

**„A védett vagy veszélyeztetett hasznosítható
őshonos halfajok szaporítása és visszatelepítése”**

A kecsege (*Acipenser ruthenus*) fajmegőrzési terve



**Szarvas
2016**

**A védett vagy veszélyeztetett hasznosítható
őshonos halfajok szaporítása és visszatelepítése**

**A kecsege (*Acipenser ruthenus*)
fajmegőrzési terve**

**Szarvas
2016**

A kiadvány kiadására a HHGF/50/2015. számú szerződés alapján a
Földművelésügyi Minisztérium megbízásából és támogatásával
került sor



FÖLDMŰVELÉSÜGYI
MINISZTERIUM

Szakmai lektor: Dr Rónyai András NAIK HAKI

Felelős kiadó: Dr. Gál Dénes NAIK HAKI

Készítette: Dr Józsa Vilmos, NAIK HAKI
Fazekas Gyöngyvér, NAIK HAKI
Dr. Gutí Gábor, Visa/Sturgeon 2020 Bt.

Készült a Fazekas Nyomdában, Szarvason
100 példányban

ISBN 978-963-7120-39-8

Copyright
NAIK HAKI, Szarvas, 2016

Tartalomjegyzék

1.	Előzmények	4
2.	Bevezetés	4
2.1.	A kecsge állomány helyzetértékelése a Duna vízrendszerében	5
2.2.	A kecsge élőhelyeinek és biológiájának rövid jellemzése	8
3	A kecsge magyarországi fajmegőrzési terve	9
3.1.	A magyarországi kecsge populációk helyzetértékelése a halfogási adatsorok alapján	9
3.2.	A kecsge állományt veszélyeztető tényezők a Közép-Duna vízrendszerében	16
3.3.	Cselekvési program (jogszabályi intézkedések, faj- és élőhely védelem)	20
3.4.	Mesterséges szaporítás, az ivadék tömeges előállítása	33
3.5.	Populációbiológiai vizsgálatok	36
3.6.	A rehabilitációt megalapozó tevékenységek feltételei	37
3.7.	A fajvédelmi program eredményességének értékelése, monitorozása	43
3.8.	Kecsge telepítések a fajvédelmi program keretében	52
4.	A fajmegőrzési program illeszkedése az esetleges természetvédelmi kezelési tervekhez	54
5.	javaslat a tokfélék országos fajmegőrzési tervéhez kapcsolódó jogszabályok felülvizsgálatára	56
6.	Összefoglalás	57
7.	Irodalom	59

1. Előzmények

A halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló 2013. évi CII. törvény 63. § (2) bekezdés d) pontjában meghatározottak szerint a Földművelésügyi Minisztérium (FM), védett vagy veszélyeztetett hasznosítható őshonos halfajok szaporításával és vissztelepítésével bízta meg a Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ szarvasi Halászati Kutatóintézetét. A telepítési programot az FM „Állami halgazdálkodási feladatok támogatása” fejezeti kezelésű előirányzata finanszírozza, amelynek felügyeletét az FM Horgászati és Halgazdálkodási Főosztálya látja el. A fajfenntartási program célja, hogy a kecsege tervszerű telepítésével elősegítse azok önfenntartó törzsállományának kialakítását. A telepítések eredményessége érdekében felmértük a halfaj még meglévő vagy az arra alkalmas természetes élőhelyeit, azok populációinak jelenlegi helyzetét és genetikai hátterét.

2. Bevezetés

Régészeti leletek és történeti leírások igazolják, hogy a tokfélék halászata egykor jelentős szerepet töltött be a Duna menti népesség élelmezésében (Bartosiewicz 1997). A Duna magyarországi szakaszán 11-15. században volt a tokhalászat virágkora, de a túlzott mértékű halászat eredményeként a 16. századtól apadni kezdtek a tokfogások és a 19. században a tokfélék már csak alkalmi zsákmányként jelentek meg a Közép-Duna felső részén (Herman 1887, Károli 1877, Khin 1957, Kriesch 1876).

A vaskapui vízlépcsők építése (1970, 1984) a közép-dunai anadrom tokfélék maradvány populációinak teljes összeomlását eredményezte, ezért napjainkban a viza (*Huso huso*) és a sőregtok (*Acipenser stellatus*) gyakorlatilag kipusztult fajnak tekinthető térségünkben. A simatok (*A. nudiiventris*) és a vágótok (*A. gueldenstaedti*) nem vándorló formájának rendkívül szórványos előfordulási adatai még jelzik a populáciomaradványok létezését. Mindkét faj különösen veszélyeztetett Európában, illetve a Duna-medencében (Lelek 1987, Hensel és & Holčík 1997, Bacalbasa-Dobrovici 1997, Bacalbasa-Dobrovici és & Holčík 2000, Reinartz

2002, Bloesch et al. 2005, 2006). A 20. század második felére a kecsege (*A. ruthenus*) maradt csak fenn halászható fajként. A populációk csökkenése a védelmükre irányuló törekvések ellenére is folytatódott, ezért az eddigi intézkedéseknél lényegesen hatékonyabb beavatkozásokra van szükség.

A dunai tokfélék kihalásának elkerülése érdekében egy évtizeddel ezelőtt egy átfogó nemzetközi akcióterv (Bloesch et al. 2005, 2006) készült, amit a Berni Egyezmény Állandó Bizottsága is elfogadott 2005-ben. Azóta a kecsege, illetve a veszélyeztetett dunai tokfélék a közvélemény érdeklődésének előterébe kerültek számos európai országban. Ez részben a Sturgeon 2020 program megindításának is köszönhető, amelyet a tokfélék védelme iránt elkötelezett szakembereket tömörítő Danube Sturgeon Task Force elnevezésű szervezet állított össze 2013-ban. A korábbi programjavaslatokat is integráló akcióterv, a tokfélék védelmét elősegítő legsürgősebb intézkedéseket foglalja magában, az EU Duna Régió Stratégia feladataihoz illeszkedően. Ez is hozzájárulhatott ahhoz, hogy 2015-ben a kecsegét választották „Az Év halának” a Magyar Haltani Társaság akciósorozatának keretében, amelynek egyik fontos célja, a magyarországi halfauna természetesen honos elemeinek népszerűsítésén keresztül a természetvédelmi tudatformálás elősegítése.

Folyóink kecsege állományának megőrzése és fejlesztése érdekében számos olyan intézkedésre van szükség, amelyek tudományos megalapozottságot igényelnek. Tanulmányunkban a dunai tokfélék megőrzésére irányuló nemzetközi törekvésekhez kapcsolódóan, a Közép-Duna vízrendszerében található kecsege populációk változásait és veszélyeztető tényezőit elemezve állítottunk össze hazai fajmegőrzési tervet.

2.1 A kecsege állomány helyzetértékelése a Duna vízrendszerében

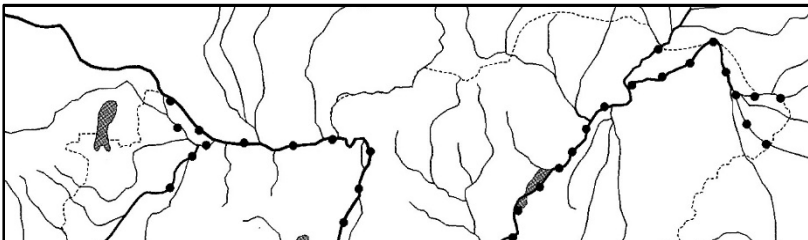
Az euro-szibériai elterjedésű kecsege megtalálható a Kaszpi-, a Fekete- és az Azovi-tenger északi felén beömlő folyókban, továbbá Nyugat-Szibériában, az Ob és a Jenyiszej vízrendszerében (Berg 1948). Eredményesen telepítették többek között a Barents-tengerbe ömlő Pecsora folyó vízrendszerébe, a Balti-tengerbe torkolló Daugavába, a Ladoga-tóba stb. (Pintér 1989, Kottelat és Freyhof 2007) (1.ábra).



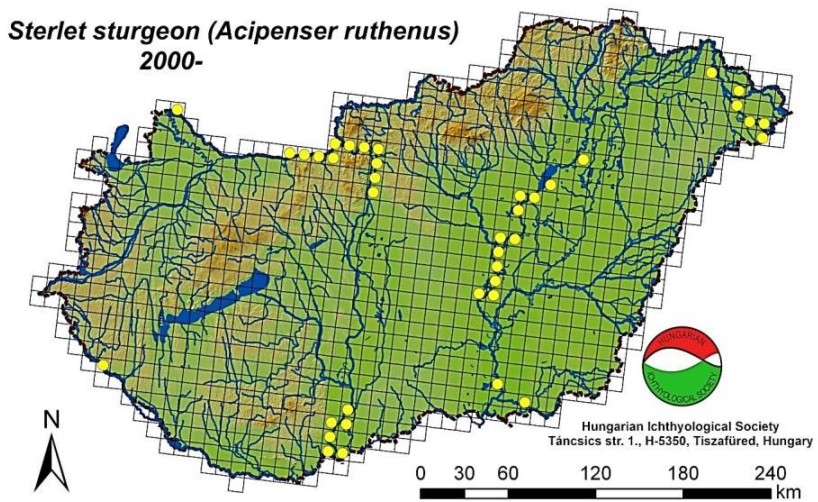
1. ábra: A kecsege természetes elterjedési területe (sárga = folyami vízrendszerek, vörös = brakkvíz)
(IUCN <http://maps.iucnredlist.org/map.html?id=227>)

A kecsege legelterjedtebb dunai tokféle, a Duna-deltától a Felső-Dunáig, Regensburg magasságáig megtalálható, és egykor a mellékfolyók többségét is benépesítette (Heckel és Kner 1858, Herman 1887, Berinkei 1966, Sokolov és Vasil'ev 1989b, Hensel és Holčík 1997, Reinartz 2002, Harka és Sallai 2004). A Duna-medencében kizárólag az édesvízi, nem vándorló formája fordul elő. Napjainkban a folyó németországi és osztrák szakaszán csaknem kipusztult, és számottevő mértékben szűkült az elterjedése a Közép- és Alsó-Dunán is (Hensel és Holčík 1997, Reinartz 2002). A magyarországi és szerbiai Duna-szakaszon a halászhorgászok és a horgászok jelentős mennyiségben fogták az elmúlt évtizedekben.

