002): Biodiversity conservation in the lower dniester delta ecosystem. GEF medium-sized project. Project brief. Moldova, February 2002
- BÍRÓ P. (1981): A tó és környékének állatvilága. In: ILLÉS I. (Szerk.): Tavunk a Balaton. NATURA, Debrecen, p. 120-133.
- BÍRÓ P. (1994): A Kis-Balaton halállományának változásai (Changes of Fish Fauna of Kis-Balaton). In: *Hidrológiai Tájékoztató*, (10) 32-36. p.
- BÍRÓ, P. & PAULOVITS, G. (1995): Distribution and status of *Umbra krameri* WALBAUM 1792, in the drainage of Lake Balaton. In: *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 97B, 470-477. p.
- BLANC, M., BĂNĂRESCU, P., GAUDET, J. L. & HUREAU, J. C. (1971): European inland water fish. A multilingual catalogue. Food and Agriculture Organization of the United Nations. London: Fishing News (Books) Ltd. p. 83-84.
- BLINDOW, I., HARGEBY, A. & ANDERSSON, G. (2002): Seasonal changes of mechanisms maintaining clear water in a shallow lake with abundant *Chara* vegetation. In: *Aquat. Bot.*, (72) 315-334. p.
- BOHLEN, J. (1991): Beobachtungen zu Verbreitung, Biologie und Gefährdung des Europäischen Hundsfisches *Umbra krameri* WALBAUM, 1792 (Pisces, Umbridae). In: *Österreichs Fischerei*, (44) 286-290. p.
- BOHLEN, J. (1995): Laboratory studies on the reproduction of the European mudminnow, *Umbra krameri* WALBAUM 1792. In: *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 97B, 502-507. p.
- BORHIDI A. (1995): Borhidi-féle relatív ökológiai indikátorértékek. A magyar flóra szociális magatartástípusai. In: Horváth F., Dobolyi Z. K., Morschhauser T., Lőkös L., Karas L., Szerdahelyi T.: FLORA adatbázis 1.2. Taxonlista

- és attribútum-állomány. MTA ÖBKI és MTM Növénytára, Vácrátót, p. 42, 58.
- BORHIDI A. (Szerk.) (2003): Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest, 610 p.
- BOROS Á. (1927): A veregyházi tó növényzete. In: *Bot. Közlem.*, (24) 73-74. p.
- BOTTA I. (1981): Adatok a lápi póc (*Umbra krameri* WALBAUM) szaporodásbiológiájához. In: *Halászat* 74 (2) 44-45. p.
- BOTTA I. (1985): 88 színes oldal a hazai halakról. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, p. 41.
- BOTTA I. (1993): A tervezett Duna-Ipoly Nemzeti Park fontosabb víztereinek ichtiológiai állapotfelmérése. (Jelentés) Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 46-47.
- BOTTA I., KERESZTESSY K. & NEMÉNYI I. (1987): The Fishes of Kiskunság. In: *The Fauna of the Kiskunsag National Park*. Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 401-403.
- BREHM A. (1905): Az állatok világa. VIII. kötet. Halak. Ismereteink mai színvonalához és a hazai viszonyokhoz alkalmazta: KOHAUT R. Budapest: Légrády Testvérek, pp. 309-310.
- BRINSON, M.M. & MALVÁREZ, A.I. (2002): Temperate freshwater wetlands: types, status and threats. In: *Environmental Conservation*, (29) 115-133. p.
- BRYLIŃSKA, M. (Ed.) (1991): Ryby słodkowodne Polski. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa, pp. 72, 173-175.
- BRTEK, J. (1958): Zpráva o Náleze blatniaka obyčajného (*Umbra krameri* WALBAUM 1792) na Žitnom Ostrove. In: *Biológia*, (13) 227-230. p.
- CĂRĂUȘU, S. (1952): Tratat de ichtologie. Edit. Acad. R. P. Romine, p. 852.
- CAVENDER, T. (1969): An oligocene mudminnow (family Umbridae) from Oregon with remarks on relationships within the Esocidae. *Occasional papers of the museum of zoology, University of Michigan*, (660) 1-33. p.
- CHEPURNOV, V. S., BURNASHEV, M. S., SAYENKO Y. M. & DOLGIY Y. M. (1953): Materials for the vertebrate fauna of the lower Dniester, Prut and southern regions of Moldavia. In: *Uchenye Zapiski Chernovitzkogo Univ.*, (8) 359-367. p.
- CHEW, S. F., JIN, Y. & IP, Y. K. (2001): The loach *Misgurnus anguillicaudatus* reduces amino acid catabolism and accumulates alanine and glutamine during aerial exposure. In: *Physiol. Biochem. Zool.*, 74 (2) 226-237. p.
- CHYZER K. (1882): Zemplénmegye halai. Adatok Zemplénmegye természetrajzi ismeretéhez I. Külön lenyomat a magyarországi Kárpát-egyesület 1882-iki évkönyvének első füzetéből, Igló, 13 pp.
- COCHRAN-BIEDERMAN, J. L., WYMAN, K. E., FRENCH, W. E. & LOPPNOW, G. L. (2015): Identifying correlates of success and failure of native freshwater fish reintroductions. In: *Conservation Biology*, (29) 175-186. p. doi: 10.1111/cobi.12374
- CODD G. A., BELL S. G. & BROOKS W. P. (1989): Cyanobacterial toxins in water. In: *Water Science and Technology*, 21:1-13.
- CRĂCIUN, N., IONAȘCU, A. & HANGANU, D. (1997): Cercetari de etologie la țiganuș (*Umbra krameri*). *Analele Științifice ale Institutului Delta Dunării*, Tulcea, p. 185-194.
- CREMONA, F., PLANAS, D. & LUCOTTE, M. (2008): Biomass and composition of macroinvertebrate communities associated with different types of

- macrophyte architectures and habitats in a large fluvial lake. In: *Fundamental and Applied Limnology*, 171:119–130. p.
- CORREL, D. L. (1999): Phosphorus: A Rate Limiting Nutrient in Surface Waters. In: *Poultry Science*, 78:674–682. p.
- COSTANZA, R. et al. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387:253–259. p.
- CROSSMAN, E. J. & RÁB, P. (1996): Chromosome-banding study of the Alaska blackfish, *Dallia pectoralis* (Euteleostei: Esocae), with implications for karyotype evolution and relationship of esocoid fishes. In: *Can. J. Zool.*, 74: 147-156. p.
- CROSSMAN, E. J., & RÁB, P. (2001): Chromosomal NOR phenotype and C-banded karyotype of Olympic Mudminnow, *Novumbra hubbsi* (Euteleostei: Umbridae). In: *Copeia*, 2001(3) 860–865. p.
- CUNNINGHAM, W. P., CUNNINGHAM, M. A. & WOODWORTH SAIGO, B. (2003). Environmental science: a global concern. 7th Ed. McGraw Hill, Boston, 646 pp.
- CUVIER, G. (1829): Le Règne Animal, distribué d'après son organisation, pour servir de base à l'histoire naturelle des animaux et d'introduction à l'anatomie comparée. Avec figures, dessinées d'après nature. Tome I. Contenant l'introduction, les mammifères et les oiseaux. - pp. i-xxxvij [= 1-37], 1-540. Paris. (Deterville).
- DELIĆ, A., GRLICA, I. D. & RAZLOG-GRLICA, J. (1997): Nova nalazišta crnke (*Umbra krameri* Walbaum 1792) u Hrvatskoj. In: *Ribarstvo* 55 (3) 93-98. p.
- DURBROW R.M., CROSBY, D.M. & BRUNSON, M.W. (1997): Ammonia in fish ponds Fact Sheet. No.463 Southern Regional Aquaculture Center. <http://university.uog.edu.172-31-22-36.previewmywsite.com/cals/people/pubs/aquac/463amm.pdf>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: ammonia nitrogen, fish, pond. Lekérdezés időpontja: 2016. szeptember 10.
- EIFAC (1984): Water quality criteria for European freshwater fish: Report on nitrite and freshwater fish. EIFAC. Technical Paper, 46, 19 pp.
- ELLISON, A. M. & GOTELLI, N. J. (2009): Energetics and the evolution of carnivorous plants: Darwin's 'most wonderful plants in the world'. In: *Journal of Experimental Botany*, 60: 19-42. p.
- ELLIS, I.M., STOESSEL, D., HAMMER, M.P., WEDDERBURN, S.D., SUITOR, L. & HALL, A. (2013): Conservation of an inauspicious endangered freshwater fish, Murray hardyhead (*Craterocephalus fluviatilis*), during drought and competing water demands in the Murray-Darling Basin, Australia. In: *Marine and Freshwater Research*, 64: 792-806. p.
- ENTZ G. & SEBESTYÉN O. (1942): A Balaton élete. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, p. 334-340.
- ERŐS, T. (2001): A lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) állományának felmérése a Sződrákos-patak vízrendszerében, kitekintéssel a halfauna természetvédelmi szempontú értékelésére. (kutatási jelentés a DINP Igazgatóság részére)
- ERŐS T., TAKÁCS P., SÁLYI P., SPECZIÁR A. GYÖRGY Á.I. & BÍRÓ P. (2008): Az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) megjelenése a Balaton vízgyűjtőjén. In: *Halászat* 101: 75-77. p.

- FALUDI J. (1973): A Fertő tó halfaunája különös tekintettel az angolna és a fogas-süllő gazdasági jelentőségére. Diplomadolgozat, Sopron, 157 pp.
- FERINCZ Á., STASZNY Á., WEIPERT A., SÜTŐ A., SOCZÓ G., ÁCS A., KOVÁTS N. & PAULOVITS G. (2014): Adatok a dél-balatoni berekterületek halfaunájához. In: *Natura Somogyiensis*, 24: 279-286.
- FITZINGER, L. J. (1832): Über die Ausarbeitung einer Fauna des Erzherzogtums Österreich, nebst einersystematischen Auszählung der in diesem Lande vorkommenden Säugetiere, Reptilien und Fische als Prodrum einer Fauna derselben. Beiträge Landeskunde Österreichs unter der Enns, Wien 1., Vienna, p. 333.
- FRANCIS-FLOYD R., WATSON C., PETTY D. & POURDER D. B. (1996): Ammonia in aquatic systems. University of Florida, Department of Fisheries and Aquatic Science, Florida Coop, Ext. Serv. FA-16, 4 pp.
- FREYHOF, J. 2013. *Umbra krameri*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T22730A9380477. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T22730A9380477.en>. Downloaded on 05 June 2016.
- FREYHOF, J. & BROOKS, E. (2011): European Red List of Freshwater Fishes. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 61 pp.
- FRIVALDSZKY I. (1865): Jellemző adatok Magyarország faunájához. In: *A Magyar Tudományos Akadémia Évkönyvei*, XI. évf. p. 1-275.
- GABRISOVA, E., SLECHTA, V. & RÁB, P. (1994): Absence of genetic diversity between Slovak and Hungarian populations of endangered mudminnow *Umbra krameri*. In: SYMPOSIUM ON THE CONSERVATION OF ENDANGERED FRESHWATER FISH IN EUROPE, 20-22. July 1994, Bern/Switzerland, p. 27.
- GAUDANT, J. (2012): An attempt at the palaeontological history of the European Mudminnows (Pisces, Teleostei, Umbridae). *Neues Jahrbuch für Geologie und Paläontologie Abhandlungen*, 263 (2) 93–109. p.
- GÁTI I. (1795): A természet históriája, melyben az ásványoknak, plántáknak és állatoknak három világát, azoknak megismerhető béllyegeivel, természetekkel, hasznokkal, hazájokkal, rendbeszedve, és a gyenge elmékhez alkalmaztatva, mind egygyütt magyar nyelven legelőször botsátja. Pozsony. Weber Simon, 309.
- GEE, J.H.R., SMITH, B.D., LEE K.M. & GRIFFITHS, S.W. (1997): The Ecological Basis of Freshwater Pond Management for Biodiversity. In: *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 7 (2) 91-104. p. doi:10.1002/(SICI)1099-0755(199706)7:2<91::AID-AQC221>3.0.CO;2-O
- GEYER, F. (1940): Der ungarische Hundsfisch (*Umbra lacustris* GROSSINGER). In: *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere*, 36 (5) 745-811. p.
- GEYER, F. & MANN, H. (1939a): Beiträge zur Atmung der Fische I. Die Atmung des Ungarischen Hundsfisches (*Umbra lacustris* GROSSINGER). In: *Zoologischer Anzeiger*, 127: 234-245. p.
- GEYER, F. & MANN, H. (1939b): Beiträge zur Atmung der Fische II. Weiteres zur Atmung des Ungarischen Hundsfisches (*Umbra lacustris* GROSSINGER). *Zoologischer Anzeiger*, 127: 305-312. p.
- GONZÁLEZ SAGRARIO, M. A., JEPPESEN, E., GOMÁ, J., SØNDERGAARD, M., JENSEN, J., P., LAURIDSEN, T., & LANDKILDEHUS, F. (2005): Does high nitrogen loading prevent clear water conditions in shallow lakes

- at moderately high phosphorus concentrations? In: *Freshwater Biology*, 50: 27-41. p. doi:10.1111/j.1365-2427.2004.01290.x
- GRIFFITH, B., SCOTT, J.M., CARPENTER, J.W. & REED, C. (1989): Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245: 477-480. p.
- GUELMINO, J. J. (1996): A Contribution to the Researching of the Ichthyofauna of the Lower Course of the Tisa River. PROCEEDINGS FOR NATURAL SCIENCES, Matica Srpska Novi Sad, 90: 49-58. p.
- GUTI G. (1987): Növekedés és táplálkozásvizsgálatok az Ócsai Tájvédelmi Körzet halállományán. Szakdolgozat, ELTE Könyvtár, Budapest, 138 pp.
- GUTI G. (1990): A Fertő halfaunisztikai kutatása. In: *Halászat*, 83 (6) 165-167. p.
- GUTI G. 1993a: A magyar halfauna természetvédelmi minősítésére javasolt értékrendszer. In: *Halászat*, 86 (3) 141-144. p.
- GUTI, G. (1995a): Ecological impacts of the Gabčíkovo River Barrage System with special reference to *Umbra krameri* WALBAUM, 1792 in the Szigetköz floodplain. In: *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 97B 466-469. p.
- GUTI, G. (1995b): Conservation status of fishes in Hungary. In: *Opuscula Zoologica Budapest* 27-28: 153-158. p.
- GUTI G. (1995c): A szigetközi vízterek halászatának rehabilitálása a bősi vízlépcső üzembehelyezését követően. In: XIX. HALÁSZATI TUDOMÁNYOS TANÁCSKOZÁS, Szarvas, p. 59-64.
- GUTI G. (1997): A Duna szigetközi szakaszának halfaunája. In: *Halászat*, 90: 129-140.
- GUTI, G. ANDRIKOVICS, S. & BÍRÓ, P. (1991): Nahrung von Hecht (*Esox lucius*), Hundfisch (*Umbra krameri*), Karausche (*Carassius carassius*), Zwergwels (*Ictalurus nebulosus*) und Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) im Ócsa-Feuchtgebiet, Ungarn. In: *Fischökologie*, 4: 45-66.
- GYÖRE K. (1995): Magyarország természetesvízi halai. Budapest: Környezetgazdálkodási Intézet. p. 270-271.
- GYULAI I. (1984): Védett természeti értékek Borsod-Abaúj-Zemplén megyében. Miskolc, p. 30-41.
- GYURKÓ I. (1983): A halak világa. Bukarest: Kriterion Könyvkiadó. 296 pp.
- HAJDÚ, J. (2008): Megmentik a lápi pócot. 2008. szeptember 15. <http://www.parameter.sk/rovat/regio/2008/09/15/megmentik-lapi-pocot>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: lápi póc, Duna menti ártéri erdők tájvédelmi körzet. Lekérdezés időpontja: 2016. október 13.
- HAJDÚ, J., KOVÁČ, V. (2002): Fishfauna of several water bodies in the Large Danube Island area. In: *Folia faunistica Slovaca* 7: 75-81. p.
- HAJDÚ, J. & SAXA, A. (2008): Záchrana blatniaka tmavého (*Umbra krameri*) na Slovensku. Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky. pp. 19.
- HALAK (1900): A halak földrajzi elterjedéséről. In: *Halászat* 2 (1) 9-10. p.
- HAMMER, M., BARNES, T., PILLER, L. & SORTINO, D. (2012): Reintroduction plan for the purple-spotted gudgeon in the Southern Murray-Darling Basin. MDBA Publication No. 45/12. Murray-Darling Basin Authority, Canberra.
- HAMMER, O., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. (2001): PAST version 1.39: Paleontological statistical software package for education and data analysis. In: *Paleontologica Electronica*, 4: 9. p.
- HANKÓ B. (1931): Magyarország halainak eredete és elterjedése. Sárospatak, 34 pp.

- HANSÁG (2003): Visszatér a Hanságba a lápi póc.
<http://www.origo.hu/itthon/20031030visszater.html> Keresőprogram:
 Google. Kulcsszavak: lápi póc, Hanság. Lekérdezés időpontja: 2016.
 október 13.
- HARKA Á. (1992): Halfaunisztikai megfigyelések a Bükk hegység déli előterének vízfolyásain. In: *A Természet*, p. 108-109.
- HARKA Á. & SZEPESI ZS. (2007): A Hejő patak vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. In: I. MAGYAR HALTANI KONFERENCIA. In: *Pisces Hungarici* (supplement kötet) p. 113-117.
- HANKÓ, B. (1923): Über den Hundsfisch *Umbra lacustris* (GROSSINGER) (= *U. krameri* FITZ.). In: *Zoologischer Anzeiger* 57(3/4): 88-95. p.
- HANKÓ B. (1931): Magyarország halainak eredete és elterjedése. Sárospatak, 34 pp.
- HANKÓ B. (1958): A lápi póc neve. In: *Akvárium és Terrárium*, 3 (3) 140. p.
- HANKÓ B. (1965): A lápi póc (*Umbra krameri* WALBAUM). In: *Búvár* 10 (2) 97-98. p.
- HARKA Á. (1998): Magyarország faunájának új halfaja: az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877). In: *Halászat* 91: 32-33. p.
- HARKA Á., KOŠČO J. & WILHELM S. (2000): A Bodrog vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata. In: *Halászat*, 93 (3) 130-134. p. és 93 (4) 182-184. p.
- HARKA Á., SALLAI Z. (2004): Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató. Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 269.
- HARKA Á., SALLAI Z., SZITÓ A. (1999): Az amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) morfológiai jellemzése, élőhelye és terjedése Magyarországon. In: XXIII. HALÁSZATI TUDOMÁNYOS TANÁCSKOZÁS. p. 38.
- HECKEL J. (1847): Magyarország édesvízi halainak rendszeres átnézete, jegyzetekkel s az új fajok rövid leírásával. Fordította s a tudomány újabbbkori haladásával bővítette CHYZER Kornél. A magyar orvosok és természetvizsgálók VIII. nagygyűlésének évkönyve. 1847, p. 193-216.
- HERZIG-STRASCHIL, B. (1991): Rare and endangered fishes of Austria. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte In: *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 2501-2504. p.
- HERMAN O. (1887): A magyar halászat könyve I.-II. K. M. Budapest: Magyar Természettudományi Társulat. 860 p.
- HIGGINS, S.N., MALKIN, S.Y., HOWELL, E.T., GUILDFORD, S.J., CAMPBELL, L., HIRIART-BAER, V. & HECKY, R.E. (2008): An ecological review of *Cladophora glomerata* (Chlorophyta) in the Laurentian Great Lakes. In: *J. Phycol.* 44: 839-854. p.
- HILT, S. & GROSS, E. M. (2008): Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes? *Basic and Applied Ecology*. 9: 422-432. p.
- HOITSY GY. (1994): Adatok a Bodrog és a Bodrogzug hal-ökofaunisztikai felméréséből. XVIII. HALÁSZATI TUDOMÁNYOS TANÁCSKOZÁS (Szarvas). p. 164-172.
- HOITSY GY. (1995a): A Bodrog és a Bodrogzug hal-ökofaunisztikai fölmérése. In: *Halászat* 88 (3) 100-104. p.
- HOITSY GY. (1995b): A Bodrog halfaunájának felmérése 1993-1994-ben. XIX. HALÁSZATI TUDOMÁNYOS TANÁCSKOZÁS (Szarvas). p. 65-70.

- HORVÁTH L. & MAGYARY I. (2007): A haszonhalak szaporítása. In: Hancz Cs.: *Haltenyésztés*, Kaposvári Egyetem, Kaposvár, p.80-111. (egyetemi jegyzet)
- HORVÁTH L. (1960): Ismerkedés a soroksári Dunaág élővilágával. *Búvár* 5 (3) 172-176. p.
- IUCN (1998): Guidelines for Re-introductions. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 10 pp.
- IUCN (2011): European Environment: alarming decline in plants, molluscs and freshwater fish. IUCN News release. 22 November 2011. <http://www.iucnredlist.org/news/european-red-list-press-release>. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: iucn, freshwater fish, decline. Lekérdezés időpontja: 2016. augusztus 16.
- IUCN (2016): European Red List. Freshwater fishes. Geographic Patterns. http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist/fishes/geographic_patterns.htm Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: IUCN, Freshwater fishes. Geographic Patterns. Lekérdezés időpontja: 2016. október 21.
- IUCN/SSC (2013): Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland, viiii + 57 pp.
- JANCSÓ K. & TÓTH J. (1987): A kisalföldi Duna-szakasz és a kapcsolódó mellék-vizek halai és halászata. In: DVIHALLY ZS.: *A kisalföldi Duna-szakasz ökológiája*, VEAB, p. 162-192.
- JASIŃSKI, A. (1965): The vascularization of the air bladder in fishes. Part II. Sevruga (*Acipenser stellatus* PALLAS), grayling (*Thymallus thymallus* L.), pike (*Esox lucius* L.), and umbra (*Umbra krameri* WALBAUM). In: *Acta Biologica Cracoviensia, Series Zoologia* 8: 199-210. p.
- JÁSZFALUSI L.(1950): Adatok a Duna szentendrei-szigeti szakaszának és mellék-patakjainak halászati biológiai viszonyaihoz. In: *Hidrológiai Közlöny*, 30: 143-146, 205-208. p.
- JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., KANSTRUP, E., PETTERSEN, B., ERIKSEN, R. B., HAMMERSHØJ, M., MORTENSEN, E., JENSEN, J. P. & HAVE, A. (1994): Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and fresh water lakes differ? In: *Hydrobiologia*, 275/276:15-30. p.
- JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., MEERHOFF, M., LAURIDSEN T., L. & JENSEN, J. P. (2007): Shallow lake restoration by nutrient loading reduction—some recent findings and challenges ahead. In: *Hydrobiologia*, 584: 239–252. p. DOI 10.1007/s10750-007-0596-7
- JEPPESEN E, MEHNER T, WINFIELD IJ, KANGUR K, SARVALA J, GERDEAUX D, RASK M, MALMQUIST HJ, HOLMGREN K, VOLTA P, ROMO S, ECKMANN R, SANDSTRÖM A, BLANCO S, KANGUR A, STABO HR, TARVAINEN M, VENTELÄ AM, SØNDERGAARD M, LAURIDSEN TL & MEERHOFF M, (2012): Impacts of climate warming on lake fish assemblages: evidence from 24 European longterm data series. In: *Hydrobiologia*, 694: 1-39. p.
- JURAJDA, P., VASSILEV, M., POLÁČIK, M. & TRICHKOVA, T. (2006): A First Record of *Percottus glenii* (Perciformes: Odontobutidae) in the Danube River in Bulgaria. In: *Acta Zool. Bulg.*, 58 (2) 279-282. p.

- KADIC, J. (2009): New habitat of *Umbra krameri*. IUCN South-Eastern European e-Bulletin, 20: 12. p.
- KÁROLI J. (1882): *Umbra canina* (MARSILI). Póczhal. Borbály. (Ribahal). In: *Temészetrajzi Füzetek* 5: 188-191. p.
- KÁSZONI Z. (1963): Akvarisztika és sporthorgászat. Bukarest: Tudományos Könyvkiadó, p. 126-127.
- KATI S., BŁOŃSKA, D., ANTAL L., NAGY S. A., KAKAREKO, T., KOBÁK, J., GRABOWSKA, J. (2015): Versenyhelyzet az invazív amurgéb (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) és az őshonos lápi póc (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) között. XI. Magyar Haltani Konferencia, Debrecen, 2015. március 26–27. Absztrakt kötet, p. 4. (előadás)
- KATI S., MOZSÁR A., ÁRVA D., COZMA, N. J., CZEGLÉDI I., ANTAL L., NAGY S. A., ERŐS T. (2015): Feeding ecology of the invasive Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in Central Europe. In: *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 100 (3-4.) 116-128. p., DOI: 10.1002/iroh.201401784
- KECKEIS, H. & SEHR, M. (2014): Vorkommen und Verteilung des Hundsfisches (*Umbra krameri*, Walbaum, 1792) im Fadenbach im Bereich Mannsdorf an der Donau bis Witzelsdorf. Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donau-Auen, 36:1-67. p.
- KERESZTESSY, K. (1992): Fish Faunistical Research in the Kiskunsag. In: 20TH CONGR. HUNG. BIOL. SOC., 40 pp.
- KERESZTESSY K. (1993a): A hazai védett halfajok előfordulásának, ökológiai igényeinek értékelése. In: XVII. HALÁSZATI TUDOMÁNYOS TANÁCSKOZÁS (Szarvas), p. 43-49.
- KERESZTESSY, K. (1993b): Faunistical Research on Hungarian Protected Fish Species. In: *Landscape and Urban Planning* 27: 115-122. p.
- KERESZTESSY K. (1993c): A magyar halfajok védettségének új szabályozása. *Halászat* 86 (3) 114-116. p.
- KERESZTESSY K. (1994): Védett halfajok populációbecslése. Jelentés, KTM-TVH Könyvtára, 44 pp.
- KERESZTESSY, K. (1995a): Recent fish faunistical investigations in Hungary with special reference to *Umbra krameri* WALBAUM, 1792. In: *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 97B: 458-465. p.
- KERESZTESSY K. (1995b): Védett és veszélyeztetett állatfajok, társulások fenntartása. Védett és veszélyeztetett halfajok és társulásaik fenntartása. Jelentés, KTM-TVH Könyvtára, 44 pp.
- KERESZTESSY K. (1997): Halfaunisztikai kutatások az izesi Kolon-tavon. Jelentés, Kiskunsági Nemzeti Park Könyvtára, 12 pp.
- KERESZTESSY K. & KOLTAI H. GY. (1989): Védett halfajok faunisztikai kutatása, szaporodásbiológiai és élőhelyi jellemzése. In: *Halászat* 82: 167-168. p.
- KISS, J. B. (1982): A Delta könyve. Bukarest: Kriterion Könyvkiadó, p. 84-100.
- KIRÁLY G. (2011): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. I. Határozókulcsok. II. Ábrák. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósza 616 p., 675 p.
- KOHAUT R. (1901): Halaink. In: *Halászat* 3: 5-7, 13-14. p.
- KOPAČIK, L. (1955): Blatniak obyčajný na Južnom Slovensku. In: *Živa* 3: 229-230. p.
- KOŠCO J. (2008): Ryby povodia Bodrogu (I.: stav roku 1990), Grafotlač s.r.o., Prešov

- KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Cornol, Switzerland: Publications Kottelat. 646 p.
- KOVÁCS B. (1995a): Lápi póc (*Umbra krameri*) első adata a Keleti-főcsatornából. In: *Calandrella*, 9 (1-2) 95. p.
- KOVÁCS B. (1998): A Keleti-főcsatorna halfaunisztikai felmérése. In: *Halászat*, 91 (1) 8-11. p.
- KOVÁCS J. (1882): VII. Szakasz. Állattani ösmertetés. In: ZELIZY D. (Szerk.): *Debreczen Sz. királyi Város Egyetemes leírása*, Debreczen, p. 179-180.
- KOVÁCS I. (1975): A halak védelméről. In: KOVÁCS I. *Óvjuk a természetet!* Budapest: Tankönyvkiadó, p. 131-137.
- KOVÁČ, V. (1995): Reproductive behaviour and early development of the european mudminnow, *Umbra krameri*. In: *Folia Zoologica*, 44 (1) 57-80. p.
- KOVÁČ, V. (1997): Experience with captive breeding of the European mudminnow, *Umbra krameri* WALBAUM, and why it may be in danger of extinction. In: *Aquarium Sciences and Conservation*, 1: 45-51. p.
- KOZMA K. (1998): Az izsáki Kolon-tó halfaunisztikai vizsgálata. Szakdolgozat, JATE, Szeged, 47 pp.
- KÖRNER S. & NICKLISCH A. (2002): Allelopathic growth inhibition of selected phytoplankton species by submerged macrophytes. In: *J. Phycol.*, 38: 862–871. p.
- KRAMER, W. H. (1756): *Elenchus Vegetabilium et Animalium per Austriam inferiorem observatorum*. Vienna, 396 pp.
- KUX, Z. & LIBOSVÁRSKY, J. (1957): Zur Verbreitung und Rassenzugehörigkeit der Europäischen Hundsfische (*Umbra krameri* WALBAUM 1792 = *lacustris* GROSS. 1794). In: *Zoologické Listy*, 3: 215-224. p.
- KUEHNE, L. M. & OLDEN, J. D. (2014): Ecology and Conservation of Mudminnow Species Worldwide. In: *Fisheries*, 39 (8) 341-351. p.
- LACÉPÉDE (1798–1803): *Histoire naturelle des poissons*. Plassan, Paris
- LAKATOS K. (1907): Halaink halászati és tenyésztési szempontból. In: *Halászat*, 8 (1) 23-24. p.
- LÁNYI GY. (1951): Magyarország halainak szervezete és rendszertana. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó, p. 95.
- LÁNYI GY. (1975): Tizennyolc védett halfajunk. In: *Búvár*, 30 (1) 113-119. p.
- LÁPI PÓC (2016). Wikipédia.
http://hu.wikipedia.org/wiki/L%C3%A1pi_p%C3%B3c
 Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: lápi póc. Lekérdezés időpontja: 2016. augusztus 13.
- LEHMANN, E. (1958): Hundsfische aus dem Neusiedler See. Die Aquarien- und Terrarienzeitschrift 11: 103-104. p.
- LEHTONEN H (2002): Alien freshwater fishes of Europe. In: LEPPÄKOSKI E., GOLLASCH S., OLENIN S. (eds): *Invasive Aquatic Species of Europe*. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 153-161.
- LEINER, S. (1995): The status of the European mudminnow, *Umbra krameri* WALBAUM, 1792, in Croatia. In: *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 97B: 486-490. p.
- LELEK, A. (1987): Threatened Fishes of Europe. In: European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources, Council of Europe (eds): *The Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 9. Wiesbaden: AULA-Verlag, p. 70-73.

- LENGYEL P. (1999): A kónyi Tündér-tó (Fertő-Hanság Nemzeti Park) halfaunája. In: Barna et al. (Szerk.): *A Puszta*. Túrkeve: „NIMFEA” Természetvédelmi Egyesület, 15: 97-100. p.
- LEWIS, W. M. & WURTSBAUGH, W. A. (2008): Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: erosion of the phosphorus paradigm. In: *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 93: 446-465. p.
- LIBOSVÁRSKY, J. & KUX, Z. (1958): Příspěvek k poznání bionomie a potravy blatňáka tmavého *Umbra krameri krameri* (WALBAUM). In: *Zoologické Listy*, 7: 235-248. p.
- LINNAEUS, C. (1758): *Systema naturæ per regna tria naturæ, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis*. Tomus I. Editio decima, reformata. pp. [1-4], 1-824. Holmiæ. (Salvius)
- LIVING WATER (2007): “Living Water II” - Continuation of the “Living Waters” project restoring the flooding regime for the Teiva-Visina oxbow. Rufford Small Grant (for Nature Conservation). Final Report. Ecological Society AquaTerra, Romania. pp. 6.
<http://www.google.hu/url?sa=t&ret=j&q=&esrc=s&frm=1&source=web&cd=1&ved=0CC4QFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.rufford.org%2Ffiles%2F23.11.05%2520Detailed%2520Final%2520Report.doc&ei=zOQ8VPqyIsHl7ga6xYDYCw&usg=AFQjCNFqvZU7CTmc9R9H2B4Ddio263f3xw&bv m=bv.77412846,bs.1,d.bGQ> Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: *Umbra krameri*, AquaTerra, Rufford Small Grant. Lekérdezés időpontja: 2016. október 13.
- LOBCHENKO V., TROMBITSKY I., MOSHU A. & TSURCAN A. (2003): Conservation of rare and endangered fish species in Moldova [Sokhranenie redkikh i ischezajushchikh vidov ryb Moldovy: *Umbra krameri* i drugie] Chisinau: BIOTICA, 60 pp. (orosz nyelven)
- LÓPEZ, J. A., CHEN, W.J. ORTÍ, G. & WOOD, R. M. (2004): Esociform phylogeny. In: *Copeia*, 2004 (3) 449-464. p.
- LOVASSY, S. (1927): Halak (Pisces). In: LOVASSY, S.: *Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásai*. Budapest: Magyar Természettudományi Társulat, p. 791-875.
- LUSK, S., BARUŠ, V. & VOSTRADOVSKY, J. (1983): Ryby v našich Vodách. Praha: Nakladatelství Československé Akademie věd, p. 103-104.
- LYNCH, M. & O'HELY, M. (2001): Captive breeding and the genetic fitness of natural populations. In: *Conservation Genetics*, 2: 363-378. p.
- MAITLAND, P. S. (1994): Conservation of freshwater fish in Europe. *Nature and environment* 66: 1-50. p.
- MAITLAND, P. S. (1995): The conservation of freshwater fish: past and present experience. In: *Biological Conservation*, 72 (2) 259-270. p.
- MÁJSKY J. & HAJDÚ J. (2004): Program Záchrany blatniaka tmavého (*Umbra krameri* Walbaum, 1792). Správa CHKO Dunajské luhy, 24 pp.
- MAKARA, A. & STRÁŇAI, I. (1980): Rast a plodnosť blatniaka (*Umbra krameri* WALBAUM, 1792). In: *Biológia*, 35 (2) 131-135. p.
- MAKAROV, A. K. (1936): *Umbra* v reke Dnestre. *Priroda*, 2: 111-112. p.
- MANZANO, P. (2004): Donauauen - Restoration and management of the alluvial flood plain of the River Danube (Alluvial Zone National Park). LIFE98 NAT/A/005422
<http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction>

- =search.dspPage&n_proj_id=334&docType=pdf Keresőprogram: Google.
 Kulcsszavak: Donauauen, restoration, *Umbra krameri*. Lekérdezés
 időpontja: 2016. október 13.
- MARIĆ, S., SNOJ, A., SEKULIĆ, N., KRPO-ĆETKOVIĆ, J., ŠANDA, R., &
 JOJIĆ, V. (2015): Genetic and morphological variability of the European
 mudminnow *Umbra krameri* (Teleostei, Umbridae) in Serbia and in
 Bosnia and Herzegovina, a basis for future conservation activities. *Journal*
of Fish Biology, 86: 1534-1548. p.
- MARIĆ, S., STANKOVIĆ, D., WANZENBÖCK, J., ŠANDA, R., ERŐS, T.,
 TAKÁCS, P., SPECZIÁR, A., SEKULIĆ, N., BĂNĂDUC, D., ČALETA,
 M., TROMBITSKY, I., GALAMBOS, L., SIPOS, S., SNOJ, A., (2016):
 Phylogeography and population genetics of the European mudminnow
 (*Umbra krameri*) with a time-calibrated phylogeny for the family
 Umbridae. In: *Hydrobiologia*, 792 (1): 151–168. p.
- MARSILIUS, L., F. (1726): Danubius Pannonico Mysicus. De Piscibus in Aquis
 Danubii Viventibus. Tom. IV. Hagae, Comitum et Amstelodami.
- MARUSHEVSKY (Ed.) (2003): Directory of Azov-Black Sea Coastal Wetlands:
 Revised and updated. Kyiv: Wetlands International, 235 pp., 81 maps
- MATEI, D. & MANEA, G. H. I. (1990): Peștii din apele Moldovei. (Fishes of
 Moldavia Waters) In: *Piscicultura Moldovei*, Lucrări Științifice, Iași, p.
 47-98.
- MCPEEK, M. A. (1990): Determination of species composition in the *Enallagma*
 damselfly assemblages of permanent lakes. In: *Ecology*, 71: 83-98. p.
- MEȘTER, L., & BABEȘ, L. (1975): The fine structure of the swim bladder in *Umbra*
krameri WALBAUM. In: *Travaux du Muséum d'Histoire Naturelle*
 „Grigore Antipa”, 16: 243-247. p.
- MIKA F. & VARGA L. (1935): A Fertőn történt katasztrófák hatása a tó halállomá-
 nyára és halászatára. In: *Halászat*, 34 (7-8) 30-32.
- MIŠÍK, V. (1966): The length, weight and the length-weight relationship of the
 mudminnow (*Umbra krameri* WALBAUM, 1792) of Žitny Ostrov in
 Slovakia. In: *Věstník Československé Společnosti Zoologické*, 30 (2) 129-
 141. p.
- MOLNÁR K. (2014): A széles kárász, réti csík és lápi póc betegségei. pp: 293-331.
 In: MÜLLER T. (Szerk.): Veszélyeztetett lápi halak megóvása (lápi póc,
 réti csík, széles kárász). Gödöllő: Vármédia Print Kft, pp. 1-381.
- MOSHU, A. & TROMBITSKY, I. (2007): Two new cnidosporian species
 (Cnidospora: Sphaerosporidae, Myxobolidae) parasites of the European
 mudminnow (*Umbra krameri*) from lower Dniester river. In: *Bul. Acad. de*
Științe a Moldovei. Științele vieții, 2 (302) 78-86. p.
- MOVCHAN, Y. V. (1995): Observations on the distribution of *Umbra krameri*
 WALBAUM, 1792, in the Ukraine. In: *Annalen des Naturhistorischen*
Museums in Wien, 97B: 491-495. p.
- MRAKOVČIĆ, M., BRIGIĆ, A., BUJ, I., ČALETA, M., MUSTAFIĆ, P. &
 ZANELLA, D. (2006): Crevena knjiga slatkovodnih riba Hrvatske.
 Ministarstvo kulture, Državni zavod za prirodu, Republika Hrvatska,
 Zagreb, svibanj, pp. 106-107.
- MUSCALU-NAGY, C., APPELBAUM, S. & GOSPIĆ, S. (2011): A new method
 for out-of-season propagation for Northern pike (*Esox lucius* L.). In:
Animal Science and Biotechnologies, 44: 31-34. p.

- MÜLLER, T. (Szerk.) (2014): Veszélyeztetett lápi halak megóvása (lápi póc, réti csík, széles kárász). Gödöllő: Vármédia Print Kft. 381. p.
- NATURA (2016): HUDI20055: Veresegyházi-medence. In: Natura 2000 - Standard data form for Special Protection Areas (SPA), Proposed Sites for Community Importance (pSCI), Sites of Community Importance (SCI) and for Special Areas of Conservation (SAC). <http://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=HUDI20055>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: HUDI20055: Veresegyházi-medence, Standard data form. Lekérdezés időpontja: 2016. október 21.
- NATURESERVE (2013a): *Umbra pygmaea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T202404A18232658. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T202404A18232658.en>. Downloaded on 02 November 2016.
- NATURESERVE (2013b): *Umbra limi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T202403A18235925. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T202403A18235925.en>. Downloaded on 02 November 2016.
- NELSON, G. J. (1972): Cephalic sensory canals, pitlines, and the classification of esocoid fishes, with notes on galaxiids and other teleosts. In: *American Museum Novitates*, 2492: 1-49. p.
- NELSON, J. S. (1984): Fishes of the world. New York: Wiley, pp. 158-159.
- NELSON, J. S. (2006). Fishes of the World. 4th edition. Hoboken, New Jersey: Wiley. 601 p.
- NILSSON C., BERGGREN K. (2000): Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. In: *BioScience* 50: 783-792. p.
- OECD (1982): Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Paris: OECD. 154 p.
- OLDEN, J.D., KENNARD, M.J., LAWLER, J.J. & POFF, N.L. (2010): Challenges and opportunities in implementing managed relocation for conservation of freshwater species. In: *Conservation Biology*, 25: 40-47. p.
- OBRHELOVÁ, N. (1978): Die Gattung *Umbra* WALBAUM (Pisces) im Nordböhmischen Tertiär. Entwicklungsgeschichte der Esocoidei BERG im Lichte der funktionalen Analyse. In: *Acta Musei Nationalis Pragae*, 34: 119-171. p.
- PADISÁK J. (2005): Általános Limnológia. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, 310 p.
- PANČIĆ, J. (1860): Ribe u Srbiji. Državna štamparija Beograd 41: 136. p.
- PAPP J. (1975): Magyarország védett területei. Növény- és állatritkaságok. Panoráma Kiadó, Budapest, p. 38.
- PÁSKÁNDY J. (1967): Ismerjük meg halainkat. In: *Magyar Horgász*, 21(10) 16. p.
- PAVLOV, P. I. (1953): *Umbra* iz nizovijev Dunaja. In: *Zoologicheskij Zhurnal*, 32: 272-276. p.
- PAVLOV, P. I. (1980): Fauna Ukraini. Tom. 8. I. Akademija Nauk Ukrainskoj RSZR, Institut Zoologii, p. 319-323.
- PEKÁRIK, L., HAJDÚ J. & KOŠČO J. (2014): Identifying the key habitat characteristics of threatened European mudminnow (*Umbra krameri*, Walbaum 1792). In: *Fundam. Appl. Limnol.*, 184 (2) 151-159. p.
- PEST MEGYEI TANÁCS KÖZLÖNYE (1985): Veresegyházi Úszószigetek Természetvédelmi Terület. 1985, 3-4. szám
- PÉNZES B. & TÖLG I. (1980): A halak ösztönei és szokásai. Debrecen: Natura. p. 122.