A Kárpát-medence nagyobb folyóiban jelentős állományai alakultak ki, de a kisebb folyókban csak alkalmilag jelenik meg. Előfordulása ismert: a Duna és a Dráva teljes hazai szakaszán, a Mosoni-Dunában, a Rába és az Ipoly alsó szakaszán, a Murában, a Tisza teljes hazai szakaszán, a Szamosban, a Bodrogban, a Hármas-Körösön, a Kettős-Körösön és a Sebes-Körösön, a Berettyóban és a Marosban (Harka és Sallai 2004) (2. ábra).



2. ábra: A kecsege elterjedési területe Magyarország vízfolyásaiban (Harka és Sallai 2007)



3. ábra: A kecsege elterjedési területe Magyarország vízfolyásaiban a Magyar Haltani Társaság adatbázisában 2000-2015 között rögzített megfigyelési adatok alapján

2.2. A kecsge élőhelyeinek és biológiájának rövid jellemzése

A kecsge folyami hal, amely a nagy folyók síkvidéki tájékának (potamális régió) teljes szakaszán megtalálható, azaz a viszonylag gyors folyású, többszörösen szétágazó, zátonyos medrű és kavicsos aljzatú hegylábi szakasztól (márna szinttáj) a kisebb esésű, lassabban áramló, meanderező szakaszig (dévér szinttáj). Kis rajokban csoportosulva általában a folyómeder mélyebb területeinek gödreiben tartózkodik, sziklás, kavicsos, homokos vagy kemény, agyagos aljaton. A folyó áradásakor az elöntött ártereken keres táplálékot. A fiatal példányok életük első nyarán néha a sekély, homokos aljzatú mederrészekre tömörülnek. A víztározókban többnyire a felső szakaszon fordul elő, ahol a hidraulikai paraméterek kevésbé térnek el a nem duzzasztott folyómederre jellemző viszonyoktól. Tavakban igen ritkán bukkan fel. Például a nagyobb dunai árvizek idején egy-egy példánya a Fertőbe is eljutott (Faludi 1973).

Kora tavasszal a kecsge csapatosan vonul a felsőbb folyószakaszon elhelyezkedő ívőhelyek felé. Az ívőhely kiválasztását befolyásolhatja a folyó vízjárása, a levonuló árhullámok hevedése, illetve elhúzóda. Az ívás kisebb megszakításokkal április elejétől május végéig, néha június közepéig tart, többnyire a magasabb vízállású periódusokban, 12-17 °C víz hőfok mellett (Janković 1958, Pintér 1989). Az ívás után az erősen ragadós ikrák az aljzathoz tapadnak. Az ívást követően a nőstények azonnal elhagyják a helyszínt, viszont a hímek tovább maradnak, és több nőstény ikráját is megtermékenyíthetik.

Az ika általában 5-7 nap után kel ki. A nem táplálkozó lárvaszakasz, a hőmérséklettől függően 5-15 napig tart. Az ún. gyertyázó úszó mozgást végző lárvák a lassú vízáramlású mederszakaszokra sodródnak, ahol 5-7 nap után kezdik meg önálló táplálkozásukat.

A szaporodást követően, a nyári és kora őszi időszakban a mérsékelt vízáramlású, élőhelyeken jellemző a kecsge előfordulása, ahol gazdagabb a táplálékkínálat. A kecsge táplálékát elsősorban az aljzaton, illetve annak közelében előforduló bentikus szervezetek alkotják. Ezek közül a vízi rovar lárvák a legfontosabbak, mint az árvaszúnyogok (*Chironomidae*), tegzesek (*Trichoptera*), kérészek (*Ephemeroptera*), púposzúnyogok (*Simuliidae*), álkérészek (*Plecoptera*), továbbá a kisebb puhatestűek (*Spharium*, *Pisidium*, *Viviparus*, stb.), gyűrűsférgek (*Oligochaeta*,

Polycheaeta, *Hirudinea*) és egyéb gerinctelenek (Sokolov és Vasilev 1989). Ősszel, a víz hőmérsékletének csökkenésével nagyobb csapatokba verődik, és a folyómeder legmélyebb szakaszainak gödreibe húzódik, ahol táplálkozás nélkül vészeli át a téli hónapokat (Berg 1948).

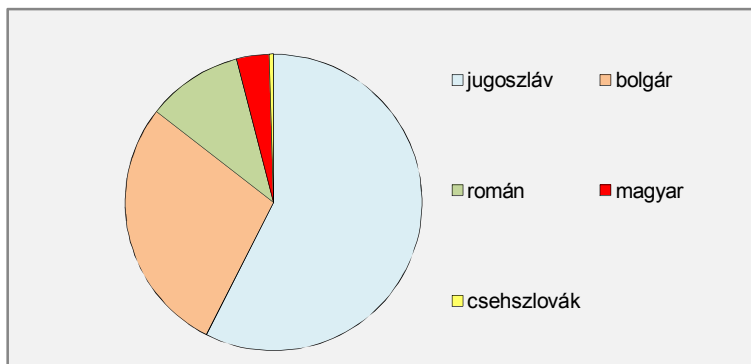


A kecsege jellegzetes élőhelye a Duna vízrendszerében:
1. kép: mána szinttáj alsó szakasza, 2. kép: dévér szinttáj

Egy-egy populáció vándorlása során megtett távolság általában nem haladja meg a 200 km-t, és csak kivételes esetekben éri el a 300 km-t. Jelölés-visszafogásos felmérések eredményei szerint, az egyedek naponta 7-23 km-t is vándorolhatnak lefelé a folyókon (Unger 1953, Ristič 1970).

3. A kecsege magyarországi fajmegőrzési terve

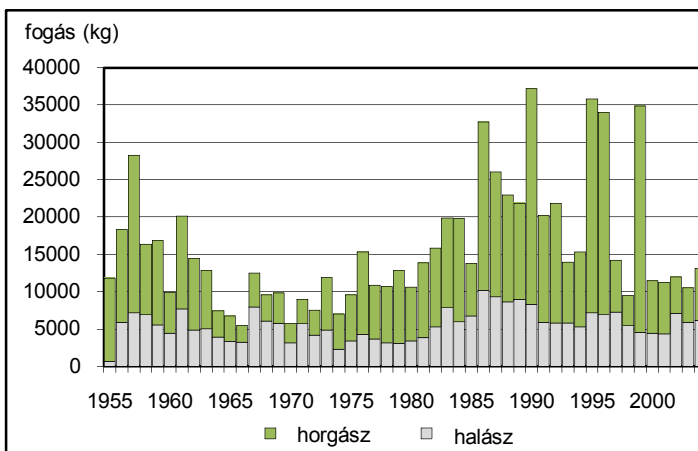
3.1. A magyarországi kecsege populációk helyzetértékelése a halfogási adatsorok alapján



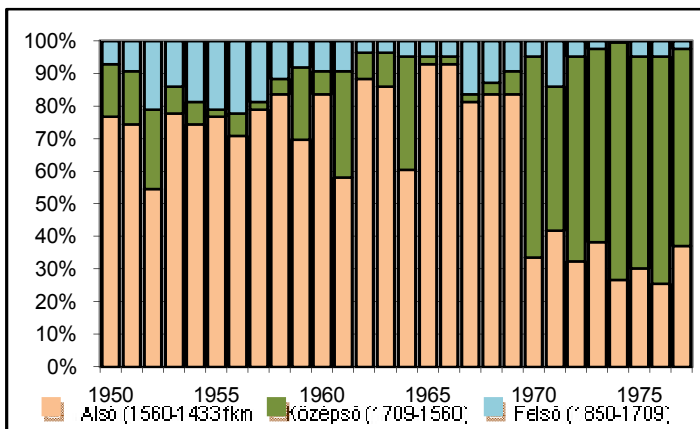
4. ábra: A kecsegefogások aránya a Duna menti országokban az 1958 és 1981 között időszakban

A legtöbb kecseget a Közép-Duna alsó, korábbi jugoszláv szakaszán, valamint az Alsó-Duna felső, bolgár-román szakaszán fogták az 1958 és 1981 közötti időszakban. Az átlagos évenkénti kecsegefogás 63,5 t volt, amelynek 57,5%-át a jugoszláv, 28,0%-át a bolgár, 10,5%-át a román, 3,5%-át a magyar és 0,5%-át a korábbi csehszlovák szakaszon zsákmányolták (Hensel és Holčík 1997) (4. ábra).

A magyarországi kecsegefogások a populációk csökkenését jelezték az 1960-as években (Jaczó 1974, Tóth 1979), de az 1970-es évek kezdetétől az 1990-es évek végéig egy látványos javulás volt megfigyelhető (5. ábra). Az országos fogás közel harmadát a horgászok zsákmányolták az 1955 és 2004 közötti időszakban. A halászok és a horgászok adatsorai között nem figyelhető meg jelentős összefüggés ($r = 0,445$), ami feltehetően az eltérő és nem egyenletes hatékonyságú halfogási módszerekre, valamint az adatok különböző regisztrálási eljárására vezethető vissza. A hivatásos halászok fogása 2,2 t (1966) és 30,4 t (1999) között ingadozott, átlagosan 10,3 t volt. A horgászok zsákmánya 2,3 t (1974) és 10,2 t (1986) között változott, átlagosan 5,6 t volt.



5. ábra: A halászok (sötét) és horgászok (világos) kecsege fogása Magyarországon az 1955 és 2004 közötti időszakban (Guti 2008).