- PÉNZES B. (1996): Halak. In: SCHMIDT E.: *Magyarország állatvilága – Pannon Enciklopédia*, Budapest: Dunakanyar 2000. p. 130-147.
- PÉNZES B. (2004): Halaink. Budapest: Osiris Kiadó. 247-249 p.
- PHILIPPART, J. (1995): Is captive breeding an effective solution for the preservation of endemic species? In: *Biological Conservation*, 72: 281-295. p.
- PINTÉR K. (1967): Hazai halak akváriumban. In: *Búvár* 12 (4) 225-228. p.
- PINTÉR K. (1973): Néhány szó a lápi pócról. In: *Halászat* 66 (6) 181. p.
- PLANAS, D., MABERLY, S. C. & PARKER, J. E. (1996): Phosphorus and nitrogen relationships of *Cladophora glomerata* in two lake basins of different trophic status. In: *Freshwater Biology*, 35: 609-622. p.
- POPA, L.L. (1976): Fishes of the Prut river basin. Chernovtzi, Stiintza, 85 pp. (orosz nyelven).
- POVŽ, M. (1990a): Conservation of mudminnow *Umbra krameri* WALBAUM, in Slovenia. In: *Journal of Fish Biology*, 37 (Supplement A): 243. p.
- POVŽ, M. (1990b): Velika senčica (*Umbra krameri* Walbaum 1872) – nova vrsta ribe Sloveniji. Muddminnow (*Umbra krameri* Walbaum 1872) – New Fish Species in Slovenia (Yugoslavia). In: *Varstvo Narave*, 16: 45-48. p.
- POVŽ, M. (1994): The conservation status of freshwater fishes of the Mura river and its tributaries in the republic of Slovenia. In: *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 41 (3) 311-321. p.
- POVŽ, M. (1995a): Discovery, distribution, and conservation of mudminnow *Umbra krameri* WALBAUM 1792, in Slovenia. In: *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 97B: 478-485. p.
- POVŽ, M. (1995b): Threatened fishes of the world: *Umbra krameri* Walbaum, 1792 (Umbridae). In: *Environmental Biology of Fishes*, 43: 232. p.
- RÁB, P. (1981a): Karyotype of european mudminnow, *Umbra krameri*. In: *Copeia* 1981 (4) 911-913. p.
- RÁB, P. & CROSSMAN, E., J. (1994): Chromosomal NOR phenotypes in North American pikes and pickerels, genus *Esox*, with notes on the Umbridae (Euteleostei: Esocidae). In: *Can. J. Zool.*, 72: 1951-1956. p.
- RAKONCZAY Z. (Szerk.) (1989): Vörös Könyv. Budapest: Akadémiai Kiadó. p. 1-360.
- RAUTHER, M. (1914): Über die respiratorische Schwimmblase von *Umbra*. In: *Zoologische Jahrbücher, Abteilung Zoologie*, 34: 339-364. p.
- RESHETNIKOV, A.N. & FICETOLA, G.F. (2011): Potential range of the invasive fish rotan (*Perccottus glenii*) in the Holarctic. In: *Biological Invasions*, 13: 2967-2980. p.
- RESHETNIKOV, A.N. (2013): Spatio-temporal dynamics of the expansion of rotan *Perccottus glenii* from West-Ukrainian centre of distribution and consequences for European freshwater ecosystems. In: *Aquatic Invasions*, 8: 193–206. p.
- ROTARIDES M. (1937): Magyarország legérdekesebb akváiumi hala: a lápi póc. In: *Az Akvárium*, 1 (1) 2-4. p.
- SALLAI Z. (1999): Adatok a Mura és vízrendszere halfaunájához. In: *Halászat*, 92 (2) 69-87. p.
- SALLAI Z. (2002a): A Dráva-Mura vízrendszer halfaunisztikai vizsgálata. I. Irodalmi áttekintés, anyag és módszer, eredmények. In: *Halászat* 95 (2): 80-91. p.

- SALLAI Z. (2002b): A Dráva-Mura vízrendszer halfaunisztikai vizsgálata. II. Fajlista, következtetések, összefoglalás, irodalomjegyzék. In: *Halászat* 95 (3) 119-140. p.
- SALLAI, Z. (2005): A lápi póc (*Umbra krameri*) magyarországi elterjedése, élőhelyi körülményeinek és növekedési ütemének vizsgálata a kiskunsági Kolontóban. In: Barna et al. (Szerk.): *A Puszta 2005*, Túrkeve: Nimfea Természetvédelmi Egyesület. pp. 113-172. p.
- SALLAI, Z. & MÜLLER, T. (2014): A lápi póc. pp: 11-84. In: MÜLLER T. (Szerk.): *Veszélyeztetett lápi halak megóvása (lápi póc, réti csík, széles kárász)*. Gödöllő: Vármédia Print Kft, pp. 1-381.
- SAS, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. St. Augustin: Academia Verlag Richarz. 497 p.
- SCHEFFER, M. (1998). Ecology of shallow lakes. London: Chapman and Hall. 357 p.
- SCHEFFER, M., HOSPER, S., MEIJER, M., MOSS, B. & JEPPESEN, E. (1993): Alternative equilibria in shallow lakes. In: *Trends in Ecology & Evolution*, 8: 275-279. p.
- SCHEFFER, M. & VAN NES, E.H. (2007): Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. In: *Hydrobiologia*, 584 (1) 455-466. p. [http:// dx.doi.org/10.1007/s10750-007-0616-7](http://dx.doi.org/10.1007/s10750-007-0616-7)
- SCHIEMER, F. (1987): Endangered fish species of the Danube River system in Austria. In: XXIX. GEORGIKON NAPOK (Keszthely). p. 42-54.
- SCHIEMER, F. (2000). Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. In: *Hydrobiologia*, 422-423: 271-278. p.
- SCHMIDT E. & SZAÁK T. (1991): *Vízivilág*. Budapest: Gondolat. p. 40-41.
- SCHMIDT R. E. & DANIELS R. A. (2006): Hybridization in Umbridae in the Hudson River, New York, with Designation of Neotypes for *Umbra limi* and *Umbra pygmaea*. In: *Zootaxa*, 1113: 1-20. p.
- SEDDON, P. J., SOORAE, P. S. & LAUNAY, F. (2005): Taxonomic bias in reintroduction projects. In: *Animal Conservation*, 8: 51-58. p.
- SIMPSON, E. H. (1949): Measurement of diversity. In: *Nature*, 163: 688. p.
- STORFER, A. (1999): Gene flow and endangered species translocations: a topic revisited. In: *Biological Conservation*, 87: 173-180. p.
- SEKULIĆ, N., MARIĆ, S., GALAMBOS, L., RADOŠEVIĆ D. & KRPOČETKOVIĆ, J. (2013): New distribution data and population structure of the European mudminnow *Umbra krameri* in Serbia and Bosnia and Herzegovina. In: *Journal of Fish Biology*, 83: 659-666. p.
- SEKULIĆ, N., BUDAKOV, L. & BRANKOVIĆ, D. (1998): Distribution of the European mudminnow *Umbra krameri* (Umbridae) in Serbia. In: *Ital. J. Zool.*, 65: 381-382. p.
- SEVCSIK, A. VIDA, A. & VÖRÖS, J. (2002): Ichthyofauna of the Hanság. In: The fauna of the Fertő-Hanság National Park, p. 727-733.
- SIMONOVIĆ, P. (2001): *Ribe Srbije*. Zavod Za Zaštitu Prirode Srbije, Biološki Fakultet, Beograd, p. 116.
- SKET, B. (1996): *Niphargus hrabei*. The IUCN Red List of Threatened Species 1996: e.T14806A4460995. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T14806A4460995.en>. Downloaded on 04 October 2016.

- SPINDLER, T. (2006): Lebensraummanagement des Hundsfluss (Umbra krameri) im Unteren Fadenbach. Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donau-Auen, Heft 11
- STEFANOV, T. (2006): Ichthyofauna of the Bulgarian Natural Lakes. In: BALWOIS CONFERENCE ON WATER OBSERVATION AND INFORMATION SYSTEM FOR DECISION SUPPORT 23-26. May 2006 (Ohrid, Republic of Macedonia)
- STERBETZ I. (1958): Ismerkedés a lápi póccal. In: *Halászat*, 5 (4) 76. p.
- STERBETZ I. (1963): Adatok a lápi póc (*Umbra krameri* WALBAUM) és a tarka géb (*Proterorhinus marmoratus* PALLAS) kárpát-medencei elterjedéséhez. *Vertebrata Hungarica* 5: 15-18. p.
- STOKOVSKÝ I. (1938): A lápi póc (*Umbra krameri* MÜLL.). In: *A Természet* 34 (12) 301. p.
- SUCIU, R. (1993): Citogenetical investigations in European Mudminnow, *Umbra krameri* (Pisces, Umbridae) threatened species in the Danube delta. *Analele Științifice ale Institutului - Delta Dunării* p. 189- 191.
- SYTCHEVSKAYA, E. C. (1976): The fossil esocoid fishes of the USSR and Mongolia. *Trudy Paleontologicheskogo Instituta Akademii Nauk. USSR* 156: 1-116. p.
- SZENDŐFI B. (2014): Lápi halak akváriumai tartása. pp: 11-84. In: MÜLLER T. (Szerk.): Veszélyeztetett lápi halak megóvása (lápi póc, réti csík, széles kárász). Gödöllő: Vármédia Print Kft, pp. 1-381.
- SZIGETKÖZ (2014): Szigetközi mentett oldali és hullámtéri vízpótló rendszer ökológiai célú továbbfejlesztése KEOP 2.2.1/2F/09-2010-0004. Munkák jelenlegi állása. 2014. március.
<http://www.keopszigetkoz.hu/news/11.html>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: Szigetköz, hullámtér, lápi póc. Lekérdezés időpontja: 2016. október 13.
- TAKÁCS P. (2010): Jelentés az MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézetében végzett genetikai vizsgálatok eredményeiről. MTA „Hal és Bentosz” munkacsoportja. Tihany, 6. pp.
- TAKÁCS P., SPECZIÁR A., ERŐS T., SÁLY P. & BÍRÓ P. (2011): A balatoni vízgyűjtő halállományainak összetétele. In: *A Balaton ökológiája*, 1 (1) 1-21. p.
- TAKÁCS P., ERŐS T., SPECZIÁR A., SÁLY P., VITÁL Z. & FERINCZ Á. (2015a): Population Genetic Patterns of Threatened European Mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) in a Fragmented Landscape: Implications for Conservation Management. *PLoS ONE* 10(9): e0138640. doi:10.1371/journal.pone.0138640
- TAKÁCS P., ERŐS T., SPECZIÁR A., SÁLY P., VITÁL Z., FERINCZ Á., SZABOLCSI Z., MOLNÁR T., CSOMA E. & BÍRÓ P. (2015b): A lápi póc (*Umbra krameri*) magyarországi állományainak populációgenetikai vizsgálata. In: *Pisces Hungarici*, 9: 5-17. p.
- TÁTRAI, I., BOROS, G., GYÖRGY, Á. I., MÁTYÁS, K., KORPONAI, J., POMOGYI, P., HAVASI, M. & KUCSERKA, T. (2009): Abrupt shift from clear to turbid state in a shallow eutrophic, biomanipulated lake. In: *Hydrobiologia* 620: 149-161. p.
- TEODOSIU, C., BRODERSEN, S., JØRGENSEN, M. S. (Eds., 2005): Opportunities and challenges for transnational research co-operation. WP4 Transnational Research Co-operation Report. ECOZONE Publishing

- House, Romania. pp. 241.
http://www.livingknowledge.org/fileadmin/Dateien-Living-Knowledge/Library/Project_reports/ISSNET_WP4_report_2005.pdf
 Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: *Umbra krameri* Project, AquaTerra. Lekérdezés időpontja: 2016. október 13.
- TEROFAL, F. (1997): Édesvízi halak. Budapest: Magyar Könyvklub, p. 58-59.
- TERNYÁK J. (1970): A lápi póc új lelőhelye. In: *Bűvár* 25 (5) 367. p.
- TOCKNER, K., ROBINSON, C. T. & UEHLINGER, U. (Eds) (2009): Rivers of Europe. Heidelberg: Academic Press. 700 pp.
- TODD, T. N. (1973): A pleistocene record of a North American mudminnow – *Umbra*. In: *Copeia*, 3: 587-588. p.
- TÓTH I. (1938): Mocsári akvárium. In: *Az Akvárium*, 2 (1) 45-46. p.
- TÓTH, J. (1960): Einige Veränderungen in der Fischfauna der Ungarischen Donaustrecke in der Vergangenen Dekade. In: *Annal. Univ. Sci. Budapestensis*, 3: 401-414. p.
- UNGER E. (1924): Akváriumba alkalmas hazai halfajok. In: *Halászat*, 25 (17-18): 59. p.
- US EPA (1999): Update of ambient water quality criteria for ammonia. US Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/20003O3L.txt?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1995%20Thru%201999&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&UseQField=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5CZYFILES%5CINDEX%20DATA%5C95THRU99%5CTXT%5C00000015%5C2003O3L.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=1&slide>
 Keresőprogram: Google. US EPA, water quality criteria, ammonia. Lekérdezés időpontja: 2016. október 21.
- VALACHOVIČ, D. & KOVÁČ, V. (1998): Ochrana blatniaka tmavého ex – situ v CHKO Záhorie. Chránené územia Slovenska 35, p. 18-19.
- VAN DONK, E. (2006): Food-web interactions in lakes. In: Dicke, M. & Takken, W. (Eds): Chemical ecology: from gene to ecosystem. Springer. Volume 16: 145-160. p.
- VAN DONK, E. & VAN DE BUND, W. (2002): Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. In: *Aquatic Botany* 72 (3-4) 261-274. p. DOI: 10.1016/S0304-3770(01)00205-4
- VAN NES, E. H., M. SCHEFFER, M. S. VAN DEN BERG & H. COOPS (2003): Charisma: a spatial explicit simulation model of submerged macrophytes. In: *Ecological Modelling*, 159: 103-116. p.
- VÁSÁRHELYI I. (1961): Magyarország halai írásban és képekben. Miskolc: Borso-di Szemle Könyvtára, p. 104-105.
- VELKOV, B. PEHLIVANOV, L. & VASSILEV, M. (2004): *Umbra krameri* (Pisces, Umbridae): a reinstated species for the Bulgarian ichthyofauna. In: *Acta Zool. Bulg.* 56 (2) 233-235. p.

- VERREYCKEN, H., GEERAERTS, C., DUVIVIER, C. & BELPAIRE, C. (2010): Present status of the North American *Umbra pygmaea* (DeKay, 1842) (eastern mudminnow) in Flanders (Belgium) and in Europe. In: *Aquatic Invasions*, 5 (1) 83-96. p.
- VIDA A. (1990): A Szigetköz és halai a változások tükrében II. *Halászat*, 83 (6) 178-179. p.
- VITÁL Z., TAKÁCS P. (2016): A lápi póc (*Umbra krameri*), az amurgéb (*Perccottus glenii*) és a cifrarák (*Orconectes limosus*) előfordulásának újabb adatai Dél-Magyarországról. In: *Halászat*, 109 (3) 16. p.
- VITUKI (2008, 2009, 2010): A Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram (Tavirózsa Egyesület) keretén belül megvalósult hidrobiológiai vizsgálatok eredményei. Záró jelentések. Kézirat, VITUKI Nonprofit Kft., Budapest, 54 pp.
- VÍZKÁR-ELHÁRÍTÁS (2016): Vízkár-elhárítás. http://www.aquadocinter.hu/themes/Vg_ezredford/Vizkarelh_arved.htm
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: ártéri területek, árvízi töltések. Lekérdezés időpontja: 2016. augusztus 16.
- VLADYKOV, V. (1931): Poissons de la Russie Sous-Carpathique (Tchécoslovaquie). In: *Mémoires de la Société Zoologique de France*, 29 (4) 217-374. p.
- VUKAJLOVIĆ, N. (2014): Distribucija i morfometrijska obilježja crnke, *Umbra krameri* Walbaum, 1792. Završni rad. Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Hrvatska. 25. p.
- VUTSKITS GY. (1900): Horvát-Szlavonország halfaunája. In: *Halászat*, 2 (2) 133-135. p.
- VUTSKITS GY. (1903): A turfás vizek élete. In: *A Természet*, 7 (2) 13-16. p.
- VUTSKITS GY. (1910): Helyes és téves megfigyelések édesvízi halaink életéből. In: *Halászat* 11 (4) 30-32. p.
- WALBAUM, J. J. (1792): Petri Artedi sueci genera Piscium in quibus systema totum ichthyologia proponitur cum classibus, ordindibus, generum characteribus, specierum differentiis, observationibus plurimis. Ichthyologiae Pars III., Gripeswaldae, 723 pp.
- WANG J., GU Y. F., ZHU Z. Y., WU B. & YIN D. Q. (2005): Physiological responses of *Ceratophyllum demersum* under different nutritional conditions. In: *Chin. J. Appl. Ecol.* 16: 337-340. p. (kínai nyelven, angol absztrakttal).
- WANZENBÖCK, J. (1992): Wiederentdeckung des Europäischen Hundsfisches, *Umbra krameri* WALBAUM, 1792, Österreich. In: *Österreichs Fischerei*, 45 (10) 228-229. p.
- WANZENBÖCK, J. (1995): Current knowledge on the European mudminnow, *Umbra krameri* WALBAUM, 1792. In: *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 97B: 439-449. p.
- WANZENBÖCK, J. (2004): European Mudminnow (*Umbra krameri*) in the Austrian Floodplain of the River Danube: Conservation of an Indicator Species for Endangered Wetland Ecosystems in Europe. 200-207. p. In: AKCAKAYA, H. R., BURGMAN, M.A. KINDVALL, O., WOOD, C.C., SJÖGREN-GULVE, P., HATFIELD, J.S. & MCCARTHY, M.A. (Eds.): *Species Conservation and Management - Case Studies*, New York: Oxford University Press. pp. 533.

- WANZENBÖCK, J. & SPINDLER, T. (1995): Rediscovery of *Umbra krameri* WALBAUM, 1792, in Austria and subsequent investigations. In: *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 97B: 450-457. p.
- WANZENBÖCK, J. & SPINDLER, T. (1996): The European Mudminnow as an Indicator for the Ecological Integrity of Wetlands. Abstracts, In: NATUREXPO (Budapest), August 26-29. 1996. p. 131.
- WEBER, C. (1902): Das Laichgeschäft der Hundsfische im Aquarium. *Blätter für Aquarien- und Terrarienkunde* 13 (8) 87-88. p.
- WELCOMME, R. L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Techn. Paper 294, 318 pp.
- WESTERFIELD, F. (1922): The ability of Mudminnows to form associations with sounds. In: *J. compar. psychol.* 2 (3) 187-190. p.
- WHEELER, A., (1992): Freshwater Fishes of Britain and Europe. Rainbow Books, London, p. 45.
- WEILER, W. (1973): Erster Nachweis von Otolithen der Familie Umbridae (Pisces) im Tertiär des Mainzer Beckens, mit Bemerkungen über die phyletischen Beziehungen innerhalb der Unterordnung Esocoidei. In: *Senckenbergiana lethaea*, 53 (6) 455-467. p.
- WIESINGER M. (1956): A lápi póc (*Umbra krameri* WALBAUM). In: *Akvárium és Terrárium*, 1 (2) 37-40. p.
- WIESINGER M. (1965): Budapest és környéke akvarista szemmel. In: *Búvár*, 10 (2) 89-93. p.
- WILHELM, A. (1984): Date privind creșterea țigănușului (*Umbra krameri* WALBAUM) din bazinul Ierului. In: *Buletinul de Cercetări Piscicole*, Anul IV, 37 (1-2) 61-72. p.
- WILHELM S. (1990): Mint hal a vízben. Bukarest: Kriterion Könyvkiadó. 269 pp.
- WILHELM S. (1996): A szaporodási stratégia megváltozásának élettani alapjai egyes hazai halfajoknál. In: *Múzeumi Füzetek*, 5: 108-109. p.
- WILHELM, A. (1998a): Spawning of the European mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum) in the basin of the river Ér. In: *Tiscia* 31: 55-58. p.
- WILHELM S. (1998b): Halak bonckés alatt. Kolozsvár: Stúdium Könyvkiadó, 160 pp.
- WILHELM, S. (2003): Growth of the Mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum) in the River Ér. In: *Tiscia*, 34: 57-60. p.
- WILHELM S. (2006): Rettegett kisragadozó-e a lápi póc? A Magyar Haltani Társaság hírei. In: *Halászat*, 99 (4) 134. p.
- WILHELM, S. (2007): Nutrition of the mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum) in the basin of the Ér river. In: *Tiscia*, 36: 23-28. p.
- WILHELM, S. (2008): *A lápi póc*. Kolozsvár: Erdélyi Múzeum-Egyesület, 118 pp.
- WILKIE, M.P, STECYK, J.A., COUTURIER C.S., SIDHU S., SANDVIK G.K. & NILSSON G.E. (2015): Reversible brain swelling in crucian carp (*Carassius carassius*) and goldfish (*Carassius auratus*) in response to high external ammonia and anoxia. In: *Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol.* 184: 65-75. p. DOI: 10.1016/j.cbpa.2014.12.038
- WILSON, M. V. H. & VEILLEUX, P. (1982): Comparative osteology and relationships of the Umbridae (Pisces: Salmoniformes). In: *Zoological Journal of the Linnean Society* 78: 321-352. p.