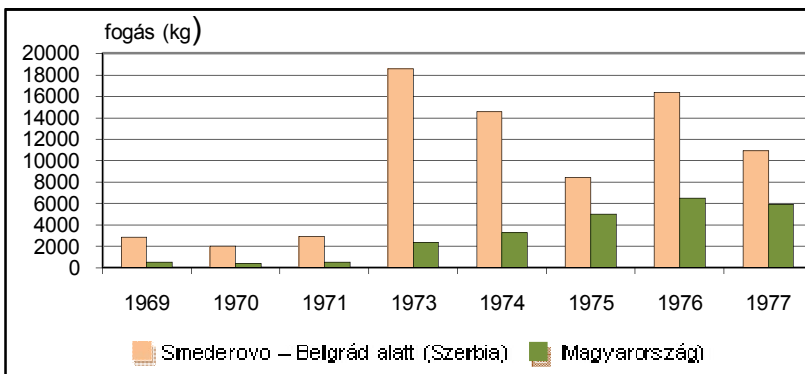
6. ábra: A kecsegefogások térbeli eloszlásának időbeli változása az 1950 és 1977 közötti időszakban a Duna magyarországi szakaszán. Alsó, Paks alatti folyószakasz (1433-1560 f.km), középső, Paks és Esztergom közötti folyószakasz (1560-1709 f.km), felső, Esztergom feletti folyószakasz (1709-1850 f.km) (Tóth 1979 adatai alapján).

Sajátos átrendeződés figyelhető meg a kecsegeállomány hosszirányú eloszlásában a magyarországi Duna-szakasz mentén a 20. század második felében. Az 70-es évek előtt a kifogott halak 70-90%-át az alsó, Paks alatti szakaszon, míg az 70-es évektől a fogás több mint 50%-át az Esztergom és Paks közötti szakaszon zsákmányolták (6. ábra).

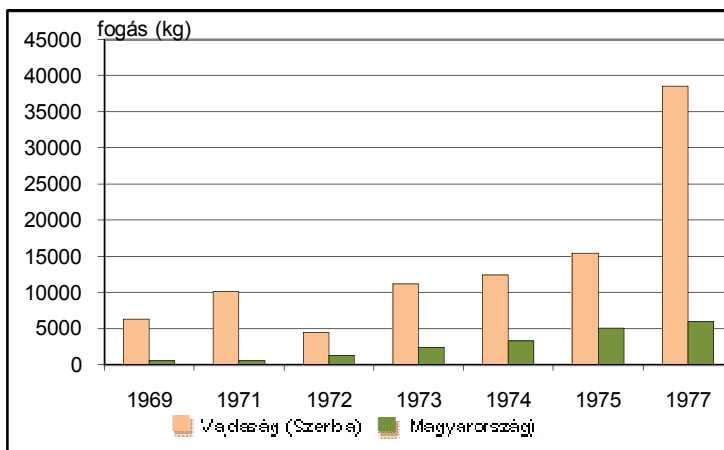
A kecsegefogás adatsorában megfigyelhető trendek a populáció méretének jelentős ingadozását jelzik a Duna magyarországi szakaszán a 20. század második felében (5. ábra). Egyes feltételezések (Tóth 1979, Pintér 1991, Hensel & Holčík 1997) szerint a fogások növekedése részben a Vaskapu I. vízlépcső építésével magyarázható az 1970-es években, mivel a kiterjedt duzzasztott mederszakaszról a magyarországi folyószakaszra vándoroltak a kecsegék.

Az 1970-es években, a Vaskapu I. vízlépcső üzembe-helyezését (1971) követő években csökkent a kecsegefogása létesítmény térségében. Azonban a duzzasztás által érintett mederszakasz felső részén (Belgrád alatt) ugrásszerűen, több mint hatszorosára nőtt a zsákmányolt kecsege mennyisége (7. ábra). A Belgrád feletti vajdasági folyószakaszon viszont fokozatos növekedés volt

tapasztható az 1970-es évek második felében (8. ábra), amikor 6-7 év alatt csaknem nyolcszorosára nőtt a fogás.

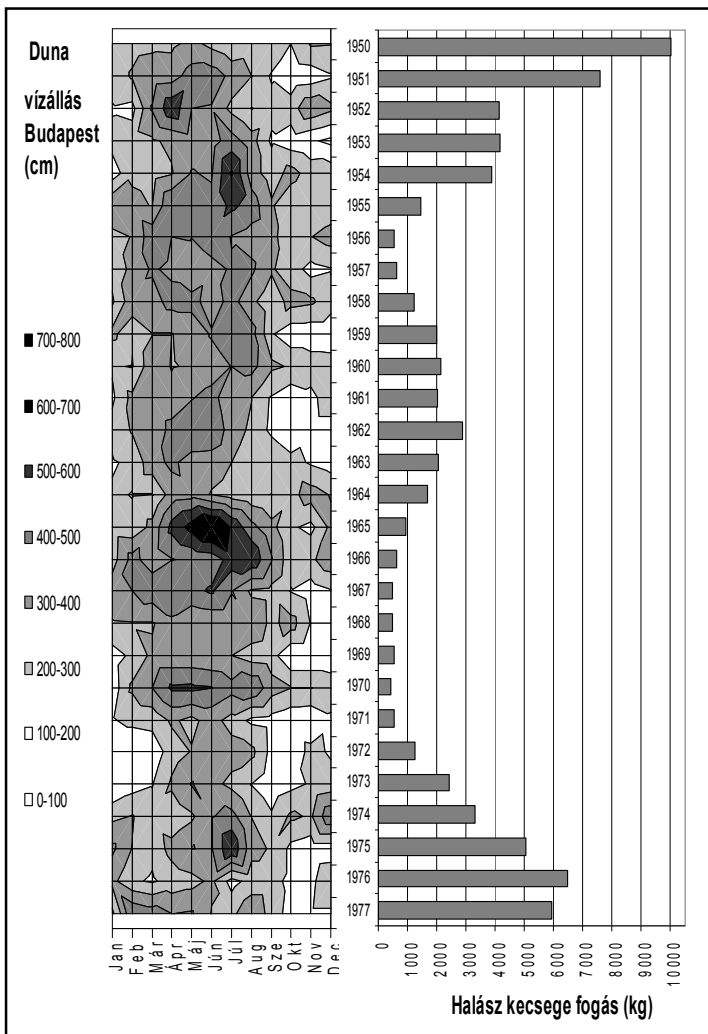


7. ábra: A halászok kecssegefogása a Duna Belgrád alatti szakaszán és folyó magyarországi szakaszán az 1969 és 1977 közötti időszakban.

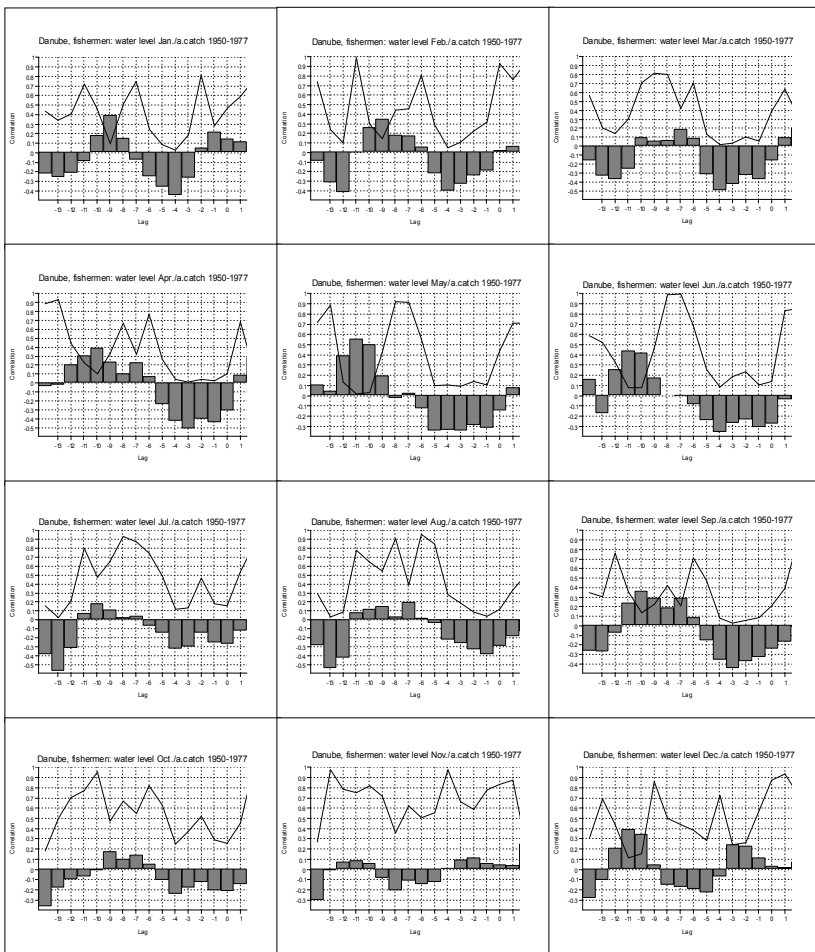


8. ábra: A halászok kecssegefogása a Duna vajdasági (jugoszláv szakasz felső része) (világos) és folyó magyarországi (sötét) szakaszán az 1969 és 1977 közötti időszakban.

A magyarországi fogások a vajdasági adatokhoz hasonlóan alakultak, mintegy nyolcszoros növekedést mutatva. A magyar és a vajdasági statisztikák között viszonylag szoros az összefüggés ($r = 0.83$) ebben az időszakban.



9. ábra. Az átlagos havi vízállások hosszú idejű változása és az éves kecsegefogások alakulása a Duna magyarországi szakaszán (1950-1977).