- WINKLER, K. A. & WEISS, S. (2009): Nine new tetranucleotide microsatellite DNA markers for the European mudminnow *Umbra krameri*. In: *Conservation genetics* 10 (4) 1155-1157. p.
- WITZENBERGER, K. A. & HOCHKIRC, A. (2011): Ex situ conservation genetics: a review of molecular studies on the genetic consequences of captive breeding programmes for endangered animal species. In: *Biodiversity and Conservation* 20: 1843-1851. p.
- WOLNICKI J., KAMIŃSKI R. & MYSZKOWSKI L. (2003): Survival, growth and condition of tench *Tinca tinca* (L.) larvae fed live food for 12, 18 or 24 h a day under controlled conditions. In: *Journal of Applied Ichthyology* (19) 146-148. p.
- ZAKĘŚ, Z. (2013): Effect of gonadotropin hormonal stimulation on out-of-season propagation success of different year classes of indoor-reared pikeperch (*Sander lucioperca* L.). In: *Aquaculture International*, 21:801-810. p.
- ZILAHÍ-SEBESS G. (1938): Lápi póc a Tiszában. In: *Halászat*, 39 (1-2) 7. p.

M2. melléklet: Az értekezés témakörében megjelent publikációk jegyzékeTudományos közlemények folyóiratban

1. **Tatár, S.**, Bajomi, B., Specziár, A., Tóth, B., Müllerné Trenovszki, M., Urbányi, B., Csányi, B., Szekeres, J., Müller, T. (2016). Habitat establishment, captive breeding and conservation translocation to save threatened populations of the Vulnerable European mudminnow *Umbra krameri*. In: *Oryx* 1-12. doi:10.1017/S0030605316000533 (IF: 2,05; szakterületi folyóiratrangsor: Q1)
2. Hajdú, J., Pekárik, L., Fedorčák, J., Kubalová, S., **Tatár, S.**, Koščo, J. (2016): Habitat use and conservation of limnophilic fish species in a former large river floodplain. In: *Limnologica* (közlésre elfogadva, IF: 1,403; szakterületi folyóiratrangsor: Q2)
3. Kucska, B., Kabai, P., Hajdú, J., Várkonyi, L., Varga, D., Müllerné-Trenovszki, M., **Tatár, S.**, Urbányi, B., Zarski, D., Müller, T. (2016): Ex situ protection of the European mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792): spawning substrate preference for larvae rearing under controlled conditions. In: *Archives of Biological Sciences* 68(1), 61-66. (IF: 0,51; szakterületi folyóiratrangsor: Q3)
4. Demény, F., Müllerné-Trenovszki, M., **Tatár, S.**, Sipos, S., Urbányi, B., Kucska, B., Müller, T. (2014): Effect of feeding frequencies on the growth of the European mudminnow larvae (*Umbra krameri* WALBAUM, 1792) reared in controlled conditions. In: *Bulgarian Journal of Agricultural Sciences* 20(3), 688-692. (szakterületi folyóiratrangsor: Q4)
5. **Tatár, S.**, Bajomi, B., Balován, B., Tóth, B., Sallai, Z., Demény, F., Urbányi, B., Müller, T. (2012): Élőhely-rekonstrukció lápi halfajok számára. In: *Természetvédelmi Közlemények* 18, 487-498.
6. **Tatár, S.**, Sallai, Z., Demény, F., Urbányi, B., Tóth, B., Müller, T. (2010): A lápi póc fajvédelmi mintaprogram. In: *Halászat* 103 (2), 70-75.
7. Müller T., Balován B., **Tatár S.**, Müllerné-Trenovszki M., Urbányi B., Demény F. (2011): Lápi póc (*Umbra krameri*) szaporítása és nevelése a természetesvízi állományok fenntartása és megerősítése érdekében. In: *Pisces Hungarici* 5, 15-20.

Konferencia kiadványban megjelent közlemények

1. **Tatár, S.**, Sallai, Z., Demény, F., Urbányi, B., Tóth, B., Müller, T. (2012): European mudminnow (*Umbra krameri*) Conservation Program in Hungary: Initial results of habitat construction and ex situ conservation. 2012 Annual Meeting of the IUCN-SCC/Wetland International Freshwater Fish Specialist Group. Global challenges in Caring for and Conservation Freshwater fishes, Chester, 2-3 May, 2012 <http://www.iucnffsg.org/wp-content/uploads/2013/05/PROGRAMME-FFSG-Annual-Meeting-2012.pdf> (poszter)
2. **Tatár, S.**, Tóth, B., Demény, F., Müllerné-Trenovszki, M., Urbányi, B., Csányi, B., Szekeres, J., Müller, T. (2014): A lápi póc ex situ és in situ védelmének tapasztalatai (Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram). X. Magyar Haltani Konferencia, Tiszafüred, 2014. július 11-12. http://haltanitarsasag.hu/pdf/Program_2014.pdf (előadás)

3. **Tatár, S.,** Bajomi, B., Balován, B., Tóth, B., Sallai, Z., Demény, F., Urbányi, B., Müller, T. (2012): Élőhely-rekonstrukció lápi halfajok számára (módszerek és tapasztalatok). VII. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia. Debrecen, 2011. november 3-6. (előadás)
4. **Tatár, S.,** Sallai, Z., Demény, F., Boczonádi, Zs., Hegyi, Á., Urbányi, B., Müller, T. (2010): Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogram. XXXIV. Halászati Tudományos Tanácskozás. Szarvas, 2010. május 12-13. Absztrakt kötet, pp. 43.
http://hakinapok.haki.hu/index.php?option=com_content&view=article&id=293:tatar-sandor-lapi-poc-fajvedelmi-mintaprogram&catid=57:poszterek&Itemid=96 (poszter)
5. Bajomi, B., **Tatár, S.,** Tóth, B., Demény, F., Müllerné-Trenovszki, M., Urbányi, B., Csányi, B., Szekeres, J., Olajos, T., Sallai, Z., Müller, T. (2014): Visszatelepítés és restaurációs ökológia: a lápi póc (*Umbra krameri*) védelme hazánkban. IX. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Szeged, 2014. november 20-23. Absztrakt kötet p. 32.
http://www.mtbk.hu/mtbk09/doc/IX.MTBK_AbsztraktKotet.pdf (poszter)
6. Müller, T., Részler, L., **Tatár, S.,** Várkonyi, L., Urbányi, B., Müllerné-Trenovszki, M. (2014): Megfigyelések a lápi póc ívóhely választásáról. XXXVIII. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas. 2014. május 28-29. abstract book p. 41.
http://hakinapok.haki.hu/tartalom/2014/Poszter/12_Muller_et_al_HAKI_2014_poc.pdf (poszter)
7. Müller T., Demény F., Balován B., Urbányi B., **Tatár S.** (2011): A lápi póc (*Umbra krameri*) szaporítása és nevelése a természetes vízi állományok fenntartása és megerősítése érdekében. IV. Magyar Haltani Konferencia. Debrecen, 2011. március 18. http://haltanitarsasag.hu/pdf/Program_2011.pdf (előadás)
8. Müller, T., Kucska, B., Demény, F., Várkonyi, L., Hajdú Gy., Müllerné-Trenovszki, M., Urbányi, B., **Tatár, S.** (2015): A lápi póc (*Umbra krameri*) ex situ védelmének kutatása (ívóhelyválasztás védett környezetben, lárvatakmányozási kísérletek). XI. Magyar Haltani Konferencia, Debrecen, 2015. március 26–27. Absztrakt kötet, p. 5.
http://haltanitarsasag.hu/pdf/Program_2015.pdf (előadás)

Könyvek, könyvfejezetek

1. **Tatár, S.,** Tóth, B., Imecs, I. (2015): Realizarea de biotopuri acvatice pentru peștii de baltă. pp. 163-189. In: Müller, T., Wilhelm, S., Imecs, I (Eds.). Conservarea și reproducerea artificială a speciilor de pești de mlaștină periclitate: țigănuș, caracudă și țipar. Editura Green Steps, Brașov, pp. 1-232. ISBN: 978-606-8484-42-6.
2. **Tatár, S.,** Tóth, B. (2014): Vizes élőhelyek létrehozása lápi halfajok számára– konklúziók és javaslatok a Lápi Póc Fajvédelmi Mintaprogram tapasztalatai alapján. pp 257-286. In. Müller, T. (szerk). Veszélyeztetett lápi halak megóvása (lápi póc, réti csík, széles kárász). Vármédia Print Kft, Gödöllő, pp. 1-381. ISBN: 978-963-269-428-3.
3. **Tatár S.,** Krenedits S. (2011): Természeti kincseink védelme Veresegyház térségében. Tavirózsa Egyesület, Veresegyház, pp. 120. ISBN 978-963-08-1538-3

4. Bajomi B., **Tatár S.**, Tóth B., Demény F., Müllerné T.M., Urbányi B., Müller T. (2013): Captive-breeding, re-introduction and supplementation of European Mudminnow in Hungary. Pp. 15–20. In: Soorae P. S. (Ed.). Global re-introduction perspectives. Re-introduction case-studies from around the globe IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. Abu Dhabi, United Arab Emirates. ISBN: 978-2-8317-1633-6.
5. Krenedits S., **Tatár S.** (2001): A veresegyházi tavak története és élővilága. Tavirózsa Egyesület, Veresegyház, pp. 69. ISBN 963-00-6111-2

Egyetemi jegyzetek

1. **Tatár, S.**, Müller, T. (2015): Lápi póc fajvédelmi mintaprogram (eset-tanulmány). pp. 39-45. In: Részletes Természet- és Tájvédelem. Szent István Egyetem, Gödöllő, szerk: Centeri Cs., pp. 24-33. ISBN 978-963-269-482-5
2. **Tatár, S.**, Müller, T. (2014): Lápi póc fajvédelmi mintaprogram (eset-tanulmány). pp. 98-108. In: Természetesvízi halgazdálkodás, Kaposvári Egyetem, szerk: Kucska, B., pp. 1-127.

Ismeretterjesztő publikációk

1. Demény, F., **Tatár, S.**, Urbányi, B., Müller, T (2011): Az elfeledett bőjti réti csík. *Élet és Tudomány* 66 (12), 367-369.

M3. melléklet: M1-11. táblázatok

M1. táblázat. Recens és egykori lápi póc élőhelyek fizikai-kémiai vízminőségi adatai (2008-2016) és a lápi halak előfordulási adatai saját vizsgálatok (hazai élőhelyek) és irodalmi adatok alapján (Szerbia, Bosznia-Hercegovina: SEKULIĆ et al., 2013; Ausztria, Duna-mente - mentett ártéri terület: KECKEIS & SEHR, 2014). Hosszú távú expozíció esetén a 0,05/0,06 mg/l feletti ammónia és 0,03 mg/l feletti nitrit koncentráció már toxikus hatású lehet a halakra (a táblázatban félkövéren jelölt értékek; lásd DURBROW et al. 1997, FRANCIS-FLOYD et al. 1996, EIFAC 1984). Rövidítések: U.k.: *Umbra krameri*, M.f.: *Misgurnus fossilis*, C.c.: *Carassius carassius*.

Recens lápi póc élőhelyek	Dátum	Hőmérséklet (°C)	pH	Vezetőképesség (µS/cm)	Oldott O ₂ (mg/l)	Oldott O ₂ (%)	Foszfát PO ₄ -P (mg/l)	Ammónia NH ₃ -N (mg/l)	Ammónium NH ₄ ⁺ (mg/l)	Nitrit NO ₂ ⁻ (mg/l)	Nitrát NO ₃ ⁻ (mg/l)	Összes keménység (nk°)	Változó keménység	Állandó keménység	U.k. (db)	M.f. (db)	C.c. (db)
1. sz. Pócos-tó	‘08.06.20	16,0	7,40		0,9	9,3	0,60				0,5	16	13	3	+		
1. sz. Pócos-tó	‘08.08.01		7,23	1060											+		
1. sz. Pócos-tó	‘08.10.29	9,2	7,40	930	2,7	24,0	0,90	0,00	0,10	0,23	23,0	24	20	4	(7)		
1. sz. Pócos-tó	‘13.09.20		7,37	515			1,80				0,5				+		
2. sz. Pócos-tó	‘09.09.19		7,34	1010			0,40		0,10	0,06	0,5				(22)	+	+
2. sz. Pócos-tó	‘11.05.11		8,33	920					0,05	0,13	30,0				+	+	+
2. sz. Pócos-tó	‘11.08.23	23,1		1010	10,3	123,0	1,20		0,05	0,20	35,0				+	+	+
2. sz. Pócos-tó	‘12.07.19	25,1	7,30	800	2,5	31,0	0,30	0,00	0,40	0,01	0,5				+	+	+
2. sz. Pócos-tó	‘12.08.25	26,7	7,50	880	2,7	34,3	0,30	0,01	0,50	0,02	0,8				+	+	+
2. sz. Pócos-tó	‘13.03.30	3,8	7,00	560			0,10	0,00	0,05		22,0				+	+	+
2. sz. Pócos-tó	‘13.09.20		7,57	930			1,80		0,15		2,0				+	+	+
2. sz. Pócos-tó	‘14.03.28		7,67	1080			0,00		0,20	0,20	2,5				+	+	+
2. sz. Pócos-tó	‘14.04.27		7,93	1020			0,20		0,30	0,40	0,5				+	+	+
2. sz. Pócos-tó	‘14.05.23		7,57	1090			0,10		0,30	0,40	0,6				+	+	+
2. sz. Pócos-tó	‘14.09.27		7,34	1070			0,00		0,25	0,10	0,1				+	+	+
2. sz. Pócos-tó	‘16.05.31	17,4	7,67	820	2,3	24,6									+	+	+
Bakreni Batar (Szerbia)	‘11.06	22,7	7,60	581	0,3		0,24	0,00	0,22	<0,01					(21)		+
Duna-mente 10 (Ausztria)	‘13.10.25	7,1	8,40	708	8,0	66,7	0,42	0,00	0,04		1				(62)	+	+

Recens lápi póc élőhelyek	Dátum	Hőmér- séklet (°C)	pH	Vezető- képesség (µS/cm)	Oldott O ₂ (mg/l)	Oldott O ₂ (%)	Foszfát PO ₄ -P (mg/l)	Ammónia NH ₃ -N (mg/l)	Ammónium NH ₄ ⁺ (mg/l)	Nitrit NO ₂ ⁻ (mg/l)	Nitrát NO ₃ ⁻ (mg/l)	Összes keménység (nk°)	Változó keménység	Állandó keménység	U.k. (db)	M.f. (db)	C.c. (db)
Duna-mente 12 (Ausztria)	‘13.10.25	9,3	8,30	715	1,3	11,6	0,03	0,00	0,01		0,7				(2)	+	+
Duna-mente 13 (Ausztria)	‘13.10.26	12,8	8,00	796	0,8	7,0	0,02	0,00	0,04		0,7				(7)		
Duna-mente 14 (Ausztria)	‘13.10.26	12,0	8,10	763	1,0	8,7	0,07	0,00	0,03		1,9				(11)		+
Duna-mente 15 (Ausztria)	‘13.10.26	12,3	8,20	516	0,6	6,0	0,01	0,00	0,03		1				(82)		+
Duna-mente 16 (Ausztria)	‘13.10.26	12,1	8,20	511	2,5	23,0	0,25	0,00	0,03		0,7				(5)		+
Duna-mente 17 (Ausztria)	‘13.10.26	12,4	7,90	882	1,8	14,3	0,07	0,00	0,08		3,5				(7)	+	+
Duna-mente 18 (Ausztria)	‘13.10.26	12,0	8,10	1005	5,8	50,7	0,02	0,00	0,02		6,9				(1)	+	
Duna-mente 19 (Ausztria)	‘13.10.26	11,5	7,90	956	1,4	12,7	0,03	0,00	0,01		0,9				(5)		+
Duna-mente 21 (Ausztria)	‘13.10.26	11,2	7,80	770	0,6	5,3	0,02	0,00	0,01		0,7				(7)		
Duna-mente 22 (Ausztria)	‘13.10.26	8,5	8,10	766	1,1	11,5	0,05	0,01	0,34		2,3				(6)		+
Duna-mente 24 (Ausztria)	‘13.10.26	11,5	8,30	800	1,0	13,0	0,30	0,00	0,03		2,1				(1)		
Duna-mente 3 (Ausztria)	‘13.10.25	13,9	8,10	417	1,3	13,7	0,04	0,00	0,03		0,9				(19)		
Duna-mente 4 (Ausztria)	‘13.10.25	9,4	8,00	481	0,8	6,3	0,03	0,00	0,02		0,5				(26)	+	+
Duna-mente 6 (Ausztria)	‘13.10.25	10,2	8,20	555	0,9	8,7	0,02	0,00	0,17		0,8				(2)		+
Duna-mente 8 (Ausztria)	‘13.10.25	14,4	8,10	439	0,4	3,7	0,02	0,00	0,02		1,5				(1)		+

Recens lápi póc élőhelyek	Dátum	Hőmérséklet (°C)	pH	Vezetőképesség (µS/cm)	Oldott O ₂ (mg/l)	Oldott O ₂ (%)	Foszfát PO ₄ -P (mg/l)	Ammónia NH ₃ -N (mg/l)	Ammónium NH ₄ ⁺ (mg/l)	Nitrit NO ₂ ⁻ (mg/l)	Nitrát NO ₃ ⁻ (mg/l)	Összes keménység (nk°)	Változó keménység	Állandó keménység	U.k. (db)	M.f. (db)	C.c. (db)
Felső-Tápió patak	‘12.11.24		7,20	810	0,7		0,60	0,00	0,40		0,0				+	+	
Göggő-Szenke-patak (1. pont)	‘10.04.02	11,9	7,32	423	4,1	40,6	0,40	0,00	0,43	0,02	4,0	10	9	1	(19)	+	+
Göggő-Szenke-patak (1. pont)	‘10.05.27	18,7			2,0	21,9									+	+	+
Göggő-Szenke-patak (2. pont)	‘10.04.02	11,9	7,51					0,00	0,20						+	+	+
Göggő-Szenke-patak (2. pont)	‘10.05.27	20,7			2,8	32,0									+	+	+
Gromiželj (Bosznia-Hercegovina)	‘11.07.	18,9	7,66	634	12,1		<0,04	0,00	0,13	0,07					(32)	+	+
Lugomir (Szerbia)	‘11.06.	16,7	7,85	894	0,4		0,12	0,01	0,28	<0,01					(23)	+	+
Ócsai TK (1. pont)	‘08.06.20	16,1	7,21		0,3	3,1	0,60				0,5	21	20	1	+		
Ócsai TK (2. helyszín)	‘08.06.20		7,15		0,3						0,5	21	19	2			+
Egykori lápi póc élőhelyek																	
Báb-tava TT* (1. pont)	‘10.04.02	9,4	7,36	187	0,7	6,4	1,80	0,00	0,10	0,09	4,0	5	5	0			
Báb-tava TT *(2. pont)	‘10.04.02		7,91														
Csaronda (1. pont)*	‘10.04.02	11,7	7,11	182	1,3	10,0	0,30	0,00	0,40	0,07	4,0	9	5	4		+	
Csaronda (2. pont)*	‘10.04.02	11,7	7,40					0,00	0,10							+	
Császárvíz** (alsó szakasz)	‘12.11.16	8,9	8,80	1090	1,3	11,5	0,60	0,01	0,10		25,0					+	

Egykori lápi póc élőhelyek	Dátum	Hőmérséklet (°C)	pH	Vezetőképesség (µS/cm)	Oldott O ₂ (mg/l)	Oldott O ₂ (%)	Foszfát PO ₄ -P (mg/l)	Ammónia NH ₃ -N (mg/l)	Ammónium NH ₄ ⁺ (mg/l)	Nitrit NO ₂ ⁻ (mg/l)	Nitrát NO ₃ ⁻ (mg/l)	Összes keménység (nk°)	Változó keménység	Állandó keménység	U.k. (db)	M.f. (db)	C.c. (db)
Császárvíz** (felső szakasz)	‘14.06.26		7,61	1180			0,10		0,03		0,0						
Duna-mente 1 (Ausztria)	‘13.10.25	14,3	8,20	951	0,5	5,7	0,09	0,04	1,07		2,4						
Duna-mente 2 (Ausztria)	‘13.10.25	13,4	8,00	1022	0,4	4,3	0,17	0,02	1,05		2,6						
Duna-mente 7 (Ausztria)	‘13.10.25	15,7	8,10	476	0,9	8,3	0,02	0,00	0,03		1,4						+
Duna-mente 9 (Ausztria)	‘13.10.25	14,8	8,30	441	2,2	21,3	0,04	0,00	0,02		0						
Farmosi tó***	‘12.11.24	6,3	8,62		0,8	6,6	0,40	0,05	0,85		1,0					+	+
Duna-mente 5 (Ausztria)	‘13.10.25	13,8	8,10	598	0,5	4,0	0,04	0,00	0,03		0,7						
Duna-mente 11 (Ausztria)	‘13.10.25	6,8	8,20	636	7,7	65,9	0,01	0,01	0,42		1,3					+	+
Duna-mente 20 (Ausztria)	‘13.10.26	11,2	8,00	736	0,5	13,0	0,03	0,00	0,01		0,8						
Duna-mente 23 (Ausztria)	‘13.10.26	11,3	8,00	798	1,7	15,3	0,09	0,00	0,02		1,4						

* Az amurgéb tömeges előfordulása. ** A vizek inváziós halfajai a kínai razbóra, az ezüstkárász és a naphal. *** Az ezüstkárász gyakori a vízben.

M2. táblázat. Zooplankton egyed- és taxonszámok a lápi póc természetes élőhelyein és a Szadai Mintaterületen.