10. ábra: A Duna havi átlagos vízállása és a halászok átlagos éves kecsgefogása közötti keresztkorrelációk a folyómagyarországi szakaszon az 1950 és 1977 közötti időszakban. A változó lefutású vonal a 95 %-os konfidencia határt jelzi. A vonal tükröképe jelenítené meg a konfidencia határt a negatív tartományban. A 'lag' szám a fogást megelőző évekre utal.

Az 1970-es években a jugoszláv és a magyarországi Duna-szakaszon egyaránt növekedett az évenkénti kecsgefogás, ezért nem igazolható egyértelműen az a feltételezés, hogy a kecsge tömegesen vándorolt volna a magyarországi Duna-szakaszra.

A hazai folyószakaszon nem a déli határ közelében, ahol a legtöbb kecseget fogták korábban, hanem a Paks és Esztergom közötti térségben emelkedtek a fogások ebben az időben (6. ábra).

A dunai kecsege állomány 1950-es és 1960-as években tapasztalt számottevő csökkenését a vízminőség romlásával is összefüggésbe hozták, illetve az 1970-es évek javuló fogási eredményeit részben a rendszeres ivadéktelepítésekkel magyarázták (Tóth 1979, Pintér 1991, Hensel). A kecsegefogások jelentős ingadozásában a faj egyedfejlődése szempontjából kulcsfontosságú élőhelyek alakulásának meghatározó szerepe lehet.

A folyami ökoszisztémákban az árhullámok és kisvizes időszakok jelentik az elsődleges zavaró hatásokat, amelyek hatással vannak az ívó- és ivadéknévelő élőhelyek elérhetőségére, az ivadék túlélésre, valamint a halpopulációk természetes utánpótlásának alakulására (Répássy 1914, Kunshlan 1976, Poff & Allan 1995, Wolter & Menzel 2005). A kecsege kétféle élőhelyen ívhat: emelkedő vízállás esetén az elárasztott hullámtereken, vagy a folyó főágában 7-15 m-es mélységben (Sokolov & Vasil'ev 1989).

A Duna vízjárása és a kecsege populáció dinamikája közötti kapcsolatra vonatkozóan az 1950-től 1977-ig terjedő időszak viszonylag konzisztens dunai halászati adatsora alapján vonhatunk le néhány következtetést (9. ábra). Kereszt-korreláció (Hammer et al. 2001) alkalmazásával elemezve a kecsege fogás és a budapesti átlagos havi vízállási adatai közötti összefüggéseket, megállapítható, hogy a halfogások szignifikáns (r 0,4-től 0,55-ig) negatív korrelációt mutatnak a 3-4 évvel korábbi márciusi, áprilisi, májusi és júniusi vízállásokkal (10. ábra) (Guti 2006b). Mindebből arra következtethetünk, hogy a szaporodás idején, illetve azt megelőző és követő hónapokban a tartósan magas vízállás kedvezőtlenül hat kecsege populáció szaporodási sikerére, illetve az állományok természetes utánpótlására. A nagyobb árhullámok levonulása idején jelentősen nő a vízáramlás sebessége, a mederanyagot is mozgató csúsztató feszültség, és többszörösére nő a folyó által szállított hordalék mennyisége. E változások alakítják a folyómeder morfológiáját és a mederanyag elrendeződését, és mindezek hatással vannak a kecsege számára meghatározó jelentőségű élőhelyekre is, illetve közvetlenül befolyásolják az ívóhelyeken lerakott ikra, a frissen kelt lárvák és az ivadék mortalitását, továbbá a bentikus táplálékforrások elérhetőségét. A különösen kiterjedt

tavaszi és kora nyári árvizeket követően tehát 3-6 évvel később a kecssegefogás többnyire hanyatlik.

3.2. A kecssege állományt veszélyeztető tényezők a Közép-Duna vízrendszerében

Napjainkban Duna-medence tokféléi különösen veszélyeztetettek, és a védelmükre irányuló törekvések ellenére is folytatódott az állományok hanyatlása az elmúlt évtizedekben (Lelek 1987, Hensel és Holčík 1997, Bacalbasa-Dobrovici 1997, Bacalbasa-Dobrovici és Holčík 2000, Reinartz 2002, Bloesch et al. 2005, 2006, Lenhardt et al. 2005). A tokfélék veszélyeztetettsége részben biológiai okokra vezethető vissza, mivel viszonylag hosszú a generációs idejük, lassú az ivarérettségük és a nőstények nem minden évben ívnak, ezért a populációk lassan regenerálódnak a negatív hatásokat követően. További problémát jelent az állományok évenkénti utánpótlásának bizonytalansága, mert az ívás sikerét számottevő mértékben befolyásolja szaporodási perióduson belüli vízjárás és időjárás. Az antropogén hatásokkal összefüggő fontosabb veszélyeztető tényezők többek között: a túlzott halászat, az élőhelyek megváltozása a folyószabályozások hatására, a vízminőség romlása, a populációk genetikai integritásának csökkenése, stb.

Halászati mortalitás

A tokfélék húsa és ikrája (kaviár) értékes élelmiszer, ezért évszázadok óta intenzíven halászták állományaikat, így számottevő volt a populációk halászati mortalitása. A halászok számára viszonylag könnyen kifogható zsákmányt jelentenek, mert viszonylag stabil ívó- és telelőhelyeket használnak, továbbá a vándorlások időszakai is viszonylag könnyen kitapasztalható.

A kíméletlen halászat következtében a nagyobb testű tokfélék gyakorisága a 19. században már jelentősen megfogyatkozott a Közép-Duna térségében, és a 20. század közepére gyakorlatilag a kipusztulás határára jutottak. A középkori vizafogásokról fennmaradt írott dokumentumok alapján tudjuk, hogy például 77 vizát fogtak egyetlen nap alatt a csallóközi Aszód pusztá határában 1953 novemberében (Unger 1931). Ezzel szemben a 20. század kezdete óta több mint száz év alatt 43 vizafogást jegyeztek fel összesen, Magyarország teljes területén, és 1987 óta egyetlen példány sem került elő (Guti 2006, 2008).

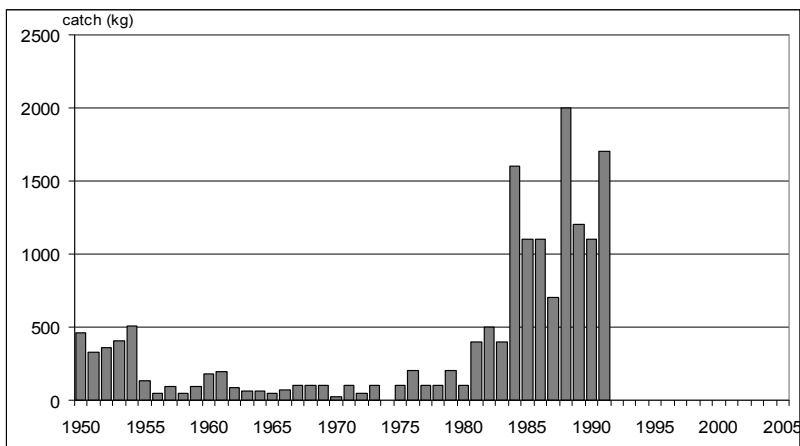
A halászati tevékenység folyóink kecsegeállományaira gyakorolt közvetlen hatását nehéz jellemezni célirányos vizsgálatok hiányában. Nem ismert a populációk tényleges nagysága, korösszetételének alakulása, stb. A kifogott halak mennyiségét is csak közelítően lehet megbecsülni a fogási adatok alapján, mivel az illegális halászati tevékenység kiterjedtségéről nincsenek megbízható ismereteink. A 2000-es évek kezdetén például orosz érdekeltségű csoportok kaviár előállítás céljából többször vásároltak fel nagyobb mennyiségben természetesvízi kecsegét a hazai halászoktól (Rideg 2006).

Az élőhelyek megváltozása

A kiterjedt folyószabályozás, illetve a duzzasztóművek létesítése általában kedvezőtlenül befolyásolja a komplex élőhelyi igényekkel jellemezhető tokfélék elterjedését és abundanciáját a Duna vízrendszerében (Suciu & Guti 2012, Guti 2014). A kecsege egyedfejlődése is több kulcsfontosságú élőhelyhez kötött, amelyek ökológiai állapotának romlása (konnektivitás korlátozása, feliszapolódás, szennyeződés, stb.) érzékenyen érinti a populációk dinamikáját. A síkvidéki nagy folyóink, elsősorban a Duna nagyobb mellékágainak feliszapolódása általános folyamat, ami döntő mértékben a 19. században megkezdett átfogó folyószabályozásokra vezethető vissza. Az árhullámok gyorsabb levezetését elősegítő beavatkozások (kanyarulatok átvágása, partvédő művek kialakítása, töltések építése) a főmeder beágyazódását idézték elő a 20. század végére, amelynek következtében mérséklődött a hullámtéri mellékágak konnektivitása, illetve vízellátása, ami a medrük fokozatos feliszapolódásához, beszűküléséhez vezetett. Ez a folyamat számos reofil halfaj szaporodási lehetőségét korlátozza napjainkban.

A szigetközi kecsegefogás adatsorának alakulása a 20. század második felében egyértelműen jelzi a folyószabályozással összefüggő élőhelyi változások negatív hatását (11. ábra). A helyi állomány nagyságrendi növekedésére következtethetünk az 1980-as évek adatai alapján, amikor 0,15 tonnáról 2 tonna fölé növekedett az éves kecsegefogás (Jancsó és Tóth 1987). A bősi vízlépcső üzembe-helyezését követően, 1992-től a Duna vízhozamának csaknem 80 %-át a bősi vízerőmű üzemvíz-csatornájába terelték, és ez a hatás alapvetően megváltoztatta a vízáramlási viszonyokat a kiterjedt mellékágakkal jellemezhető szigetközi folyószakaszon.