Természetes lápi póc élőhelyek	Vizsgálat ideje	Zooplankton egyedszám (ind./100 l /mintavétel)	Zooplankton taxonszám /mintavétel
1. sz. Pócos-tó	2008.06.20	6300	18
2. sz. Pócos-tó	2009.07.03	76020	15
Ócsai TK	2008.06.20	9170	13
Gőgő-Szenke	2010.06.09	445	10
Intervallum:	---	445-76020	10-18
Átlagértékek:	---	22984	14
Szadai Mintaterület			
I. sz. Illés-tó	2009.06.23	15660	22^a
	2010.06.17	44090	13
II. sz. Illés-tó	2010.06.17	13920	16
IV. sz. Illés-tó	2010.06.17	45^a	5^a

^a A természetes élőhelyekre jellemző intervallumon kívül eső érték. A IV. sz. Illés-tó medrét *Chara* sp. béleli, az alacsony értékek ennek az eltérő környezetnek köszönhetők.

M3. táblázat. A fizikai-kémiai vízminőség alakulása, átlagértékei és intervallumai a Szadai Mintaterület tavain 2008 és 2016 között. A vizek két nagy csoportot alkotnak: többségük a lápi halak számára megfelelő, szubmerz hínárvegetáció uralta vizek („A” csoport: I., III., IV., VI. és VII. sz. Illés-tavak), kisebbik részük pedig halak számára alkalmatlan, cianobaktériumok vagy fonalas zöldalga dominálta élőhelyek („B” csoport: II., V. és VIII. sz. Illés-tavak). A lápi póc természetes élőhelyeire jellemző referencia intervallumokon (lásd a 3. táblázatot) kívül eső értékek félkövéren szedve.

Lápi halak számára megfelelő vizek	Dátum	Időpont	pH	Vezető-képesség (μS/cm)	Foszfát-P PO ₄ -P (mg/l)	Ammónium NH ₄ ⁺ (mg/l)	Nitrit NO ₂ ⁻ (mg/l)	Nitrát NO ₃ (mg/l)	Hőmérséklet (°C)	Oldott O ₂ (mg/l)	Oldott O ₂ (%)
I. sz. Illés-tó	2008.08.01.		7,40	1220	0,1			55,0			
I. sz. Illés-tó	2008.08.30.		7,60		0,2			60,0	16,0	7,6	81,1
I. sz. Illés-tó	2008.10.18.		7,20	1360	1,1			65,0	9,2	6,0	53,3
I. sz. Illés-tó	2008.10.29.		7,12	1520	0,6	0,05	0,35	70,0	9,3	5,1	
I. sz. Illés-tó	2009.06.23.		7,43	1235	0,1	0,25	0,40	60,0	16,3	6,5	
I. sz. Illés-tó	2009.09.19.		7,52	1210	0,1	0,05	0,25	38,0	16,0	6,8	
I. sz. Illés-tó	2010.07.28.	19:28	7,59	1180	0,5	0,35	0,20	17,0	19,4	1,4	
I. sz. Illés-tó	2010.07.29.	0:30	7,37	1230	0,5	0,35	0,22	22,0	18,3	1,3	
I. sz. Illés-tó	2010.07.29.	4:30	7,34	1250	0,6	0,35	0,22	20,0	18,1	1,3	
I. sz. Illés-tó	2010.07.29.	5:15	7,35	1220	0,6	0,40	0,18	16,0	19,2	1,3	
I. sz. Illés-tó	2010.07.29.	12:30	7,41	1210	0,6	0,40	0,19	16,0	20,5	1,4	
I. sz. Illés-tó	2010.07.29.	16:30	7,32	1210	0,5	0,40	0,19	15,0	23,2	1,4	
I. sz. Illés-tó	2010.07.29.	19:30	7,29	1210	0,5	0,40	0,20	16,0	20,6	1,5	
I. sz. Illés-tó	2010.08.12.	19:00							21,1	0,7	
I. sz. Illés-tó	2010.08.13.	5:30							18,6	0,6	
I. sz. Illés-tó	2010.08.13.	10:00	7,39	1080	0,6	0,20	0,20	12,0	19,8	0,7	
I. sz. Illés-tó	2010.08.13.	19:00							22,3	0,7	
I. sz. Illés-tó	2010.08.25.	19:10							17,5	0,7	
I. sz. Illés-tó	2010.08.26.	5:10	7,20	1140	0,4	0,20	0,20	15,0	15,5	0,6	
I. sz. Illés-tó	2010.08.26.	19:10							18,2	0,7	
I. sz. Illés-tó	2010.09.16.	6:00							15,2	0,8	
I. sz. Illés-tó	2010.09.16.	18:50	7,76	1120	0,8	0,20	0,35	20,0	16,7	1,1	
I. sz. Illés-tó	2010.09.16.	18:50							16,6	1,2	
I. sz. Illés-tó	2010.10.02.	18:45	7,20	1220	1,8	0,20	0,20	10,0	12,2	2,0	
I. sz. Illés-tó	2010.10.03.	6:00							10,7	1,8	
I. sz. Illés-tó	2010.12.13		7,44	1180	1,0	0,05	0,13	20,0			

Lápi halak számára megfelelő vizek	Dátum	Időpont	pH	Vezető- képesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Foszfát-P $\text{PO}_4\text{-P}$ (mg/l)	Ammónium NH_4^+ (mg/l)	Nitrit NO_2^- (mg/l)	Nitrát NO_3 (mg/l)	Hőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$)	Oldott O_2 (mg/l)	Oldott O_2 (%)
I. sz. Illés-tó	2011.02.22		7,91	620	0,5	0,10	0,10	25,0	0,2	7,8	
I. sz. Illés-tó	2011.03.25		7,64	1120		0,10	0,17	20,0	11,1	8,3	
I. sz. Illés-tó	2011.05.11		8,91	970		0,05	0,07	22,0			
I. sz. Illés-tó	2011.08.23			1040	1,8	0,15	0,17	13,0	19,3	8,4	
I. sz. Illés-tó	2012.07.19		7,50	1040	0,1	0,40	0,10	3,5	23,6	1,9	
I. sz. Illés-tó	2012.08.25		7,70	980	0,2	0,70	0,12	4,0	23,3	1,6	
I. sz. Illés-tó	2013.03.30		7,00	670	0,4	0,05		0,5	7,7		
I. sz. Illés-tó	2013.08.31		7,60	1000	0,6	0,35		7,5			
I. sz. Illés-tó	2014.03.08		7,34	1210	0,3	0,30	0,00	0,0			
I. sz. Illés-tó	2014.03.23			1230					10,1		
I. sz. Illés-tó	2014.03.28		7,52	1210	0,0	0,10	0,03	0,7			
I. sz. Illés-tó	2014.04.27		7,76	1140	0,2	0,40	0,10	0,1			
I. sz. Illés-tó	2014.05.23		7,65	1040	0,1	0,30	0,10	0,2			
I. sz. Illés-tó	2014.06.24		7,65	1080	0,0	0,30	0,10	1,5			
I. sz. Illés-tó	2014.08.26			1160	0,1	0,25	0,10	0,3			
I. sz. Illés-tó	2014.09.27		7,32	970	0,3	0,10	0,04	1,0			
I. sz. Illés-tó	2016.05.31		7,65	1190	0,1	0,10		0,5	18,3	5,1	
III. sz. Illés-tó	2010.12.13		7,35	870	1,0	0,10	0,05	0,5			
III. sz. Illés-tó	2011.02.22		7,82	980	0,3	0,10	0,01	1,0	0,4	4,2	
III. sz. Illés-tó	2011.03.25		8,40	600		0,05	0,01	1,0	9,6	11,8	
III. sz. Illés-tó	2011.05.11		8,13	700		0,05	0,30	1,5			
III. sz. Illés-tó	2011.08.23			590	0,9	0,05	0,01	1,0	24,1	10,9	
III. sz. Illés-tó	2012.07.19		7,00	600	0,6	0,10	0,01	0,5	28,0	2,1	
III. sz. Illés-tó	2012.08.25		8,20	720	0,3	0,10	0,02	0,5	28,3	2,4	
III. sz. Illés-tó	2013.03.30		7,50	540	0,1	0,05		0,5	6,0		
III. sz. Illés-tó	2013.08.31		7,49	870	0,9	0,10		2,0			
III. sz. Illés-tó	2014.03.08		7,34	1210	0,3	0,30	0,00	0,0			
III. sz. Illés-tó	2014.03.28		7,54	1240	0,0	0,60	0,03	0,8			
III. sz. Illés-tó	2014.06.24		7,96	790	0,0	0,10	0,02	0,4			
III. sz. Illés-tó	2015.05.29			730	<0,2	<0,1		<4,0	19,7	7,7	
III. sz. Illés-tó	2015.06.30		9,62	470	<0,2			<2,0	26,2	14,0	
III. sz. Illés-tó	2015.08.07		7,14	1100	<0,7	<0,1		<4,0	21,5	11,1	

Lápi halak számára megfelelő vizek	Dátum	Időpont	pH	Vezető- képesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Foszfát-P $\text{PO}_4\text{-P}$ (mg/l)	Ammónium NH_4^+ (mg/l)	Nitrit NO_2^- (mg/l)	Nitrát NO_3 (mg/l)	Hőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$)	Oldott O_2 (mg/l)	Oldott O_2 (%)
III. sz. Illés-tó	2015.09.17		7,46	970	<0,5	<0,1		<0,5			
III. sz. Illés-tó	2015.11.04		7,87	1260	<0,5	<0,2		<1,0	4,8	19,3	
III. sz. Illés-tó	2016.05.31		7,55	900	0,4	0,10		0,5	23,2	8,0	
IV. sz. Illés-tó	2009.09.19.		7,76	1000	0,1	0,08	0,08	15,0	20,8	4,7	53,7
IV. sz. Illés-tó	2010.04.06								8,4	2,3	
IV. sz. Illés-tó	2010.04.26								8,4	2,3	
IV. sz. Illés-tó	2010.08.12.	19:00							21,3	0,5	
IV. sz. Illés-tó	2010.08.13.	5:30							18,1	0,4	
IV. sz. Illés-tó	2010.08.13.	16:00	7,53	1040	1,0	0,25	0,40	35,0	24,6	0,8	
IV. sz. Illés-tó	2010.08.13.	19:00							24,3	0,7	
IV. sz. Illés-tó	2010.10.03		7,60	1050	0,3	0,10	0,12	26,0	11,7	1,7	
IV. sz. Illés-tó	2010.12.13		7,70	1050	0,9	0,15	0,01	65,0			
IV. sz. Illés-tó	2011.02.22		7,59	670	0,2	0,10	0,03	1,5	0,4	11,8	
IV. sz. Illés-tó	2011.03.25		8,23	700		0,30	0,18	50,0	9,2	15,6	
IV. sz. Illés-tó	2011.05.11		8,35	1000		0,15	0,30	45,0			
IV. sz. Illés-tó	2011.08.23			950	0,8	0,05	0,01	0,5	21,2	8,7	100,2
IV. sz. Illés-tó	2012.07.19		7,60	800	0,2	0,05	0,01	0,5	29,5	1,8	23,9
IV. sz. Illés-tó	2012.08.25		8,00	780	0,2	0,05	0,01	0,3	24,5	2,0	24,5
IV. sz. Illés-tó	2013.03.30		7,30	810	0,1	0,05		24,0	5,4		
IV. sz. Illés-tó	2013.08.31		7,91	1055	0,9	0,10		7,0			
IV. sz. Illés-tó	2014.03.23			1140					12,6		
IV. sz. Illés-tó	2014.03.28		7,63	1150	0,0	0,09	0,10	2,0			
IV. sz. Illés-tó	2014.04.27		7,69	1130	0,0	0,40	0,50	0,9			
IV. sz. Illés-tó	2014.05.23		7,52	1080	0,0	0,40	0,50	0,7			
IV. sz. Illés-tó	2014.06.24		7,61	810	0,1	0,30	0,20				
IV. sz. Illés-tó	2014.08.26				0,1	0,20	0,15	0,4			
IV. sz. Illés-tó	2014.09.27		7,66	1120	0,6	0,10	0,20	0,1			
IV. sz. Illés-tó	2016.05.31		7,60	920	0,3	0,10		25,0	16,6	5,7	59,9
VI. sz. Illés-tó	2010.09.15		7,95	700	0,7	0,10	0,07	1,0	17,3	1,2	
VI. sz. Illés-tó	2010.10.03		7,29	970	0,6	0,05	0,08	1,0	11,9	1,3	
VI. sz. Illés-tó	2010.12.13		7,60	940	0,9	0,10	0,01	1,0			
VI. sz. Illés-tó	2011.02.22		7,96	690	0,1	0,05	0,01	1,0	0,6	7,8	

Lápi halak számára megfelelő vizek	Dátum	Időpont	pH	Vezető-képesség (μS/cm)	Foszfát-P PO ₄ -P (mg/l)	Ammónium NH ₄ ⁺ (mg/l)	Nitrit NO ₂ ⁻ (mg/l)	Nitrát NO ₃ (mg/l)	Hőmérséklet (°C)	Oldott O ₂ (mg/l)	Oldott O ₂ (%)
VI. sz. Illés-tó	2011.03.25		7,96	900		0,05	0,01	2,0	8,8	9,0	
VI. sz. Illés-tó	2011.05.11		8,86	720		0,10	0,03	1,0			
VI. sz. Illés-tó	2011.08.23			820	0,3	0,05	0,01	1,0	20,8	9,9	
VI. sz. Illés-tó	2012.07.19		7,30	980	1,0	0,10	0,02	1,0	29,5	2,8	
VI. sz. Illés-tó	2012.08.25		7,40	830	1,0	0,10	0,01	0,5	25,8	2,1	
VI. sz. Illés-tó	2013.03.30		7,40	850	0,0	0,10		0,5	5,7		
VI. sz. Illés-tó	2013.08.31		7,57	1240	0,8	0,05		4,0			
VI. sz. Illés-tó	2014.04.27		7,79	1020	0,1	0,20	0,20	0,6			
VI. sz. Illés-tó	2014.05.23		7,81	890	0,1	0,30	0,30	0,6			
VI. sz. Illés-tó	2014.06.24		7,85	700	0,1	0,40	0,30	0,9			
VI. sz. Illés-tó	2015.05.29			845	<0,6	<0,1		<4	14,1	5,1	
VI. sz. Illés-tó	2015.06.30		7,56	770	<0,4			<1	19,6	10,4	
VI. sz. Illés-tó	2015.08.07		7,42	1550	<1,0	<0,1		<1	21,5	9,9	
VI. sz. Illés-tó	2015.09.17				<0,5	<0,6		<1			
VI. sz. Illés-tó	2015.11.04		7,60	1440	<0,8	<0,2		<1	5,7	14,8	
VI. sz. Illés-tó	2016.05.31		7,66	770	0,1	0,10		0,5	16,7	11,0	
VII. sz. Illés-tó	2012.07.19		7,50	1190	0,1	0,05	0,07	4,0	24,2	2,3	
VII. sz. Illés-tó	2012.08.25		7,50	890	0,1	0,05	0,10	2,0	28,4	2,0	
VII. sz. Illés-tó	2013.03.30		7,80	1140	0,1	0,10		4,0	4,3		
VII. sz. Illés-tó	2013.08.31		7,39	1070	0,1	0,05		3,0			
VII. sz. Illés-tó	2014.03.28		7,51	1280	0,0	0,20	0,35	0,8			
VII. sz. Illés-tó	2014.04.27		7,48	1140	0,3	0,30	0,20	0,7			
VII. sz. Illés-tó	2014.05.23		7,47	1070	0,1	0,30	0,20	0,6			
VII. sz. Illés-tó	2014.06.24		7,64	900	0,0	0,06	0,10	1,0			
VII. sz. Illés-tó	2014.09.27		7,17	1190	0,0	0,05	0,02	0,1			
VII. sz. Illés-tó	2015.05.29			990	<0,2	<0,1		<4,0	17,5	6,7	
VII. sz. Illés-tó	2015.06.30		7,55	1190	<0,2			<0,5	20,6	6,6	
VII. sz. Illés-tó	2015.08.07		7,69	1090	<0,3	<0,1		<0,5	20,8	6,7	
VII. sz. Illés-tó	2015.09.17				<0,2	<0,1		<0,5			
VII. sz. Illés-tó	2015.11.04		7,35	1230	<0,3	<0,2		<1,0	5,0	12,5	
VII. sz. Illés-tó	2016.05.31		7,59	1140	0,3	0,10		0,5	19,3	5,9	

Lápi halak számára alkalmatlan vizek	Dátum	Időpont	pH	Vezető- képesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Foszfát-P $\text{PO}_4\text{-P}$ (mg/l)	Ammónium NH_4^+ (mg/l)	Nitrit NO_2^- (mg/l)	Nitrát NO_3 (mg/l)	Hőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$)	Oldott O_2 (mg/l)	Oldott O_2 (%)
II. sz. Illés-tó	2010.10.03		7,46	1600	0,9	0,25	0,02	6,0	11,6	1,2	
II. sz. Illés-tó	2010.12.13		7,68	960	1,3	0,05	0,01	0,5			
II. sz. Illés-tó	2011.02.22		7,67	800	0,1	0,23	0,02	3,0	0,9	2,0	
II. sz. Illés-tó	2011.03.25		7,50	600		0,10	0,01	1,5	9,4	9,6	
II. sz. Illés-tó	2011.05.11		8,54	710		0,10	0,15	1,5			
II. sz. Illés-tó	2011.08.23			720	0,3	0,25	0,05	5,0	18,3	7,4	
II. sz. Illés-tó	2012.07.19		8,00	1510	1,3	0,80	0,02	1,0	24,0	2,2	
II. sz. Illés-tó	2012.08.25		7,90	890	3,0	0,80	0,01	1,0	22,1	2,4	28,1
II. sz. Illés-tó	2013.03.30		7,30	1000	0,1	0,05		0,5	5,8		
II. sz. Illés-tó	2013.08.31		8,24	1730	1,2	6,00		4,0			
II. sz. Illés-tó	2014.03.08		7,48	2410	0,8	0,10	0,00	4,0			
II. sz. Illés-tó	2016.05.31		7,80	1650	0,8	0,40		0,5	18,5	1,2	
V. sz. Illés-tó	2010.09.15		7,30	1250	1,2	0,05	0,70	60,0	15,6	1,1	10,0
V. sz. Illés-tó	2010.10.03		7,14	1270	0,9	0,05	0,70	55,0	10,8	1,2	8,9
V. sz. Illés-tó	2010.12.13		7,53	1240	1,2	0,05	0,70	45,0			
V. sz. Illés-tó	2011.02.22		7,62	1320	0,1	0,10	0,70	45,0	0,5	5,1	34,4
V. sz. Illés-tó	2011.03.25		7,86	1170		0,20	0,60	50,0	7,8	7,4	63,6
V. sz. Illés-tó	2011.05.11		8,87	920		0,20	0,70	22,0			
V. sz. Illés-tó	2011.08.23			1080	0,9	0,44	0,46	25,0	18,2	9,4	102,1
V. sz. Illés-tó	2012.07.19		7,00	960	0,4	0,25	0,40	7,0	20,3	2,4	27,2
V. sz. Illés-tó	2012.08.25		7,60	690	0,4	0,30	0,60	5,0	22,8	3,2	38,0
V. sz. Illés-tó	2013.03.30		7,30	870	0,1	0,05		0,5	3,3		
V. sz. Illés-tó	2013.08.31		7,28	1130	0,3	0,25		4,0			
V. sz. Illés-tó	2014.04.27		8,00	1020	0,0	0,25	0,20	0,3			
V. sz. Illés-tó	2014.05.23		7,76	1010	0,1	0,30	0,20	0,3			
V. sz. Illés-tó	2016.05.31		7,89	980	0,1	0,40		2,0	17,6	9,5	
VIII. sz. Illés-tó	2013.10.23		7,35	1230				40,0			
VIII. sz. Illés-tó	2014.08.26				0,1	0,10	0,15	0,3			
VIII. sz. Illés-tó	2014.09.27		7,44	1130	0,0	0,05	0,01	0,0			
VIII. sz. Illés-tó	2015.05.29			875	<0,3	<0,1		<4,0	16,7	13,7	
VIII. sz. Illés-tó	2015.06.30		7,88	875	<0,3			<0,5	18,8	12,6	
VIII. sz. Illés-tó	2015.08.07		7,48	1390	<1,0	<0,1		<0,5	21,3	7,6	
VIII. sz. Illés-tó	2015.09.17				<0,8	<0,2		<0,5			
VIII. sz. Illés-tó	2015.11.04		7,37	1550	<1,0	<0,2		<0,5	7,8	11,2	
VIII. sz. Illés-tó	2016.05.31		7,65	1140	0,2	0,10		0,5	19,2	4,8	53,2

M4. táblázat. A foszfát-P koncentrációjának alakulása a Szadai Mintaterületen (augusztusi és szeptemberi adatok). A lápi halak számára alkalmatlan tavak oszlopai halványszürke színnel kiemelve.