Az alsó szigetközi Bagoméri-mellékág 4 km-es szakaszán található egyetlen ismert kecsege ívóhely térségében is számottevő feliszapolódási folyamat indult meg, amely a kecsege eltűnéséhez vezetett a térségben. A halászok kecsegefogása 1993-ra két nagyságrendet csökkent egy év alatt, és azóta is jelentéktelen (11. ábra). Az 1992-től 2005-ig terjedő időszakban 346.000 m³ finom szemcseméretű üledék, azaz közel 60 cm vastag iszapréteg rakódott le (Rákóczi & Sass 2005) a korábban ívóhelyként funkcionáló kavicsos aljzatú mellékág alsó szakaszán. Szakirodalmi adatok (Rochard et al. 1990, Reinartz 2002) is igazolják, hogy az ívási aljzat megváltozása többnyire gátlón hat a tokfélék szaporodására.



11. ábra: A szigetközi halászok kecsegefogása az 1950 és 2005 közötti időszakban.

A vízminőség romlása

A tisztítatlan ipari, mezőgazdasági és kommunális szennyvizek kibocsátása következtében jelentős mértékben szennyeződtek a Kárpát-medence folyami vízrendszerei a 20. század kezdete óta. A halak különösen érzékenyen reagálnak a súlyos vízszennyezésekre, az egyedi szövettani elváltozásoktól a teljes populáció megváltozásáig. Mint általában a bentikus állatokkal táplálkozó fajokat, a kecseget is veszélyezteti az üledékben felhalmozódó szennyeződés, amely a táplálékhálózatok végén álló szervezetekben akkumulálódik. A Duna szerbiai szakaszán végzett

felmérések szerint a kecsege kopoltyújában, bőrében és májában kimutatható szubletális hisztopatológias elváltozások gyakorisága összefügg az üledékben kimutatható nehézfémek és antracén koncentrációjának növekedésével (Lenhardt et al. 2004, Jarić et al. 2011).

A természetes populációk genetikai integritásának csökkenése

Számos tokfaj esetében ismert, hogy egy adott folyóvízi rendszeren belül több szub-populációja fordul elő, amelyek ún. metapopulációt alkotnak. A szubpopulációk az ívóhelyeiket, vagy a vándorlási viselkedésüket tekintve elkülönülnek (Bayley & Li 1996). Feltételezhető, hogy a közép-dunai vízrendszer kecsege állománya is metapopulációt alkot. A metapopulációkra általában polimorf szaporodási viselkedés jellemző, amely ellensúlyozza a folyami környezet nem prediktálható nagymértékű változékonyságát. A folyó vízjárásának évenkénti változása általában más-más szubpopuláció szaporodásának kedvez, így az egyes szubpopulációk terjeszkedése, illetve visszahúzódása egymást kompenzálja hosszú távon. A szaporodási polimorfizmus finom alkalmazkodást tesz lehetővé a lokálisan eltérő élőhelyi adottságokhoz, vagy a nagyobb léptékű környezeti gradiensekhez. Egyes szerzők szerint (Currens et al. 1990) a szaporodási polimorfizmus genetikailag kontrolált, ezért a metapopulációk genetikai diverzitásának megőrzésére mindenképpen figyelmet kell fordítani egy hatékony védelmi stratégia kidolgozásakor. Átfogó genetikai vizsgálat nem történt még a hazai kecsege populációkon, ezért nincsenek megbízható ismereteink a szubpopulációk előfordulásának kérdéskörében.

A haltelepítés évtizedek óta alkalmazott eszköz a kecsege populációk utánpótlásának javításában. Fontos kérdés ezzel kapcsolatban, hogy a csökkenő egyedszámú természetes populációk genetikai variabilitását milyen mértékben befolyásolja, illetve károsítja a mesterséges szaporításból származó halak telepítése. Ha megfelelő vízterületről származó anyahalállománnyal történik a szaporítás, akkor is a beltenyésztés elkerülése érdekében közel legalább ötven effektív tenyészállatot kellene bevonni a szaporításba, amelyek begyűjtését a szaporodási perióduskülönböző szakaszaiban kellene végezni (Dodge és Mack 1996). Ezek a feltételek a gyakorlatban általában nem teljesíthetőek.

A faunaidegen tokfajok, elsősorban a lénai tok (*Acipenser baeri*) véletlenszerű telepítése, vagy esetleg hibrid példányok ivadékának telepítése következtében előfordulhat a fajok közötti hibridizáció, ami veszélyezteti a természetes kecsge populációk genetikai integritását. Számos megfigyelési adat igazolja a lénai tok előfordulását a Közép-Duna vízrendszerében.

3.3. Cselekvési program (jogszabályi intézkedések, faj- és élőhely védelem)

Magyarországon a kecsget 1974 óta időszakos fogási korlátozás védi az ívás idején, március 1-től május 31-ig, továbbá méretkorlátozással is szabályozták halászatát. A legkisebb kifogható méretet 40 cm-ről 45 cm-re növelték 1998-ban. A halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló 2013. évi CII. törvény értelmében a természetes vizek horgászati hasznosításba kerületek 2015-től és ezzel megszűnt a kereskedelmi célú hagyományos folyami halászat, továbbá a kecsge már nem fogható faj a törvény végrehajtási rendelete szerint.

Az új törvényi szabályozás értelmében megszűnt ugyan a kecsge populációkat terhelő halászati mortalitás, viszont a passzív védelemi intézkedések önmagukban még nem garantálják kecsgepopulációk megőrzését, vagy állományok esetleges növekedését (lásd előző fejezet – a populációkat veszélyeztető egyéb tényezők). A folyóinkat benépesítő állományok aktív megőrzéséhez *in-situ* (természetes élőhelyen) és *ex-situ* (mesterséges körülmények között) védelmi intézkedésekre van szükség.

Az *in-situ* védelmi intézkedések fő célkitűzése az önfenntartó természetesvízi kecsge állományok fennmaradását biztosító környezeti feltételek kialakítása. A folyami élőhelyek helyreállítása sokoldalú szakmai előkészítést és egyeztetést igénylő feladat, amelynek megvalósításában a megbízható tervezési alapadatok hiánya általános problémát jelent. Nincsenek megfelelő ismereteink többek között a kecsge populációk dinamikájáról, élőhelyeiről, vándorlási mintázatairól, genetikai változatosságáról, a feltételezett „homing” viselkedésről, stb., ezért célirányos kutatási programokra és speciális megfigyelőrendszer működtetésére van szükség. Az átfogó fajvédelmi program megalapozását segítheti a már rendelkezésre álló információ (pl. halfogási és telepítési adatsorok, fontosabb publikációk, akciótervek, jogszabályok, stb.) adat-

bázisának elkészítése. Az *in-situ* védelmi programhoz kapcsolódó projektek javasolt témakörei:

- A kecsge vándorlási mintázatainak feltárása, élőhely-használat jellemzése telemetriás módszerek alkalmazásával. Élőhelyek (ívó, táplálkozó, telelő, stb.) lokalizálása.
- A kecsge egyedfejlődésben meghatározó jelentőségű élőhely struktúrák morfológiai, hidrológiai és hidraulikai jellemzése. A kulcsfontosságú élőhelyek referenciaviszonyainak meghatározása – tervezési alapadatok szolgáltatása.
- A kecsge populációdinamikai vizsgálata: koreloszlás, túlélés, növekedés, produkció, egyedszám becslése. A populációk hosszúidejű mennyiségi alakulásának értékelése.
- A kecsge populációk genetikai struktúrájának feltárása. Genetikai elemzések módszereinek standardizálása, a feltételezett szub-populációk azonosítása, a genetikai változatosságot fenntartó intézkedések kidolgozása, a haltelepítések korábbi gyakorlatának felülvizsgálata.
- Mintavételi módszerek fejlesztése a különböző egyedfejlődési stádiumban levő kecsgék gyűjtéséhez. (A hagyományos halászat megszűnésével különösen fontossá vált ez a feladat, mivel a halbiológiai felmérések során általában használt halászeszközökkel a kecsge alig gyűjthető).

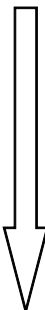
A kecsge fajvédelmi programot megalapozó kutatásokhoz, illetve a program megvalósításához szükséges infrastruktúra megteremtéséhez hazai és nemzetközi pályázati forrásokra van szükség. Ennek érdekében törekedni kell az ágazatok (halgazdálkodás, horgászat, vízgazdálkodás, természetvédelem, turizmus, stb.) közötti együttműködések fejlesztésére, a nemzetközi kapcsolatok és intézményi partnerség továbbfejlesztésre, valamint a politikai döntéshozók támogatásának megszerzésére.

Az „in-situ” természet megőrzési intézkedések mellet a hatékony fajvédelem egyik további feltétele „ex-situ” génbankok kialakítása, amelyek ellenőrzött akvakultúrák körülmények között nevelt anya-állományok létrehozásával, valamint azoktól származó ivadékok elállításával biztosíthatóak. A mesterségesen szaporított egyedek nevelése és megfigyelése olyan táplálkozásbiológiai, fiziológiai, genetikai, szaporodásbiológiai, halegészségügyi, stb. kísérletek megvalósítását teszi lehetővé, amelyek eredményei közvetlenül hozzájárulnak a kecsge „in-situ” védelmét is elősegítő módszerek,

illetve intézkedések további fejlesztéséhez. Ugyanakkor határozott, az alábbi táblázat szerinti különbségeket szükséges tenni a tokfélék akvakultúrá, ill. fajmegőrzési célú tevékenységének céljaiban, valamint eszköztárában (1. táblázat)

Vagyis amíg a termelési célú tevékenységben az elsődleges szempont a termelés hatékonyságának növelése a faj termelési potenciáljának maximális kihasználásával, addig az állománypótlási tevékenység során a legfőbb célkitűzés a genetikai változatosság olyan szintű megőrzése, amely a természetes körülmények között biztosítja a faj túlélését.

1. táblázat. Termelési, ill. állomány-megőrzési célú akvakultúrák tevékenységek céljai és eszközei

Akvakultúra termelés	Állománymegőrzés
Alkalmazkodó képesség a mesterséges körülményekhez Gyors növekedés, jó takarmány-hasznosítás Betegség és stressz-rezisztencia Magas arányú túlélés Méret szerinti homogenitás Korai ivarézés Rövid szaporodási ciklus Nagy termékenység Egyivarú, vagy steril állományok kialakítása 	Alkalmazkodás a természetes körülményekhez = a faj/ökológiai forma túlélésének, reprodukciójának biztosítása a természetben 
Szelekció, fajon belüli és fajok közötti, keresztezés, beltenyésztés, ivarátfordítás, stb.	Szelekció kerülése, a beltenyésztettség csökkentése, az ökológiai formák megőrzése, a „fitness” növelése.

1.3. Mesterséges szaporítás, az ivadéktömeges előállítás

Az akvakultúra általános fejlődésének köszönhetően az 1950-es évektől kezdődően egyre nagyobb az érdeklődés a teljes ciklusú toktermelés iránt, amelynek végső célja az étkezési méretű hal előállítása. A világ haltermelői 1984-ben 150 tonna tokot állítottak elő, viszont bő két évtizeddel később, 2006-ban már 21.319 tonnát (FAO Fishstat Plus 2008). Napjainkban az akvakultúrában nevelt tokfélék mennyisége mintegy 23.000 tonnára becsülhető, melynek döntő többségét Kínában termelik.

A kecsege szaporításával már a 19. század közepén próbálkoztak Oroszországban. Az ívóhelyekre vándorlóhalakból lefejt ikrát mesterséges termékenyítés után védett körülmények között keltették, majd a lárvákat a természetes ívó helyek környékén helyezték ki a folyókba. Az első ilyen kecsege szaporítást Ovsyannikov (1870) végezte 1869-ben az Ural folyó térségében.

Indukált szaporítás

Gyakorlatilag a múlt század végéig a legtöbb tokfaj – így a kecsege - szaporításához szükséges anyaállatokot ívási vándorlásuk idején, a befejezett vitellogenezis állapotában fogták. Az így befogott, de még inkább az akvakultúrában nevelt anyaállatoknál szükség van a szaporításra alkalmas egyedek kiválasztására. E célra korábban többféle különböző módszert (morfológiai mutatókat, a vér hemoglobin ill. az ikra zsírtartalma, a vérszérum vitellogenin koncentrációja, szteroid hormonokkal végezett „in vitro” ovulációs teszt) is alkalmaztak. Ezek azonban viszonylagos bonyolultságuk miatt nem terjedtek el széleskörűen a gyakorlatban. A Trusov (1964) által javasolt, a sejtmag helyzetének meghatározásán alapuló módszer egyszerű, gyors és viszonylag objektív mutatója a halak felkészültségének. Lényege, hogy a hasfal 1-2 cm-es megnyitása után a petefészekből vett néhány szem ikrát 3-5 percig vízben forralják. Ezután a hossz tengely mentén félbevágott ikraszemeknél könnyűszerrel megállapítható a sejtmag helyzete. Ha az közvetlenül az animális-pólus alatt helyezkedik el, akkor valószínű a halak pozitív reagálása a hormonkezelésre. E teszt hátránya azonban, hogy kizárólag morfológiai kritériumon alapul, és nem veszi figyelembe az ivarsejtek fiziológiai állapotát.

Napjainkra a természetesvízi kecsege állományok, - de általában a tokféléké is - már annyira megfogyatkoztak, hogy esetükben nem, vagy csak nehezen valósítható meg a szükséges mennyiségű anyahal befogása a természetes élőhelyekről. Ezért az akvakultúrás körülmények közötti nevelés nélkülözhetetlen eszközévé vált a fajok megőrzésének. A fajok gazdasági célú nevelése során szerzett ismeretek igen hasznos segítséget nyújtanak az állománypótlási tevékenységhez.

A tokfélék fajai – köztük a kecsege – anyaállományának felnevelése medencés és tavi körülmények között egyaránt lehetséges. 38 - 45 % fehérjét és 8 - 15 % zsírt tartalmazó granulált tápokkal, esetleg darált hallal kevert gyurmás tápokkal takarmányozható.

Az ivarszervek fejlődésére ható környezeti tényezők szerepe jelenleg még nem kellően tisztázott, úgy tűnik azonban, hogy az egyik legfontosabb szerepet a hőmérséklet játssza. Az eddigi tapasztalatok szerint a sejtmag polarizálódásához (*germinal vesicle migration*) az ivarérés végső szakaszát megelőzően alacsony vízhőmérsékletre van szükség. A végig konstans hőmérsékleten nevelt és tartott halaknál az ovuláció indukálása nem, vagy csak gyenge eredményre vezetett (Williot, 1991). A szaporításra alkalmas anyaállatok sikeres felneveléséhez szükség van az optimális környezeti tényezők biztosítására. A toktenyésztés jelenlegi, talán legfontosabb feladata a környezeti tényezők (hőmérséklet, vízáramlás, oldott oxigén tartalom, fény-periodicitás, takarmányozás stb.) és az ivarérés közti összefüggések feltárása.

A szaporításra kész, kiválogatott anyahalakat a szaporítás kezdetéig medencékben, vagy tavakban, az ívási hőmérsékletnél alacsonyabb hőmérsékleten tárolják. Az ívási hőmérsékleten végzett huzamosabb tárolás esetén az ikra túlérhet, vagy elmaradhat az ovuláció. A normális ívási hőmérsékletnél 4 °C-al hidegebb víz meggátolja az ikra túlérését.

Az 1930-as években orosz haltenyésztők dolgozták ki a hipofízis-kivonatattal (hipofizálás) indukált ovulációval történő szaporítási eljárást a tokfélék üzemi méretű tenyésztése keretében, ami az 1940-es évektől terjedt el a gyakorlatban (Szabó 2000). A dehidratált hipofízis szokásos adagja 2,0-2,5 mg/testtömeg kg az ikrások és 1,0 - 1,5 mg/testtömeg kg a tejeselek részére (Horváth & Lukowicz, 1982; Williot & Roault, 1982).

A hipofízis alkalmazását ma már nemzetközi előírások korlátozzák, részben azért, mert szárított készítményben levő gonadotrop-hormon pontos mennyisége ismeretlen, továbbá előfordulhat, hogy immunreakciót kiváltó biológiailag aktív anyagot tartalmaz. Az utóbbi időben a hipofízissel kapcsolatos nehézségek kiküszöbölésére kezdtek el alkalmazni a halak luteinizáló hormone-releasing hormonjainak, szintetikus úton előállított különböző analógjait (LHRHa). Ezek közül elsősorban a des-Gly10(D-Ala6)-GnRH Ethylamid érdemel említést, amelynek már akár 1 g/kg alatti (Gontsharov et al., 1989), de leginkább 40-100 µg/kg-os dóziséval a hipofízis kivonathoz hasonló hatás érhető el a kecsege esetében (Horváth et al. 1986, Rónyai 1991, Rónyai 2009). Mind a hipofízist, mind a szintetikus hormon analógokat fiziológiás oldatban (0,65 %

NaCl) injektálják a halak hátizomzatába. A veszteség elkerüléséhez az oldat halankénti mennyisége 2-3 ml.

A hipofízissel történő oltás esetén az ovuláció 15-40 óra múlva várható a víz hőmérséklettől és az egyedek méretétől függően. A szintetikus hormonok alkalmazásakor viszont 5-6 órával hosszabb időre van szükség az ovulációhoz (Rónyai 1991). Az ovuláció kezdetét néhány ikraszem megjelenése jelzi, melyeket az anyák spontán, vagy a hasfalukra gyakorolt enyhe nyomás hatására választanak ki. Az első ikraszemek megjelenése után ajánlatos még 1-2 órát várni a fejéssel, mivel az oocyták ovulációja nem egyszerre megy végbe, ahhoz bizonyos időre van szükség. Szintén várakozni kell akkor, ha a kiválasztott első ikraszemek még nem ragadnak.

Megtermékenyítés

A kecsége általában 12-17 °C víz hőfok mellett szaporodik. Egy-egy ikrás 10.000-60.000 szem, 1,85-2,85 mm átmérőjű ikrát érlel, a testméretétől és életkorától függően. A tokfélék petevezetőjének sajátos felépítése következtében általában nem lehet az összes ikrát lefejni, ezért esetenként a hasfal felnyitása után, de legfőképpen a petevezeték hátsó szakaszának átmetszésével (Podushka 1999) gyűjtik össze az ovulált ikraszemeket.

A tejeselek ivarnyílásából a hasfalra gyakorolt nyomás hatására erős sugárban, nagy mennyiségű hímivar-sejt lövell ki. Egy haltól néhány órán keresztül több alkalommal is nyerhető sperma, amely 1-4 °C-on tárolva károsodás nélkül akár több napig is eltartható. Vízzel érintkezve a kecsége hímivar-sejtjei viszonylag hosszú ideig, néhány óráig életképesek. Termékenyítés előtt az ikráról el kell távolítani a spermiumok mozgását gátló ovariális folyadékot. Egy-egy anyahalból kinyert ikra termékenyítéséhez célszerű 2-3 tejestől származó jó minőségű spermát (a vízzel való aktiválás után a spermiumok többsége mozog) használni. A polispermia elkerülése érdekében vízzel hígítják a spermát 1:200 arányban. Az ikrához kilogrammonként felhasználandó sperma mennyisége 10 ml (Ginzburg 1963).