Illés- tavak:	I. sz.	II. sz.	III. sz.	IV. sz.	V. sz.	VI. sz.	VII. sz.	VIII. sz.
Létre- hozás dátum a	2008	2008	2009	2009	2010	2010	2012	2013
	Foszfát koncentráció (PO ₄ -P; mg/l)							
1. év	0,1	0,1	0,1	0,1	1,2	0,7	0,1	n.a.
2. év	0,1*	0,6	n.a.*	1,0*	0,9	0,3*	0,1*	0,1
3. év	0,6	0,9	0,9	0,8	0,4*	1,0	0,1	1,0
4. év	1,8	0,3	0,3	0,2	0,3	0,8	0,3	0,2**
5. év	0,2	3,0*	0,9	0,9	n.a.	n.a.	0,3**	
6. év	0,6	1,2	n.a.	0,2	n.a.	1,0		
7. év	0,2	n.a.	0,7	n.a.	0,1**	0,1**		
8. év	n.a.	n.a.	0,4**	0,3**				
9. év	0,1**	0,8**						
Válto- zás*** (%):	+100	+1100	+600	+100	-75	+43	+200	+900

* Az első lápi hal telepítés évének adata.

** 2016. májusi adatok, melyek nincsenek beleszámolva a változásba.

*** Az adott tó kialakításának évétől a legfrissebb mérési időpontig terjedő változás.

M5. táblázat. Az oldott szervesetlen nitrogén vegyületek (DIN: nitrát-, nitrit- és ammónium-) összkoncentrációjának alakulása a Szadai Mintaterület Illés-tavain (augusztusi és szeptemberi adatok). Az értékekből a nitrát átlagos részesedése 90% feletti. A lápi halak számára alkalmatlan tavak oszlopai halványszürke színnel kiemelve.

Illés-tavak:	I. sz.	II. sz.	III. sz.	IV. sz.	V. sz.	VI. sz.	VII. sz.	VIII. sz.
Létrehozás dátuma:	2008	2008	2009	2009	2010	2010	2012	2013
	DIN koncentráció (mg/l)							
1. év	55,4	6,1	0,6	15,2	60,8	1,2	2,2	40
2. év	38,3*	1,1	n.a.*	35,7*	25,9	1,1*	3,1*	0,5
3. év	12,4	n.a.	1,1	0,6	5,9*	0,6	0,2	0,6
4. év	13,3	5,3	0,6	0,4	4,3	4,1	0,6	0,6**
5. év	4,8	1,8*	2,1	7,1	n.a.	n.a.	0,6**	
6. év	7,9	10,0	n.a.	0,7	n.a.	1,1		
7. év	0,7	n.a.	4,1	n.a.	2,4**	0,6**		
8. év	n.a.	n.a.	0,6**	25,1**				
9. év	0,6**	0,9**						
Változás*** (%)	-98,9	-85,2	0,0	+65,1	-96,1	-50,0	-72,7	-98,5

* Az első lápi hal telepítés évének adata.

** 2016. májusi adatok. Tavasszal általában magasabb szokott lenni a DIN koncentráció augusztushoz és szeptemberhez képest, ezért ezeket az adatokat beleszámoltam a változásba.

*** Az adott tó kialakításának évétől 2015-ig terjedő változás.

M6. táblázat. Toxikus és egyéb szervesetlen nitrogénvegyületek koncentrációinak alakulása az Illés-tavakon. Hosszú távú expozíció esetén a 0,05 / 0,06 mg/l feletti ammónia-N ($\text{NH}_3\text{-N}$) és 0,10 mg/l feletti nitrit (NO_2^-) koncentráció már toxikus hatású lehet a halakra (aláhúzással jelölt értékek; FRANCIS-FLOYD et al. 1996, DURBROW et al. 1997). A lápi halaknak nem megfelelő vizeket szürke színnel emeltem ki. A természetes vizek referenciatartományát (lásd a 3. táblázatot) meghaladó értékek félkövéren szedve.

Helyszín	Dátum	hőmér- séklet (°C)	pH	Ammónium NH_4^+ (mg/l)	Ammónium-N $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	Ammónia-N $\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/l)	NO_2^- Nitrit (mg/l)	NO_3^- Nitrát (mg/l)	Umbra krameri	Misgurnus fossilis	Carassius carassius
V. sz. Illés-tó	2010.09.15	15,6	7,30	0,05	0,04	0,00	<u>0,70</u>	60,0			
V. sz. Illés-tó	2010.10.03	10,8	7,14	0,05	0,04	0,00	<u>0,70</u>	55,0			
V. sz. Illés-tó	2011.02.22	0,5	7,62	0,10	0,08	0,00	<u>0,70</u>	45,0			
V. sz. Illés-tó	2011.03.25	7,8	7,86	0,20	0,16	0,00	<u>0,60</u>	50,0			
V. sz. Illés-tó	2012.08.25	22,8	7,60	0,30	0,23	0,00	<u>0,60</u>	5,0			
IV. sz. Illés-tó	2014.04.27		7,69	0,40	0,31		<u>0,50*</u>	0,9	+		+
IV. sz. Illés-tó	2014.05.23		7,52	0,40	0,31		<u>0,50*</u>	0,7	+		+
I. sz. Illés-tó	2009.06.23.	16,3	7,43	0,25	0,19	0,00	<u>0,40</u>	60,0			
IV. sz. Illés-tó	2010.08.13.	24,6	7,53	0,25	0,19	0,00	<u>0,40</u>	35,0	+		+
V. sz. Illés-tó	2012.07.19	20,3	7,00	0,25	0,19	0,00	<u>0,40</u>	7,0			
I. sz. Illés-tó	2008.10.29.	9,3	7,12	0,05	0,04	0,00	<u>0,35</u>	70,0			
I. sz. Illés-tó	2010.09.16.	16,7	7,76	0,20	0,16	0,00	<u>0,35</u>	20,0	+	+	+
VII. sz. Illés-tó	2014.03.28		7,51	0,20	0,16		0,35	0,8	+	+	+
VI. sz. Illés-tó	2014.05.23		7,81	0,30	0,23		<u>0,30</u>	0,6	+	+	+
VI. sz. Illés-tó	2014.06.24		7,85	0,40	0,31		<u>0,30</u>	0,9	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2009.09.19.	16,0	7,52	0,05	0,04	0,00	<u>0,25</u>	38,0		+	
I. sz. Illés-tó	2010.07.29.	18,3	7,37	0,35	0,27	0,00	<u>0,22</u>	22,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2010.07.29.	18,1	7,34	0,35	0,27	0,00	<u>0,22</u>	20,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2010.07.28.	19,4	7,59	0,35	0,27	0,00	<u>0,20</u>	17,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2010.07.29.	20,6	7,29	0,40	0,31	0,00	<u>0,20</u>	16,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2010.08.13.	19,8	7,39	0,20	0,16	0,00	<u>0,20</u>	12,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2010.08.26.	15,5	7,20	0,20	0,16	0,00	<u>0,20</u>	15,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2010.10.02	12,2	7,20	0,20	0,16	0,00	<u>0,20</u>	10,0	+	+	+
IV. sz. Illés-tó	2014.06.24		7,61	0,30	0,23		<u>0,20</u>		+		+
IV. sz. Illés-tó	2014.09.27		7,66	0,10	0,08		<u>0,20</u>	0,1	+		+
V. sz. Illés-tó	2014.04.27		8,00	0,25	0,19		<u>0,20</u>	0,3			

Helyszín	Dátum	hőmér- séklet (°C)	pH	Ammónium NH ₄ ⁺ (mg/l)	Ammónium-N NH ₄ -N (mg/l)	Ammónia-N NH ₃ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ Nitrit (mg/l)	NO ₃ ⁻ Nitrát (mg/l)	Umbra krameri	Misgurnus fossilis	Carassius carassius
V. sz. Illés-tó	2014.05.23		7,76	0,30	0,23		0,20	0,3			
VI. sz. Illés-tó	2014.04.27		7,79	0,20	0,16		0,20	0,6	+	+	+
VII. sz. Illés-tó	2014.04.27		7,48	0,30	0,23		0,20	0,7	+	+	+
VII. sz. Illés-tó	2014.05.23		7,47	0,30	0,23		0,20	0,6	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2010.07.29.	20,5	7,41	0,40	0,31	0,00	0,19	16,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2010.07.29.	23,2	7,32	0,40	0,31	0,00	0,19	15,0	+	+	+
IV. sz. Illés-tó	2011.03.25	9,2	8,23	0,30	0,23	0,01	0,18	50,0	+		+
I. sz. Illés-tó	2010.07.29.	19,2	7,35	0,40	0,31	0,00	0,18	16,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2011.03.25	11,1	7,64	0,10	0,08	0,00	0,17	20,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2011.08.23	19,3		0,15	0,12		0,17	13,0	+	+	+
IV. sz. Illés-tó	2014.08.26			0,20	0,16		0,15	0,4	+		+
VIII. sz. Illés-tó	2014.08.26			0,10	0,08		0,15	0,3			
I. sz. Illés-tó	2010.12.13		7,44	0,05	0,04		0,13	20,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2012.08.25	23,3	7,70	0,70	0,54	0,02	0,12	4,0	+	+	+
IV. sz. Illés-tó	2010.10.03	11,7	7,60	0,10	0,08	0,00	0,12	26,0	+		+
I. sz. Illés-tó	2011.02.22	0,2	7,91	0,10	0,08	0,00	0,10	25,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2012.07.19	23,6	7,50	0,40	0,31	0,00	0,10	3,5	+	+	+
VII. sz. Illés-tó	2012.08.25	28,4	7,50	0,05	0,04	0,00	0,10	2,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2014.04.27		7,76	0,40	0,31		0,10	0,1	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2014.05.23		7,65	0,30	0,23		0,10	0,2	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2014.06.24		7,65	0,30	0,23		0,10	1,5	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2014.08.26			0,25	0,19		0,10	0,3	+	+	+
IV. sz. Illés-tó	2014.03.28		7,63	0,09	0,07		0,10	2,0	+		+
VII. sz. Illés-tó	2014.06.24		7,64	0,06	0,05		0,10	1,0	+	+	+
IV. sz. Illés-tó	2009.09.19.	20,8	7,76	0,08	0,06	0,00	0,08	15,0			
VI. sz. Illés-tó	2010.10.03	11,9	7,29	0,05	0,04	0,00	0,08	1,0			
VI. sz. Illés-tó	2010.09.15	17,3	7,95	0,10	0,08	0,00	0,07	1,0			
VII. sz. Illés-tó	2012.07.19	24,2	7,50	0,05	0,04	0,00	0,07	4,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2011.05.11		8,91	0,05	0,04		0,07	22,0	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2014.09.27		7,32	0,10	0,08		0,04	1,0	+	+	+
IV. sz. Illés-tó	2011.02.22	0,4	7,59	0,10	0,08	0,00	0,03	1,5	+		+
I. sz. Illés-tó	2014.03.28		7,52	0,10	0,08		0,03	0,7	+	+	+

Helyszín	Dátum	hőmér- séklet (°C)	pH	Ammónium NH ₄ ⁺ (mg/l)	Ammónium-N NH ₄ -N (mg/l)	Ammónia-N NH ₃ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ Nitrit (mg/l)	NO ₃ ⁻ Nitrát (mg/l)	Umbra krameri	Misgurnus fossilis	Carassius carassius
III. sz. Illés-tó	2014.03.28		7,54	0,60	0,47		0,03	0,8	+	+	
II. sz. Illés-tó	2012.07.19	24,0	8,00	0,80	0,62	0,04	0,02	1,0		**	
III. sz. Illés-tó	2012.08.25	28,3	8,20	0,10	0,08	0,01	0,02	0,5	+	+	
II. sz. Illés-tó	2011.02.22	0,9	7,67	0,23	0,18	0,00	0,02	3,0			
II. sz. Illés-tó	2010.10.03	11,6	7,46	0,25	0,19	0,00	0,02	6,0			
VI. sz. Illés-tó	2012.07.19	29,5	7,30	0,10	0,08	0,00	0,02	1,0	+	+	+
III. sz. Illés-tó	2014.06.24		7,96	0,10	0,08		0,02	0,4	+	+	
VII. sz. Illés-tó	2014.09.27		7,17	0,05	0,04		0,02	0,1	+	+	+
II. sz. Illés-tó	2012.08.25	22,1	7,90	0,80	0,62	0,03	0,01	1,0			
III. sz. Illés-tó	2011.03.25	9,6	8,40	0,05	0,04	0,00	0,01	1,0			
IV. sz. Illés-tó	2012.07.19	29,5	7,60	0,05	0,04	0,00	0,01	0,5	+		+
II. sz. Illés-tó	2011.03.25	9,4	7,50	0,10	0,08	0,00	0,01	1,5			
III. sz. Illés-tó	2011.02.22	0,4	7,82	0,10	0,08	0,00	0,01	1,0			
III. sz. Illés-tó	2012.07.19	28,0	7,00	0,10	0,08	0,00	0,01	0,5	+	+	
IV. sz. Illés-tó	2012.08.25	24,5	8,00	0,05	0,04	0,00	0,01	0,3	+		+
VI. sz. Illés-tó	2011.02.22	0,6	7,96	0,05	0,04	0,00	0,01	1,0			
VI. sz. Illés-tó	2011.03.25	8,8	7,96	0,05	0,04	0,00	0,01	2,0			
VI. sz. Illés-tó	2012.08.25	25,8	7,40	0,10	0,08	0,00	0,01	0,5	+	+	+
VIII. sz. Illés-tó	2014.09.27		7,44	0,05	0,04		0,01	0,0			
I. sz. Illés-tó	2014.03.08		7,34	0,30	0,23		0,00	0,0	+	+	+
II. sz. Illés-tó	2014.03.08		7,48	0,10	0,08		0,00	4,0			
III. sz. Illés-tó	2014.03.08		7,34	0,30	0,23		0,00	0,0	+	+	
V. sz. Illés-tó	2016.05.31	17,6	7,89	0,40	0,31	0,01		2,0			
II. sz. Illés-tó	2016.05.31	18,5	7,80	0,40	0,31	0,01		0,5			
I. sz. Illés-tó	2013.03.30	7,7	7,00	0,05	0,04	0,00		0,5	+	+	+
I. sz. Illés-tó	2016.05.31	18,3	7,65	0,10	0,08	0,00		0,5	+	+	+
II. sz. Illés-tó	2013.03.30	5,8	7,30	0,05	0,04	0,00		0,5			
III. sz. Illés-tó	2013.03.30	6,0	7,50	0,05	0,04	0,00		0,5	+	+	
III. sz. Illés-tó	2015.08.07	21,5	7,14	<0,1		0,00		<4	+	+	
III. sz. Illés-tó	2015.11.04	4,8	7,87	<0,2		0,00		<1	+	+	
III. sz. Illés-tó	2016.05.31	23,2	7,55	0,10	0,08	0,00		0,5	***	***	
IV. sz. Illés-tó	2013.03.30	5,4	7,30	0,05	0,04	0,00		24,0	+		+

Helyszín	Dátum	hőmérséklet (°C)	pH	Ammónium NH ₄ ⁺ (mg/l)	Ammónium-N NH ₄ -N (mg/l)	Ammónia-N NH ₃ -N (mg/l)	NO ₂ ⁻ Nitrit (mg/l)	NO ₃ ⁻ Nitrát (mg/l)	Umbra krameri	Misgurnus fossilis	Carassius carassius
IV. sz. Illés-tó	2016.05.31	16,6	7,60	0,10	0,08	0,00		25,0	+		+
V. sz. Illés-tó	2013.03.30	3,3	7,30	0,05	0,04	0,00		0,5			**
VI. sz. Illés-tó	2013.03.30	5,7	7,40	0,10	0,08	0,00		0,5	+	+	+
VI. sz. Illés-tó	2015.06.30	19,6	7,56			0,00		<1	+	+	+
VI. sz. Illés-tó	2015.08.07	21,5	7,42	<0,1		0,00		<1	+	+	+
VI. sz. Illés-tó	2015.11.04	5,7	7,60	<0,2		0,00		<1	+	+	+
VI. sz. Illés-tó	2016.05.31	16,7	7,66	0,10	0,08	0,00		0,5	+	+	+
VII. sz. Illés-tó	2013.03.30	4,3	7,80	0,10	0,08	0,00		4,0	+	+	+
VII. sz. Illés-tó	2015.08.07	20,8	7,69	<0,1		0,00		<0,5	+	+	+
VII. sz. Illés-tó	2015.11.04	5,0	7,35	<0,2		0,00		<1	+	+	+
VII. sz. Illés-tó	2016.05.31	19,3	7,59	0,10	0,08	0,00		0,5	+	+	+
VIII. sz. Illés-tó	2015.08.07	21,3	7,48	<0,1		0,00		<0,5			
VIII. sz. Illés-tó	2015.11.04	7,8	7,37	<0,2		0,00		<0,5			
VIII. sz. Illés-tó	2016.05.31	19,2	7,65	0,10	0,08	0,00		0,5			

* A IV. sz. Illés-tóból a halaknak lehetőségük nyílik átúszni a szomszédos, 2. sz. Pócos-tóba, mellyel elkerülhetik a magas nitrit koncentráció toxikus hatását. Utóbbiban a mérés időpontjában (2014. április-május folyamán) kisebb (0,40 mg/l) volt a nitrit koncentráció, mint a IV. sz. Illés-tóban (0,50 mg/l).

** Haltelepítések történtek (2012. 06. 06.: 200 db réti csík: II. sz. Illés-tó; , 2012. 08. 29.: 342 db széles kárász: V. sz. Illés-tó), de a halak nem maradtak meg.

*** A 2015 őszi lehalászás során a lápi póccokat és a réti csíkokat teljesen eltávolítottuk a III. sz. Illés-tóból.

M7. táblázat. A vegetáció fejlődése a Szadai Mintaterület mesterségesen létrehozott Illés-tavain. A lápi halak számára alkalmatlan vizek (II., V. és VIII. sz. Illés-tavak) oszlopai halványszürkén jelölve. A hínártársulások és -taxonok nevei (a litorális zóna növényfajai) félkövér betűtípussal kiemelve. A hínárnövényzeten kívüli mocsári növényfajok a paralimnolitorális zónához tartoznak

	2008.06.20	2009.06.23	2010.06.17	2011.08.01	2012.08.01	2014.09.27	2016.05.31	2010.06.17	2012.08.01	2016.05.31	2009.09.19	2011.08.01	2012.08.01	2016.05.31
Növénytársulások	I. Illés-tó helye (kialakítás előtt)	I. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	II. sz. Illés-tó	II. sz. Illés-tó	II. sz. Illés-tó	III. sz. Illés-tó	III. sz. Illés-tó	III. sz. Illés-tó	III. sz. Illés-tó
<i>Caricetum acutiformis</i>						+	+							
<i>Ceratophylletum demersi</i>		+	+	+			+					+	+	
<i>Chara</i> sp. társulás														
<i>Phragmitetum communis</i>				+	+	+	+						+	+
<i>Solidago gigantea</i> DC.	+													
<i>Typhaetum latifoliae</i>													+	+
Növénytársulások száma összesen:	1	1	1	2	1	2	3	0	0	0	0	1	1	2
Növényfajok:														
<i>Agrostis stolonifera</i>														+
<i>Alnus glutinosa</i> *														
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>														
<i>Angelica sylvestris</i>	+	+		+				+				+		+
<i>Asclepias syriaca</i>								+						
<i>Aster</i> sp.			+					+						
<i>Berula erecta</i>										+				
<i>Bromus inermis</i>														
<i>Bromus</i> sp.								+						
<i>Calystegia sepium</i>				+	+	+		+			+	+		+
<i>Carex acutiformis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Carex hirta</i>				+		+	+	+	+					+
<i>Carex</i> sp.										+				
<i>Celtis occidentalis</i>														
<i>Cerasus avium</i> subsp. <i>avium</i>														

Növényfajok	2008.06.20 I. Illés-tó helye (kialakítás előtt)	2009.06.23 I. Illés-tó	2010.06.17 I. sz. Illés- tó	2011.08.01 I. sz. Illés- tó	2012.08.01 I. sz. Illés- tó	2014.09.27 I. sz. Illés- tó	2016.05.31 I. sz. Illés- tó	2010.06.17 II. sz. Illés-tó	2012.08.01 II. sz. Illés-tó	2016.05.31 II. sz. Illés-tó	2009.09.19 III. sz. Illés-tó	2011.08.01 III. sz. Illés-tó	2012.08.01 III. sz. Illés-tó	2016.05.31 III. sz. Illés-tó
<i>Ceratophyllum demersum</i>		+	+								+	+	+	
<i>Chara sp.</i>		+												
<i>Chenopodium album</i>		+												
<i>Cirsium arvense</i>			+	+										
<i>Cirsium eriophorum</i>														
<i>Cornus sanguinea</i>										+				
<i>Coryllus avellana</i>														
<i>Crataegus monogyna</i>										+				
<i>Cyperus fuscus</i>		+												
<i>Dactylis glomerata</i>			+					+	+	+				
<i>Equisetum arvense</i>			+	+		+	+			+				
<i>Equisetum palustre</i>				+	+				+				+	+
<i>Equisetum sp.</i>		+									+			
<i>Epilobium hirsutum</i>							+							
<i>Erigeron canadensis</i>								+	+					
<i>Euonymus europaeus</i>							+							
<i>Eupatorium cannabinum</i>					+	+				+	+	+	+	+
<i>Frangula alnus</i>										+				
<i>Galium sp.</i>								+						+
<i>Geranium sp.</i>										+				
<i>Geum urbanum</i>										+				
<i>Glechoma hederacea</i>								+						
<i>Hypericum perforatum</i>												+		
<i>Juncus sp.</i>		+	+	+	+	+	+		+			+	+	+
<i>Lathyrus pratensis</i>												+		+
<i>Lemna minor*</i>		+	+								+		+	
<i>Lemna trisulca</i>									+					
<i>Ligustrum vulgare</i>										+				
<i>Lychnis flos-cuculi</i>														+
<i>Lycopus europaeus</i>			+											
<i>Lysimachia nummularia</i>								+	+	+		+	+	
<i>Lythrum salicaria</i>						+	+			+		+	+	+