Az ivartermékek összekeverését követően 2-3 perccel, még mielőtt kialakulna a ragadósság, a tapadást meggátló oldatot öntenek az előzőleg átmosott ikrára, amelyben 40-50 percig kíméletesen keverik az ikrát kézzel, vagy megfelelő gépi keverővel. A tapadás megakadályozására finom iszap szuszpenzióját (0,5 kg iszap 4 l

vízhez) használják leggyakrabban (Milstein 1972). Hasonló eredmény érhető el a talkum (0,1 kg/10 l vízhez), vagy a háztartási keményítő (0,5 kg/1 l vízhez) alkalmazásával. További eljárás a karbamid (0,4 %) és NaCl (0,3 %) oldatával végzett 5-10 perces keverés, melyet 1 perces tanninos (0,1 %) átöblítés követ (Kowtal et al.1986). Ha néhány tiszta vízbe helyezett ikraszem 3-4 perc elteltével nem tapad egymáshoz, vagy az edény falához, akkor a ragadósság-mentesítés befejezhető. Ezt követően a tiszta vízzel átöblített ikrát keltető edényekbe (Zuger-üveg, MacDonald-készülék) helyezik.

A kecsege ikra általában 5-7 nap után kel ki, fejlődéséhez 60-90 napfok szükséges. Az ikra kelése több óráig elhúzódik. Az embrionális fejlődés szempontjából a 14-17 °C víz hőmérséklet az optimális. A keltetés során a *Saprolegnia*-fertőzés okozhat általában problémát, azonban eredményesen lehet védekezni ellene napi 1-2 alkalommal történő és 5 percig tartó, 1:200.000 hígítású malachitzöld oldattal végzett fürdetéssel. Az ikra termékenyülési százalékának megállapításához a 2-4 sejtes, vagy a gasztruláció utáni állapot a legalkalmasabb.

Ivadéknevelés

A nem táplálkozó lárvaszakasz, a hőmérséklettől függően 5-15 napig tart. A 6-8 mm-es lárvákat ún. gyertyázó úszó mozgás és pozitív fototrophizmus jellemzi. Az önálló táplálkozás megkezdését követően viszonylag gyors növekedésnek indul az ivadék (Pintér 1989).

A toktenyésztés kezdeti időszakában az 1-2 napos lárvákat telepítették a folyókba, de nyilvánvalóvá vált, hogy a védekezésre képtelen lárvák különböző halak és egyéb ragadozók áldozataivá váltak. Az előnevelt ivadék ezzel szemben már képes az aktív táplálkozásra és menekülésre, ezért nagyobb a túlélési valószínűsége.

A mesterséges körülmények között keltetett lárvákat tavakban, vagy medencékben nevelik elő, de a két módszer kombinációját is gyakran alkalmazzák. A tavi előnevelés során a lárvákat a tavakban elhelyezett ketrecekbe helyezik az aktív táplálkozás kezdetéig. A hőmérséklettől függően 5-15 napig tartó időszak alatt, általában 30-40 % mortalitásra lehet számítani. A táplálkozó ivadékokat 1-2 ha területű tavakba telepítik, 30.000-120.000 ind./ha sűrűséggel.

Az előnevelő tavakat a szokásos módon, talajműveléssel, fertőtlenítéssel, növény-, és halmentesítéssel, valamint trágyázással készítik elő. A szerves és szervetlen trágyák mennyiségét, azok arányát és adagolását az adott körülmények mérlegelésével határozzák meg. Nitrogénből 2 mg/l koncentrációt kívánatos fenntartani, a N és P aránya 6:1 (Milstein 1972; Astafurova et al. 1971). A 30-40 napos előnevelt ivadék hosszúsága 3-5 cm-es, tömege 2-5 g. Az előnevelés alatt 30-40 % mortalitás várható (Milstein 1970). A nyárvégi-koraőszi időszakra elérhetik a 8-18 cm testhosszúságot (Sokolov & Vasilev 1989).

A kontrollált medencés előnevelést akkor célszerű alkalmazni, amikor a halakat tovább is kívánják nevelni. Ebben az esetben a természetes táplálékot néhány nap után fokozatosan mesterséges takarmánnyal kell felváltani. A takarmányra való átszoktatás a természetes táplálék egyre nagyobb arányú megvonásával és a mesterséges táp részarányának emelésével, 3-4 nap alatt történhet (Rónyai és Feledi 2013). A nedves és félnedves tápok használatával kedvezőbbek a tapasztalatok, mint a száraz tápokkal (Steffens 1990).

Az utóbbi években egyre elterjedtebben alkalmazzák a természetes táplálék teljes kiváltását lehetővé tevő nedves és száraz startertápokat. A természetes táplálékkal etetett ivadék fejlődése és megmaradása viszonylag kedvező, de a többféle táplálék-szervezet tenyésztése költség- és munkaerő igényes. A természetes vizekből gyűjtött táplálékállatok ugyanakkor potenciálisan fertőzőek. A lazactenyésztésben már jól bevált startertápok használatával pozitívak a tapasztalatok, és speciális toktápok kifejlesztésével is foglalkoznak már. A tokfélék tápanyagigénye jelenleg kevésbé ismert, de néhány adat szerint a 35 - 45 % fehérje- és 8 - 16 % zsírtartalmú granulált tápokkal jól nevelhetőek (Hung et al. 1987, Kaushik et al. 1989).

A kizárólag táppal takarmányozott ivadék esetében a napi fajlagos növekedési sebesség értéke 9-14 % az első 30-40 napban, 60-90 % várható túlélés mellett. Az alkalmazott tápok fehérje-tartalma 45-50 %, szemcsemérete 0,2-0,8 mm volt (Semenkova 1983, Buddington & Doroshov 1984, Dabrowski et al. 1985). A takarmányozást 2-3 órás időközökkel, vagy folyamatosan kell végezni, az első napokban 30-40 testtömeg-százalék szinten, majd a továbbiakban fokozatosan csökkentett mennyiséggel. A medencés előnevelés optimális

feltételeihez 16-22 °C víz hőmérséklet és legalább 5-6 mg/l oldott oxigén tartalom szükséges. A medence aljára ülepedő takarmánymaradékát és az ürüléket naponta, az oldalfalakon kialakuló bevonatot 2-3 naponta (kezdetben gyakrabban) el kell távolítani. Az előnevelés során a népesítés maximális sűrűsége 1.000-2.000 ind./m². Az ivadékokat veszélyeztető baktériumok (*Vibrio*, *Yersinia*, *Myxobacter*, *Flexibacter*, stb.) és paraziták (*Ichthyophthirius*, *Ichtyobo*, *Piscicola*, *Trichodina*, stb.) ellen az optimális környezeti feltételek és a higiénia biztosítása jelenti a leghatékonyabb védekezést. A fertőzések észlelésekor a haltenyésztésben általában alkalmazott gyógyszeres kezeléseket (NaCl, formaldehid, peridox, antibiotikumok stb.) célszerű alkalmazni.

A medencés és a tavas előnevelés kombinált alkalmazásakor, a kontrolált medencés nevelés jelenti az első fázist, amely mintegy 20 napig tart. A medencéket 15-35 ind./l sűrűséggel népesítik. Az aktív úszás megkezdéséig mérsékelt a vízátfolyás, amely nem sodorja a lárvákat a kifolyószűrőjére. Az aktív táplálkozás kialakulásakor iránytartó úszás váltja fel a gyertyázó mozgást, és az ivadék csoportokba tömörül. Kezdetben apró testű zooplankton, illetve apróra vágott *Enchitreus*, vagy *Tubifex* féreg etetése ajánlott. A zooplanktont éjjel célszerű adagolni, amikor a halak az egész víztérben keresik a táplálékot, nappal pedig a féreggel történő etetés javasolható. A napi takarmány mennyiségre vonatkozóan általánosan elfogadható, hogy az eleinte a 100 testtömeg-százalékot kitevő természetes táplálék mennyisége 5-10 nap alatt fokozatosan a felére csökkenthető. Vigyázni kell a túletetés elkerülésére, mert a táplálékmaradvány felhalmozódásával fokozódik a fertőzések és az oxigén hiány kialakulásának a valószínűsége. A 0,3-0,5 g testtömegű ivadékokat kis tavakba helyezik, ahol a természetes táplálékbázis hasznosításával 2-5 g-os méretet ér el 10-20 nap alatt, 70-80 % túlélési valószínűséggel (Milstein 1972). A tavi nevelés során hangsúlyos a kártevők (egyéb halfajok, rovarok, békák, stb.) elleni védekezés hatékonyságának növelése.

Magyarországon az 1940-es évek végén szaporítottak először kecsegét, és a néhány napos lárvákat paksi szakaszon telepítették a Dunába (Jaczó 1953). A 2-3 g tömegű előnevelt ivadék üzemi előállítására az 1970-es és 1980-as éveket követően indult meg, miután a százhalombattai TEHAG és a szarvasi Halászati Kutatóintézet tökéletesítette a hormonindukció, valamint az ikra inkubáció eljárásait. Az ivadéknevelés célja kezdetben a

természetes populációk utánpótlásának növelése volt. A Dunába kihelyezett kecsgeivadék telepítése nem volt szisztematikus, és hiányos a dokumentációja is (Guti 2008). A rendelkezésre álló adatok szerint 1988-ban 80.000 db, 1991-ben 3.000 db, 1992-ben 5.000 db, 1992-ben és 1996-ban 20.000 db, 1999-ben és 2000-ben ugyancsak 20.000 db, 2002-ben pedig 60.000 db ivadékot telepítettek a Duna hazai szakaszán. A halászati hasznosítók véleménye szerint a mesterséges állománypótlás hozzájárult a magyarországi kecsgefogások növekedéséhez az 1970-es évektől (Horváth et al. 1991), a populációdinamikai elemzések ezzel szemben a hidrológiai tényezők jelentőségét igazolták (Guti 2008).