	2008.06.20	2009.06.23	2010.06.17	2011.08.01	2012.08.01	2014.09.27	2016.05.31	2010.06.17	2012.08.01	2016.05.31	2009.09.19	2011.08.01	2012.08.01	2016.05.31
Növényfajok	I. Illés-tó helye (kialakítás előtt)	I. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	II. sz. Illés-tó	II. sz. Illés-tó	II. sz. Illés-tó	III. sz. Illés-tó	III. sz. Illés-tó	III. sz. Illés-tó	III. sz. Illés-tó
<i>Melilotus officinalis</i>								+				+		
<i>Mentha aquatica</i>					+	+	+					+	+	+
<i>Phragmites australis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Plantago lanceolata</i>			+											
<i>Plantago major</i>											+			
<i>Poaceae sp.</i>				+	+	+	+			+		+		+
<i>Polygonum lapathifolium</i>		+												
<i>Polygonum sp.</i>											+			
<i>Populus alba</i>		+	+		+	+	+				+	+	+	+
<i>Populus nigra</i>							+	+	+					
<i>Potentilla erecta</i>			+											
<i>Potentilla sp.</i>		+		+	+	+								
<i>Prunus instititia</i>						+				+				
<i>Pulicaria dysenterica</i>				+	+	+								
<i>Ranunculus sp.</i>				+	+		+	+					+	
<i>Ranunculus acris</i>												+		+
<i>Rosa sp.</i>							+							
<i>Rubus caesius</i>	+	+		+	+	+	+			+	+	+	+	
<i>Rumex crispus</i>								+						
<i>Salix alba</i>						+	+					+		
<i>Salix cinerea</i>						+							+	+
<i>Salix fragilis</i>													+	+
<i>Salix sp.</i>														+
<i>Silene otites</i>								+						
<i>Solidago canadensis</i>			+	+				+	+	+			+	+
<i>Solidago gigantea</i>	+	+	+	+	+	+	+			+		+		+
<i>Sonchus sp.</i>												+		
<i>Symphitum officinale</i>											+			
<i>Taraxacum officinale</i>								+		+				
<i>Thelypteris palustris</i>				+	+									
<i>Trifolium pratense</i>									+					
<i>Trifolium repens</i>			+											
<i>Typha latifolia</i>												+	+	+

	2008.06.20	2009.06.23	2010.06.17	2011.08.01	2012.08.01	2014.09.27	2016.05.31	2010.06.17	2012.08.01	2016.05.31	2009.09.19	2011.08.01	2012.08.01	2016.05.31
Növényfajok	I. Illés-tó helye (kialakítás előtt)	I. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	I. sz. Illés-tó	II. sz. Illés-tó	II. sz. Illés-tó	II. sz. Illés-tó	III. sz. Illés-tó	III. sz. Illés-tó	III. sz. Illés-tó	III. sz. Illés-tó
<i>Utricularia vulgaris</i>					+	+	+							
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>			+											
<i>Veronica sp.</i>		+						+						
<i>Vicia cracca</i>			+											
<i>Vicia sp.</i>			+	+	+	+	+							
Fajszám összesen:	5	15	19	18	17	20	19	21	12	21	10	20	16	23

	2009.09.19	2010.06.17	2012.08.01	2016.05.31	2012.08.01	2016.05.31	2012.08.01	2016.05.31	2016.05.31	2016.05.31	2016
Növénytársulások	IV. sz. Illés-tó	IV. sz. Illés-tó	IV. sz. Illés-tó	IV. sz. Illés-tó	V. sz. Illés-tó	V. sz. Illés-tó	VI. sz. Illés-tó	VI. sz. Illés-tó	VII. sz. Illés-tó	VIII. sz. Illés-tó	Frekvencia (%)*
<i>Caricetum acutiformis</i>								+		+	38
<i>Ceratophylletum demersi</i>							+				
<i>Chara</i> sp. társulás		+	+	+							
<i>Phragmitetum communis</i>	+	+	+	+					+		50
<i>Solidago gigantea</i> DC.									+		13
<i>Typhaetum latifoliae</i>											13
Növénytársulások száma összesen:	1	2	2	2	0	0	1	1	2	1	---
Növényfajok:											---
<i>Agrostis stolonifera</i>						+		+			38
<i>Alnus glutinosa</i> *				+							13
<i>Ambrosia artemisifolia</i>							+				0
<i>Angelica sylvestris</i>											13
<i>Asclepias syriaca</i>									+		13
<i>Aster</i> sp.											0
<i>Berula erecta</i>											13
<i>Bromus inermis</i>										+	13
<i>Bromus</i> sp.											0

	2009.09.19	2010.06.17	2012.08.01	2016.05.31	2012.08.01	2016.05.31	2012.08.01	2016.05.31	2016.05.31	2016.05.31	2016
Növényfajok	IV. sz. Illés-tó	IV. sz. Illés-tó	IV. sz. Illés-tó	IV. sz. Illés-tó	V. sz. Illés-tó	V. sz. Illés-tó	VI. sz. Illés-tó	VI. sz. Illés-tó	VII. sz. Illés-tó	VIII. sz. Illés-tó	Frek- vencia* (%)
<i>Calystegia sepium</i>	+	+	+		+						13
<i>Carex acutiformis</i>	+	+	+	+		+	+	+	+	+	100
<i>Carex hirta</i>					+	+		+		+	63
<i>Carex sp.</i>											13
<i>Celtis occidentalis</i>					+	+					13
<i>Cerasus avium subsp. avium</i>						+					13
<i>Ceratophyllum demersum</i>							+				0
<i>Chara sp.</i>	+	+	+	+							13
<i>Chenopodium album</i>											0
<i>Cirsium arvense</i>											0
<i>Cirsium eriophorum</i>		+									0
<i>Cornus sanguinea</i>											13
<i>Coryllus avellana</i>									+		13
<i>Crataegus monogyna</i>						+				+	50
<i>Cyperus fuscus</i>	+										0
<i>Dactylis glomerata</i>		+						+			25
<i>Equisetum arvense</i>		+					+	+			38
<i>Equisetum palustre</i>		+							+		25
<i>Equisetum sp.</i>	+										0
<i>Epilobium hirsutum</i>							+	+			25
<i>Epilobium sp.</i>							+				0
<i>Erigeron canadensis</i>					+		+				0
<i>Euonymus europaeus</i>											13
<i>Eupatorium cannabinum</i>		+	+			+					38
<i>Frangula alnus</i>				+							25
<i>Galium palustre</i>		+									0
<i>Galium sp.</i>										+	25
<i>Geranium sp.</i>					+						13
<i>Geum urbanum</i>								+			25

	2009.09.19	2010.06.17	2012.08.01	2016.05.31	2012.08.01	2016.05.31	2012.08.01	2016.05.31	2016.05.31	2016.05.31	2016
Növényfajok	IV. sz. Illés-tó	IV. sz. Illés-tó	IV. sz. Illés-tó	IV. sz. Illés-tó	V. sz. Illés-tó	V. sz. Illés-tó	VI. sz. Illés-tó	VI. sz. Illés-tó	VII. sz. Illés-tó	VIII. sz. Illés-tó	Frek- vencia* (%)
<i>Glechoma hederacea</i>							+				0
<i>Hypericum perforatum</i>											0
<i>Juncus inflexus</i>								+			13
<i>Juncus sp.</i>	+	+	+	+	+		+		+	+	63
<i>Lathyrus pratensis</i>											13
<i>Lemna minor</i>*											0
<i>Lemna trisulca</i>											0
<i>Ligustrum vulgare</i>						+					25
<i>Lychnis flos-cuculi</i>											13
<i>Lycopus europaeus</i>											0
<i>Lysimachia nummularia</i>											13
<i>Lysimachia vulgaris</i>	+	+									0
<i>Lythrum salicaria</i>		+	+	+				+	+		75
<i>Malachium aquaticum</i>					+						0
<i>Melilotus officinalis</i>											0
<i>Mentha aquatica</i>			+								25
<i>Phragmites australis</i>	+	+	+	+			+	+	+		75
<i>Plantago lanceolata</i>											0
<i>Plantago major</i>											0
<i>Poaceae sp.</i>					+	+		+			63
<i>Polygonum lapathifolium</i>											0
<i>Polygonum sp.</i>											0
<i>Populus alba</i>				+						+	50
<i>Populus nigra</i>		+									13
<i>Potentilla erecta</i>											0
<i>Potentilla sp.</i>											0
<i>Prunus instititia</i>								+			25
<i>Pulicaria dysenterica</i>											0
<i>Ranunculus sp.</i>							+				13
<i>Ranunculus acris</i>											13
<i>Ranunculus sceleratus</i>							+				0

	2009.09.19	2010.06.17	2012.08.01	2016.05.31	2012.08.01	2016.05.31	2012.08.01	2016.05.31	2016.05.31	2016.05.31	2016
Növényfajok	IV. sz. Illés-tó	IV. sz. Illés-tó	IV. sz. Illés-tó	IV. sz. Illés-tó	V. sz. Illés-tó	V. sz. Illés-tó	VI. sz. Illés-tó	VI. sz. Illés-tó	VII. sz. Illés-tó	VIII. sz. Illés-tó	Frek- vencia* (%)
<i>Rosa sp.</i>										+	25
<i>Rubus caesius</i>					+	+	+	+		+	63
<i>Rumex crispus</i>											0
<i>Salix alba</i>						+					25
<i>Salix cinerea</i>				+					+		38
<i>Salix fragilis</i>											25
<i>Salix sp.</i>											13
<i>Sambucus nigra</i>						+					13
<i>Sanguisorba officinalis</i>	+	+									0
<i>Silene otites</i>											0
<i>Solidago canadensis</i>		+	+		+	+			+	+	63
<i>Solidago gigantea</i>				+	+			+	+	+	88
<i>Solidago sp.</i>	+						+				0
<i>Sonchus sp.</i>											0
<i>Symphitum officinale</i>											0
<i>Taraxacum officinale</i>											13
<i>Thelypteris palustris</i>											
<i>Trifolium pratense</i>											0
<i>Trifolium repens</i>											0
<i>Typha latifolia</i>				+				+			38
<i>Utricularia vulgaris</i>											13
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>											0
<i>Veronica sp.</i>											0
<i>Vicia cracca</i>		+									0
<i>Vicia sp.</i>							+	+		+	38
Fajszám összesen:	10	17	9	11	11	13	15	16	10	12	---

* Taxon frekvencia: az I-VIII. sz. Illés-tavakra számolva, 2016-ban.

M8. táblázat. A Borhidi-féle „kvázi” átlagos nitrogén-igény alakulása az I. sz. Illés-tó flóralistái alapján. (NB=1: steril, szélsőségesen tápanyag-szegény termőhelyek növényei; NB=9: túltrágyázott, hipertróf termőhelyek növényei; BORHIDI 1995).

	I. sz. Illés-tó - fajszám (db)						
NB-érték	2008.06.20	2009.06.23	2010.06.17	2011.08.01	2012.08.01	2014.09.27	2016.05.31
3	0	0	1	2	1	1	1
4	0	0	2	0	1	2	2
5	2	2	3	5	5	5	5
6	1	4	4	3	1	1	1
7	0	1	4	2	1	1	2
8	1	3	2	2	3	3	1
9	0	1	0	1	1	1	1
NB átlag:	6,0	6,7	5,9	5,9	5,5	5,9	5,6

M9. táblázat. A hínárvegetáció és a *Cladophora* sp. borításának változása a Szadai Mintaterületen 2008 és 2016 között. A táblázatban az adott időpontokban domináns taxonok borítási értékei félkövéren szedve.

Tavak/ hínárfajok és domináns algák nevei (hínártelepítés időpontja és mennyisége)	'08. 08.07.	'09. 06.23.	'09. 08.07.	'09. 09.19.	'10. 06.17.	'10. 08.18.	'11. 03.17.	'11. 04.07.	'11. 08.01.	'11. 08.10.	'12. 06.27.	'12. 08.01.	'12. 09.06.	'13. 06.14.	'13. 08.31.	'14. 05.14.	'14. 09.27.	'15. 05.07.	'15. 05.29.	'15. 07.10.	'16. 03.22.	'16. 05.31.
I. sz. Illés-tó - borítás (%)																						
<i>Ceratophyllum demersum</i> (2008. 08. és 2009. 08.: 30 + 20 liter)	10	10	5	15	1	1		0	0		0	0		0			0		0	0	0	0
<i>Lemna minor</i> (2008. 08. és 2009. 08.: 17 + 2,5 liter)	7	0	0	5	1	1		0	0		0	0		0			0		0	0	0	0
<i>Utricularia vulgaris</i> (2010. 09.: néhány példány)	0	0	0	0	0	0		0	0		0,1	1		0,1			10		4	40	n.a.	2
<i>Chara sp.*</i>	0	0	0	1	0	0			0		0	0		0			0		0	0	0	0
<i>Cladophora sp.</i>	50	1	50	n.a.	50	80		80	5		0	0		0			0		0	0	0	0
Cianobaktérium dominancia									+		+	+		+								
II. sz. Illés-tó - borítás (%)																						
<i>Lemna minor*</i>											0	0		0,5								0
<i>Lemna trisulca*</i>											0,1	90		0,5								0
<i>Cladophora sp.</i>											0	0		0								0,1
Cianobaktérium dominancia			+			+			+++		+++	+		+++			+			+		+
III. sz. Illés-tó - borítás (%)																						
<i>Ceratophyllum demersum</i> (2009. 08: 40 liter)				20		65	40		68	100	100	100		10					55			0
<i>Lemna minor</i> (2009. 08: 7,5 liter)				30		0	0		0	0	0	1		0					0,01			0

Tavak/ hínárfajok és domináns algák nevei (hínártelepítés időpontja és mennyisége)	'08. 08.07.	'09. 06.23.	'09. 08.07.	'09. 09.19.	'10. 06.17.	'10. 08.18.	'11. 03.17.	'11. 04.07.	'11. 08.01.	'11. 08.10.	'12. 06.27.	'12. 08.01.	'12. 09.06.	'13. 06.14.	'13. 08.31.	'14. 05.14.	'14. 09.27.	'15. 05.07.	'15. 05.29.	'15. 07.10.	'16. 03.22.	'16. 05.31.
<i>Cladophora sp.</i>				0		0	0		3	3	15	10		65					0			0
Cianobaktérium dominancia																						+
IV. sz. Illés-tó - borítás (%)																						
<i>Chara sp.*</i>					95	90			95		95	90		95			95		90		n.a.	10
<i>Cladophora sp.</i>					n.a.	0			0		4	6		4			n.a.		1		50	0
V. sz. Illés-tó - borítás (%)																						
<i>Cladophora sp.</i>									0	20		0		100		100			75		n.a.	20
Cianobaktérium dominancia												+										
VI. sz. Illés-tó - borítás (%)																						
<i>Ceratophyllum demersum</i> (2010. 09.: 20 liter)									52		75	50	100	40			90		80		n.a.	8
<i>Cladophora sp.</i>									5		0	0	0	35			45		1		10	90
VII. sz. Illés-tó - borítás (%)																						
<i>Ceratophyllum demersum</i> (2012. 07. és 08.: 20 + 10 liter)														n.a.	<0,1		n.a.			n.a.	0	0
<i>Chara sp.</i>														n.a.	80		60			n.a.	n.a.	n.a.
<i>Cladophora sp.</i>														14	n.a.		50			n.a.	30	3
VIII. sz. Illés-tó - borítás (%)																						
<i>Cladophora sp.</i>																	n.a.		0	0	n.a.	0
Cianobaktérium dominancia																	+		+	+	+	***

* Természetes úton megjelent hínárfaj.

** Megfigyelt cianobaktérium okozta vízvirágzás.

M10. táblázat. Lápi póc élőhelyek flórája hazai és külföldi irodalmi adatok alapján. A frekvencia értékekbe a 9 fajnál kevesebbet tartalmazó (hiányos) taxonlisták nincsenek beleszámolva. A hínárfajok tekintetében minden lista teljes volt, ezért ezeket a frekvencia értékek tartalmazzák. A hínártársulások és -taxonok nevei félkövér betűtípussal, a védett fajok aláhúzással kiemelve.

		1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	Frekvencia (%)		
	Helyszínek/ növényfajok	Malom-tó (Veresegyház; Rotarides 1937, Boros 1927)*	Gyenesdiás (Rotarides 1937)	Balaton mellék (Geyer 1940)	Feneketlen- tó (Alsógöd; Wiesinger 1965)	Szigetköz (Guti 1995a)	Kolon-tó (Keresztesy 1997)	Mura mente (Szlovénia ; Povž 1995a)	Dunamenti Alföld, Erdőhát-síkság, Kelet-Szlovákiai síkság (Szlovákia; Májsky & Hajdú 2004; Hajdú & Saxa 2008)	Lugomir csatorna, Bakreni Batar patak, Gromiželj mocsár (Szerbia, Bosznia- Hercegovina; Sekulić et al. 2013)	Duna mente (Felső- Auszt- ria; Keckeis & Sehr 2014)	Mlinski- csatorna (Dráva mente, Horvát- ország; Vukajlović 2014)	Hazai élőhe- lyek	Külföldi élőhelyek	Hazai és külföldi élőhelyek
1.	<i>Aldrovanda vesiculosa</i>			<u>1</u>									<u>17</u>	<u>0</u>	<u>2</u>
2.	<i>Berula erecta</i>			1									33	0	17
3.	<i>Carex acutiformis</i>	1											33	0	17
4.	<i>Carex appropinquata</i>	<u>1</u>											<u>33</u>	<u>0</u>	<u>17</u>
5.	<i>Carex davalliana</i>	<u>1</u>											33	0	17
6.	<i>Carex elata</i>								<u>1</u>				<u>0</u>	<u>33</u>	<u>17</u>
7.	<i>Carex gracilis</i>	1											33	0	17
8.	<i>Carex riparia</i>	1											33	0	17
9.	<i>Carex rostrata</i>	1											33	0	17
10.	<i>Carex sp.</i>								1		1		0	67	33
11.	<i>Ceratophyllum demersum</i>	1				1			1	1	1**	1	33	80	55
12.	<i>Ceratophyllum submersum</i>	1											17	0	9
13.	<i>Chara sp.</i>										1		0	33	17
14.	<i>Elodea canadensis</i>		1	1				1					33	20	27
15.	<i>Hippuris vulgaris</i>					<u>1</u>		<u>1</u>					<u>17</u>	<u>20</u>	<u>18</u>
16.	<i>Hippuris sp.</i>							<u>1</u>					<u>0</u>	<u>20</u>	<u>2</u>

	Helyszínek/ növényfajok	Malom-tó (Veresegyház; Rotarides 1937, Boros 1927)*	Gyenesdiás (Rotarides 1937)	Balaton mellék (Geyer 1940)	Feneketlen- tó (Alsógöd; Wiesinger 1965)	Szigetköz (Guti 1995a)	Kolon-tó (Keresztes sy 1997)	Mura mente (Szlovénia ; Povž 1995a)	Dunamenti Alföld, Erdőhát-síkság, Kelet-Szlovákiai síkság (Szlovákia; Májsky & Hajdú 2004; Hajdú & Saxa 2008)	Lugomir csatorna, Bakreni Batar patak, Gromiželj mocsár (Szerbia, Bosznia- Hercegovina; Sekulić et al. 2013)	Duna mente (Felső- Ausztri a; Keckeis & Sehr 2014)	Mliniski- csatorna (Dráva mente, Horvátorszá- g; Vukajlović 2014)	Hazai élőhelye k	Külföldi élőhelyek	Hazai és külföldi élőhelyek
17.	<i>Hottonia palustris</i>								<u>1</u>				<u>0</u>	<u>33</u>	<u>17</u>
18.	<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	1		1	1			1	1	1	1		50	80	64
19.	<i>Iris pseudacorus</i>											1	0	0	0
20.	<i>Lemna minor</i>								1	1			0	40	18
21.	<i>Lemna sp.</i>							1					0	20	9
22.	<i>Lemna trisulca</i>	1						1	1	1	1		17	80	45
23.	<i>Mentha aquatica</i>			1									33	0	17
24.	<i>Myosotis palustris</i>			1									33	0	17
25.	<i>Myriophyllum spicatum</i>						1	1					17	20	18
26.	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	1		1							1		33	20	27
27.	<i>Nuphar lutea</i>					<u>1</u>		<u>1</u>	<u>1</u>			<u>1</u>	<u>17</u>	<u>60</u>	<u>36</u>
28.	<i>Nymphaea alba</i>	<u>1</u>				<u>1</u>	<u>1</u>						<u>50</u>	<u>0</u>	<u>27</u>
29.	<i>Nymphoides peltata</i>					<u>1</u>							<u>17</u>	<u>0</u>	<u>2</u>
30.	<i>Phragmites australis</i>	1		1		1			1	1	1		100	67	83
31.	<i>Potamogeton crispus</i>							1					0	20	9
32.	<i>Potamogeton lucens.</i>	1											17	0	9
33.	<i>Potamogeton natans</i>						1						17	0	9
34.	<i>Potamogeton pectinatus</i>					1							17	0	9

	Helyszínek/ növényfajok	Malom-tó (Veresegyház; Rotarides 1937, Boros 1927)*	Gyenesdiás (Rotarides 1937)	Balaton mellék (Geyer 1940)	Feneketlen- tó (Alsógöd; Wiesinger 1965)	Szigetköz (Guti 1995a)	Kolon-tó (Keresztes sy 1997)	Mura- mente (Szlovénia ; Povž 1995a)	Dunamenti Alföld, Erdőhát-síkság, Kelet-Szlovákiai síkság (Szlovákia; Májsky & Hajdú 2004; Hajdú & Saxa 2008)	Lugomir csatorna, Bakreni Batar patak, Gromiželj mocsár (Szerbia, Bosznia- Hercegovina; Sekulić et al. 2013)	Duna- mente (Felső- Ausztri- a; Keckeis & Sehr 2014)	Mliniski- csatorna (Dráva mente, Horvátorszá- g; Vukajlović 2014)	Hazai élőhelye- k	Külföldi élőhelyek	Hazai és külföldi élőhelyek
35.	<i>Potamogeton perfoliatus</i>					1							17	0	9
36.	<i>Ranunculus circinatus</i>	1											17	0	9
37.	<i>Ranunculus sp.</i>							1					0	33	17
38.	<i>Riccia fluitans</i>							1					0	20	9
39.	<i>Rubus sp.</i>										1		0	33	17
40.	<i>Sagittaria sp.</i>										1		0	33	17
41.	<i>Salix cinerea</i>	1							1				33	33	33
42.	<i>Salix fragilis</i>	1											33	0	17
43.	<i>Salix sp.</i>					1							33	0	17
44.	<i>Salvinia natans</i>				1	1		1					33	20	27
45.	<i>Spirodela polyrrhiza</i>							1	1				0	40	18
46.	<i>Stratiotes aloides</i>						1	1			1		17	40	27
47.	<i>Typha angustifolia</i>	1								1			33	0	17
48.	<i>Typha latifolia</i>					1							33	0	17
49.	<i>Typha spp.</i>			1				1	1		1		33	100	67
50.	<i>Utricularia sp.</i>							1					0	20	9
51.	<i>Utricularia vulgaris</i>	1			1		1						50	0	27
	Fajszám összesen:	20	2	10	3	11	5	15	12	6	11	3			

* A lápi póc malom-tavi előfordulásáról először Rotarides (1937) írt, azonban a tóról csak Boros (1927) közölt botanikai fajlistát, melyből a táblázat a hínárfajokat és a társulásalkotó nádat, sás- és gyékény fajokat, valamint a hamvas fűzet (*Salix cinerea*) tartalmazza.

** A szerzők eredetileg tévesen *Ceratophyllum demersum* helyett "*Ceratophyllum hirsutum*" fajnevet írnak, de ilyen taxon nincs.

M11. táblázat. A vízkeménység alakulása az Illés-tavakon.

	Összes német keménység (nK°) (változó keménység + állandó keménység)					
	2008.08.01	2008.10.18	2008.10.29	2009.06.23	2009.07.03.	2010.04.06.
I. sz. Illés-tó	40 (22+18)*	38 (22+16)	45 (27+18)	40 (19+21)	n.a.	n.a.
II. sz. Illés-tó	38 (29+9)*	52 (40+12)	n.a.	n.a.	56 (28+28)	n.a.
IV. sz. Illés-tó	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	27 (18+9)

* Az I. és II. sz. Illés-tavak kialakítása után néhány nappal mért adatok.

M4. melléklet: M12. táblázat.

Gerinctelen makrofauna taxonlista a recens és egykori természetes lápi póc élőhelyekről és a Szadai Mintaterületről. "A" csoport: lápi halak számára megfelelő, I, III., IV., VI., VII. sz. Illés-tavak. "B" csoport: lápi halak számára alkalmatlan, II., V., VIII. sz. Illés-tavak.

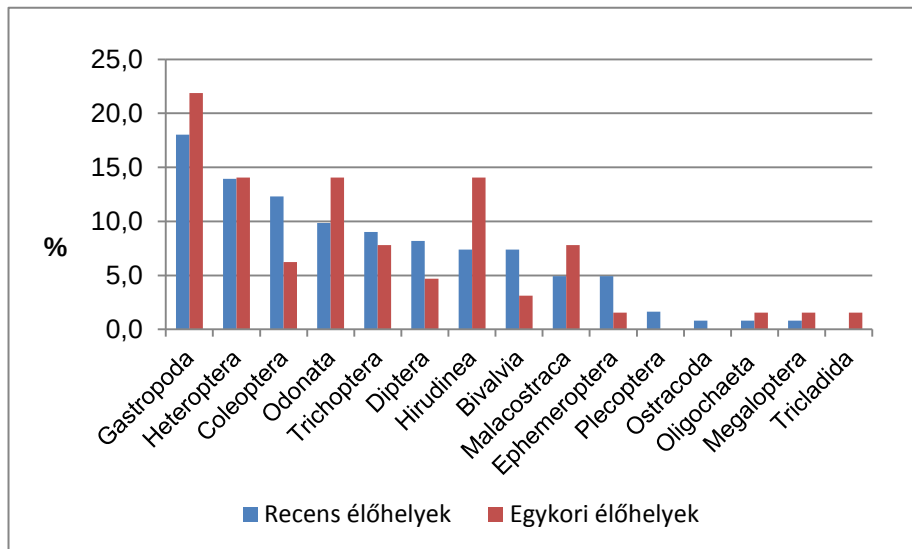
[illegible]

[illegible]

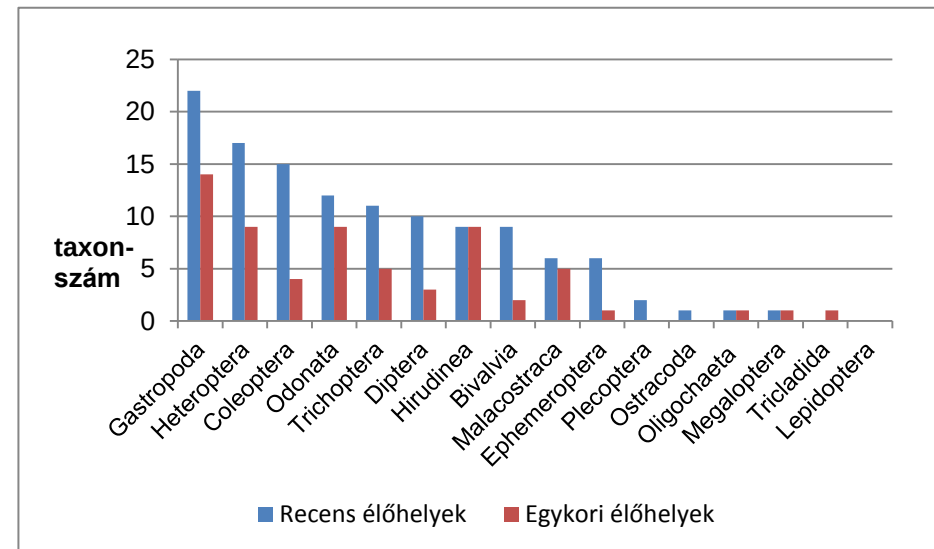
[illegible]

[illegible]

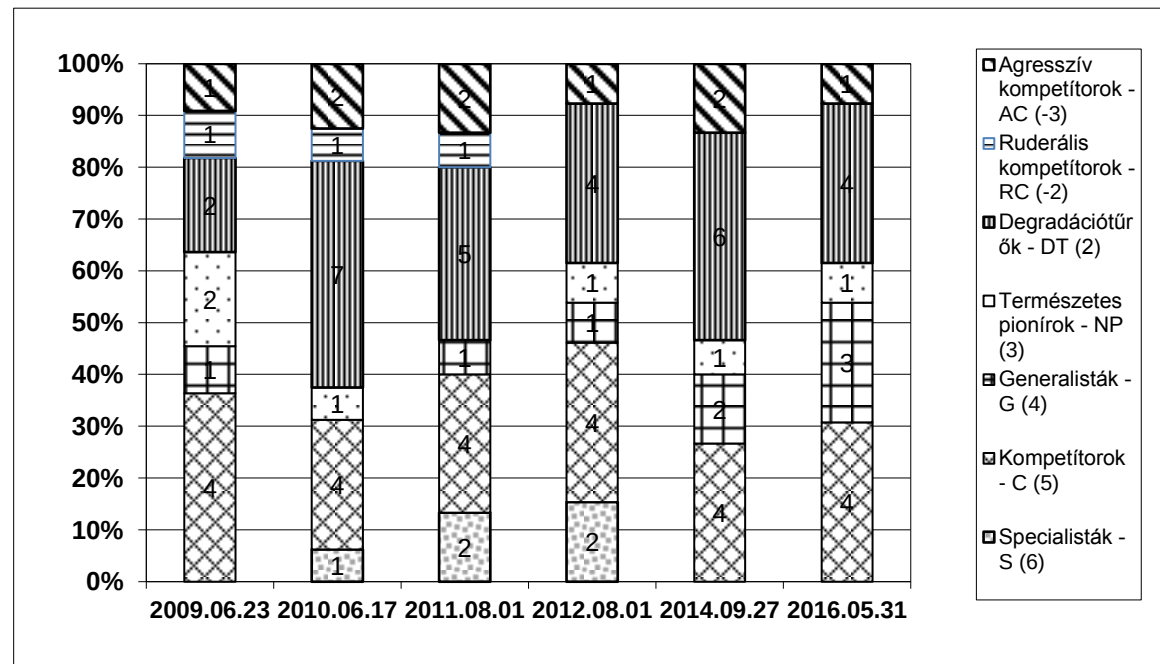
M5. melléklet: M1-33. ábrák



M1. ábra. Gerinctelen makrofauna rendszertani csoportok részesedése taxonok előfordulási adatai alapján természetes recens és egykori lápi póc élőhelyeken. Az élőhelyek neveit és a felmérések dátumait az M12. táblázat tartalmazza.



M2. ábra. Gerinctelen makrofauna rendszertani csoportok taxonszámai természetes recens és egykori lápi póc élőhelyeken. Az élőhelyek neveit és a felmérések dátumait az M12. táblázat tartalmazza.



M3. ábra. A Borhidi-féle szociális magatartás-típusok (SZMT) megoszlásának alakulása az I. sz. Illés-tó flóralistái alapján. A degradációt jelző kategóriák (AC, RC, DT) sávozottak. Természetességet jelző kategóriák: NP, G, C, S. A jelmagyarázatnál zárójelben a természetességi értékszámok (P). (Az ábrán az egyes időpontoknál kevesebb fajszám szerepel, mint a fajlistákban, mely annak köszönhető, hogy a csak nemzetség szintig meghatározott taxonok esetében nincs lehetőség a természetességi kategóriába történő besorolásra.)

A lápi póc élőhelyek veszélyeztető tényezői



M4. ábra. Egykor az ingólápokon kihelyezett csikkas gyakran ejtett csapdába pócot is
(A csikász. Ecsedi-láp; HERMAN OTTÓ 1887)



M6. ábra. A lápi pócra az egyik legnagyobb veszélyt az amurgeb (*Perccottus glenii*) jelenti.
(Fotó: Sallai Zoltán)



M7. ábra. Szennyezés (bal fotó) és a következményként fellépő bentonikus eutrofizáció a lápi póc élőhelyén. A vegetációs időszakban (jobb fotó) a vízfelszínt vastag békalencse szőnyeg borítja, melyet a partra helyeztek (Göggő-Szenke patak, 2010 tavasz és ősz).
(Fotók: Tatár Sándor)



M8. ábra. Famosi élőhelyéről nagy valószínűséggel kipusztult a lápi póc, mivel az elmúlt évtizedben többszöri kutatás ellenére sem került elő
(Fotó: Tatár Sándor)

Élőhely-rekonstrukció



M9. ábra. Műholdkép a Szadai Mintaterületről és környezetéről.
Fehér körök 1-8.: Illés-tavak, fekete kör 2.: 2. sz. Pócos-tó
(forrás: Google, 2016)



M10. ábra. A 2009-ben felfedezett, mocsári vegetációval dúsan benőtt medrű 2. sz. Pócos-tó (Szadai Mintaterület) a póc mellett a réti csíknak és a széles kárásznak is élőhelye
(Fotó: Tatár Sándor)



M11. ábra. A Hínáros-csatorna (Veresegyház) volt a hínártelepítés „donorterülete”
(Fotó: Tatár Sándor)



M12. ábra. *Ceratophyllum demersum* - telepítés előtt
(Fotó: Tatár Sándor)



M13. ábra. Egyes szitakötő fajok már az érdes tócsagaz betelepítését követő néhány órán belül petét raktak a sallangos levelekre (Fotók: Tatár Sándor)



M14. ábra. Szitakötő lárvák és különböző csigafajok az I. sz. Illés-tóból
(Fotó: Tatár Sándor)

Állománymentés, szaporítás és ivadéknevelés



M15. ábra. A Csuczor-szigeti láp feltöltésre előkészített területe (M0-ás híd bővítése, 2010. szeptember)
(Fotó: Tatár Sándor)



M16. ábra. Lapi póc mentés a Csuczor-sziget Természetvédelmi Területen (2010. szeptember)
(Fotó: Tatár Sándor)



M17. ábra. Ovulált ikra fejése lápi pócból, hormon kezelést követően
(Fotó: Tatár Sándor)



M18. ábra. Ivarérett tejes lápi póc lefejtés előtt
(Fotó: Tatár Sándor)



M20. ábra. 10 napos, 2 napja táplálkozó lárva
(Fotó: Posztós Csaba)



M21. ábra. A nevelésre használt belső szivacsűrős akvárium
lápi pócokkal
(Fotó: Müller Tamás)

M19a. és M19b. ábra. Kelő póc lárvák
és egy keltetőtál tartalma: 172 db egy napos lárva (43 millió
Ft természetvédelmi érték)
(Fotó: Müller Tamás)

Telepítések



M22a-b. ábra. Mesterséges szaporítású, előnevelt széles kárász telepítése túlélési vizsgálat céljából az I. sz. Illés-tóba
(Fotó: Tatár Sándor)



M23. ábra. Mesterséges szaporítású és nevelésű réti csíkok telepítése túlélési vizsgálat céljából az I. sz. Illés-tóba
(Fotó: Tatár Sándor)



M24. ábra. Saját nevelésű pócok telepítés előtt
(Fotó: Tatár Sándor)



M25. ábra. Lápi póc telepítés a szadai Székely Bertalan Általános Iskola diákjaival a Szadai Mintaterület IV. sz. Illés-taván (Fotó: Müller Tamás)



M26. ábra: A Ráckevei Dunaági Horgász Szövetséggel közös állományerősítés: előnevelt pócok telepítése a Csupics-szigeten (Ráckevei-Dunaág, 2012. június) (Fotó: Tatár Sándor)

Monitoring



M27. ábra. Halfaunisztikai vizsgálat az I. sz. Illés-tavon
(Fotó: Tatár Sándor)



M28. ábra. Bőséges fogás a IV. sz. Illés-tavon, 2012-ben: lápi
pócok és széles kárászok
(Fotó: Tatár Sándor)



M29. ábra. 2011-ben jelentős természetes szaporulata volt a
dús hínárvegetációjú III. sz. Illés-tónak
(Fotó: Tatár Sándor)



M31. ábra. A kiszélesedő Gőgő-Szenke Nagyszekeresnél
(Fotó: Tatár Sándor)



M30a.,b.,c.,d ábra. A Szadai Mintaterület vizeiben számos védett faj spontán megtelepedett – többek között a szegélyes vidrapók, békák, a pettyes göte és a mocsári teknős
(Fotók: Tatár Sándor)



M32. ábra. Szonárfelvétel az I. sz. Illés-tóról (2017. 05. 10.). A halakat számok jelölik, a zöld szín a hínárvegetációt (*Utricularia vulgaris*) mutatja.

M32 A)-I. ábra. Alternatív stabil állapotok az I. sz. Illés-tó fejlődése során 2009 és 2015 között.
[Fotók: Tatár Sándor; nyári fotók, kivéve: 2014 (tavasz)]



2008a

A) A tó helyén korábban degradált, aranyvesszős (*Solidago* spp.) terület volt



2008b

B) A tó létrehozása napján készült fotó



2009

C) *Cladophora* sp. dominancia



2010

D) *Cladophora* sp. dominancia



2011

E) *Cladophora* sp. dominancia



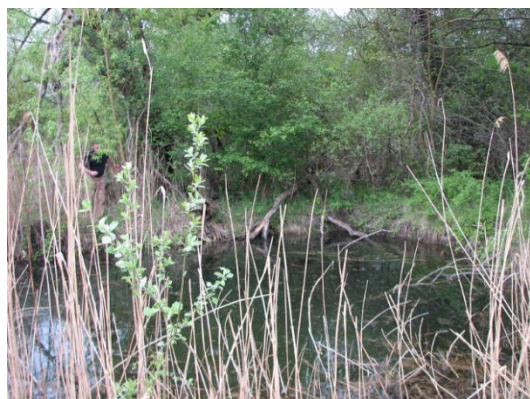
2012

F) Cianobaktériumok uralta turbid (zavaros) állapot



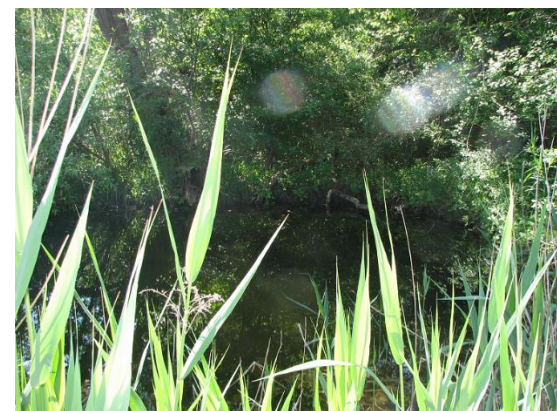
2013

G) Szubmerz hínárnövényzet (*Utricularia vulgaris*) dominálta, „tisztá” vizű állapot



2014

H) *Utricularia vulgaris* dominancia



2015

I) *Utricularia vulgaris* dominancia

M33A-J. ábrák. Alternatív stabil állapotok a Szadai Mintaterület helyettesítő élőhelyein
(Fotók: Tatár Sándor)



A-B) ábra. Szubmerz hínárnövényzet uralta átlátszó vizek (*Ceratophyllum demersum* dominancia, III. és VI. sz. Illés-tavak)

C-D) ábra. Szubmerz hínárnövényzet uralta átlátszó víz (*Utricularia vulgaris* dominancia, I. sz. Illés-tó)



E-F) ábra. Csillárkamoszat (*Chara* sp.) által dominált, átlátszó vizek (IV. és VII. sz. Illés-tavak)



G) ábra. Cianobaktérium dominancia (zavaros állapot, II. sz. Illés-tó)



H) ábra. Tavaszi kén- és vasbaktérium dominancia, vízfelszínen zavaros víz (VIII. sz. Illés-tó)



I) ábra. *Cladophora* sp. által dominált víz, kevés fitoplanktonnal
(V. sz. Illés-tó)



J) ábra. Emerz hínárvegetáció, kevés fitoplanktonnal: keresztes békalencsés társulás
(*Lemnetum trisulcae*) a II. sz. Illés-tóban.
(A fotó 2012 augusztusában készült, mely az elmúlt 112 év legszárazabb augusztusa volt.)

Köszönetnyilvánítás

Mindenekelőtt külön köszönettel tartozom Dr. Urbányi Béla (SZIE MKK AKI Halgazdálkodási Tanszék) tanszékvezetőnek, továbbá témavezetőimnek, Dr. Müller Tamásnak és Dr. Specziár Andrásnak, hogy munkám során bármikor számíthattam rájuk, és szükség esetén megadtak minden szakmai segítséget, melyre szükségem volt.

Kiemelten köszönöm a terepi munkákban nyújtott segítségét Dr. Tóth Baláznak (Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság), Dr. Csányi Bélának, Szekeres Józsefnek (MTA ÖK Duna-kutató Intézet), Dr. Krenedits Sándornak (Tavirózsa Környezet- és Természetvédő Egyesület, Veresegyház) és Sallai Zoltánnak (Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság). Köszönöm továbbá Dr. Kucska Baláznak (Kaposvári Egyetem AKK Aquakultúra és Halgazdálkodási Tanszék), Dr. Demény Ferencnek, Buza Eszternek (†), Várkonyi Leventének (SZIE MKK AKI Halgazdálkodási Tanszék), Balován Bencének, Csizmadia Dórának és Németh Péternek a közreműködését.

Kutatásaim során sokat segített Dr. Takács Péter (MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet), Bajomi Bálint (ELTE Környezettudományi Centrum), György Hajdú (Občianske Združenie Umbra, Szlovákia) és Prof. Doug Armstrong (Massey University of New Zealand) szakmai segítsége és kritikája.

Munkámat nem végezhettem volna el a Tavirózsa Egyesület infrastrukturális támogatása, Vécsey László polgármester (Szada Nagyközség Önkormányzata) együttműködési szándéka és a Lápi póc Fajvédelmi Mintaprogramot támogató Magyar Telekom Nyrt., Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium és a Földművelésügyi Minisztérium pályázati forrásai nélkül (Zöldforrás Program 2008-2009, 2011-2014).

Végezetül, de nem utolsósorban köszönöm családom és feleségem, Tatár-Havancsák Eszter megértő, és nélkülözhetetlen támogatását.