Növendéknevelés

A tokfélék - és így a kecsge idősebb korosztályainak - nevelése mindössze két évtizedes múltat tekint vissza. Jövedelmezősége miatt azonban mind nagyobb figyelmet szentelnek a tavi, ketreces és medencés technológiák kifejlesztésének, melyekbe egyre több fajt és hibridet vonnak be.

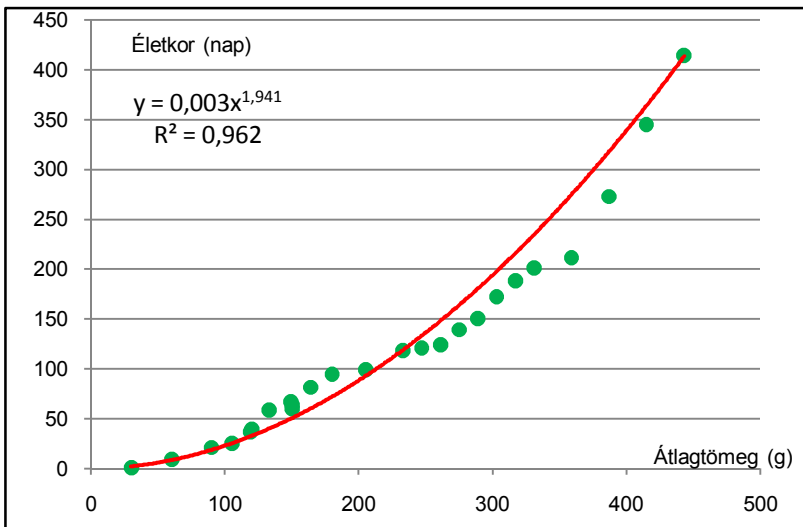
A ketrecben, tóban vagy medencében nevelt tokok száraz granulált, vagy extrudált tápokkal nehézség nélkül takarmányozhatók, de a jobb emészthetőségük miatt az utóbbiak előnyben részesíthetők. Ezek alkalmazásának gazdasági hatékonysága elsősorban fehérje- és energia-tartalmukól függ. A fehérjének a minimálisan szükséges szintig való csökkentése a nagyobb gazdasági hatékonyság mellett a N-tartalmú anyagcsere-termékek kiválasztását is mérsékli. Azonos a hatása a nem fehérje természetű hozzáférhető energia növelésének is. Ugyanakkor a fehérje-koncentrációnak egy minimálisan szükséges szint alatti értékei negatív hatással vannak a növekedésre és hasznosításra.

A kecsge tápanyag-igénye jelenleg még nem kellően ismert, de néhány adat, valamint saját tapasztalatunk szerint takarmányozásukra jól alkalmazhatóak a 35 - 45 % fehérje-, és 8 - 16 % zsírtartalmú tápok (pl.: Hung et al., 1987.; Kaushik et al., 1989). Az ivadékok, valamint az idősebb halak számára a 20-23 °C közötti hőmérsékletek tekinthetők optimális tartománynak

Oxigénigényes halak lévén a növekedési potenciál teljes érvényesüléséhez min. 70 %-os mg/l oxigén-telítettségre van szükség. Fontos az egyéb halak számára általában megadott vízminőségi paraméterek határértékeinek betartása is. Optimális

környezeti feltételek között, medencés nevelésben a nagyobb méretű halaknál a népesítés elérheti a 60-70 kg/m³-ot, sőt meghaladhatja a 100 kg/m³-t. A megfelelő környezeti feltételek és higiénias viszonyok esetén a néhány g-os halak 70-80 %-a éri el az étkezési méretet jelentő 0,7-1,0 kg-os tömeget.

A kecsege kelés utáni életkortól függő növekedését részben saját, részben irodalmi adatok (Rónyai et al., 1991; Jahnichen et al. 1999; Prokeš et al., 2011; Akbulut et al., 2013) alapján a 12. ábra szerint foglaltuk össze.



12. ábra. A kecsege növekedése medencés körülmények között.

A növekedési ütem kapcsán szükséges megjegyezni, hogy az nagymértékben függ mind a környezeti feltételektől (vízhőmérséklet, vízminőség), mind az alkalmazott táp minőségétől, valamint a takarmányozási technológiától.

Az utóbbi két évtizedben néhány hazai cég sikerrel próbálkozott piaci méretű kecsege recirkulációs rendszerben, illetve átfolyó medencékben történő nevelésével, évente több tonnás mennyiséget termelve.

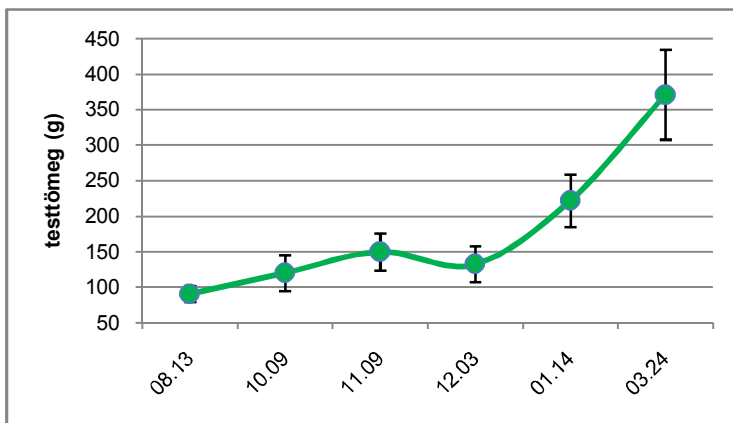
A fajmegőrzési program keretében saját kísérlet keretében végeztük saját szaporításból származó ivadékok utónevelését ún. „Tó a Tóban” (TAT) és recirkulációs rendszerben. A kombinált kísérlet

során három méretosztályú ivadék (nagy, közepes és kicsi) nevelése történt 3 db 10 m³ térfogatú TAT- rendszerben. Állományonként különböző népesítési sűrűség mellett (nagy - 7,9 kg/m³, közepes 4,32 kg/m³, kicsi 8,5 kg/m³).

A recirkulációs rendszerben szintén három méretosztályú ivadék utónevelését végeztük három darab 10 m³-es medencében. A rendszer 12 m³/óra vízátfolyásra, 80% feletti (<7,3 mg/l) oldott oxigén szintre, és 20-20,5°C közötti víz hőmérsékletre volt beállítva

A víz hőmérséklet a TAT-rendszerben végzett kísérlet idején 14,3-25,3°C között változott. Az átlag víz hőmérséklet 18,4°C volt. Az oldott oxigén szintje átlagosan 8 mg/liter. A vizsgálat végén a befejező átlag testtömeg 410%-al haladta meg a kísérlet megkezdésekor mért átlagos tömeget. A kísérlet végén a kondíció jelentős mértékű növekedést mutatott.

A vizsgálati ciklus alatt az egész állományra vetített megmaradás 79,96 % volt.



13. ábra: Eltérő típusú rendszerekben utónevelt kecsgeállomány növekedése

A próbahalászatok során mért test paraméterek összesítését a 2. táblázatban összesítettük. A testhossz-törzshossz összefüggés vizsgálata során végzett hatvány függvény számítás eredményeit is táblázatosan összesítettük (3. táblázat).

2. táblázat: A kombinált nevelésű kecsege állomány főbb növekedési paraméterei

n=50	1. mérés		2. mérés		3. mérés	
TAT	2015.08.13		2015.10.09		2015.11.09	
	testhossz, mm	test tömeg, g	testhossz, mm	test tömeg, g	testhossz, mm	test tömeg, g
min.	246	48	251	34	263	52
max.	340	140	400	234	415	268
átlag	293	90	318	120	340	150
SD	20,6	22,6	33,3	50,3	31,7	51,2
RAS	2015.12.03		2016.01.14		2016.03.24	
min.	277	50	319	94	355	122
max.	391	252	431	388	516	722
átlag	343	133	375	222	436	371
SD	27,4	52,7	25,4	74,3	37,8	127,4

3. táblázat: A kombinált nevelésű kecsege állomány testhossz-testtömeg összefüggésének főbb mutatói

n=50	b regressziós koeficiens értéke		variancia értéke R ²	
	TAT	RAS	TAT	RAS
1. mérés	3,5108	4,6831	0,8857	0,8567
2. mérés	4,338	4,594	0,9229	0,6858
3.mérés	4,0131	4,0575	0,9255	0,8356

A TAT rendszerbe 2015 augusztusában kihelyezett 293 mm-es átlag testhosszú (246÷340) és 90 g(48÷140) testtömegű állományban a kísérleti szezon végére a szétnövés fokozódott, melyet jól mutat a testtömegben közel 2,5-szeresére növekedett szórás érték. A RAS rendszerbe továbbnevelésre áthelyezett állománynál ez a szétnövés tovább fokozódott, amely főképpen a testtömegnél volt szembeötlő, 371 gr (122÷722) (2 táblázat).

Erre magyarázatot a testhossz-testtömeg összefüggés vizsgálatával próbáltunk találni. A kapott b regressziós koeficiens értékek alapján, amellyel a halak testtömeg gyarapodásának módja jellemezhető, megállapítható, hogy mind két rendszerben azok növekedése allometrikus volt. Mindkét esetben a halak testtömeg gyarapodása

meghaladta az izometrikus testhossznövekedéshez rendelt gyarapodás mértékét. A tendenciák között azonban eltérés volt tapasztalható. A TAT rendszerben a kihelyezést követően tapasztalt majd 25 %-os növekedést követően a kísérlet végére mintegy 8 %-os csökkenést volt tapasztalható. Ez nem a környezeti feltételeknek, hanem a közben bekövetkezett egészségi problémának tulajdonítottuk.

A RAS rendszerben ezzel szemben a magas b érték ellenére a kísérlet végére, mintegy 15 %-os csökkenés volt kimutatható. Ezt figyelembe véve a jelentős szétnövést, elsősorban a táplálékhoz való hozzáféréssel és az áttetsző vizű rendszerben felléphető stresszel magyarázzuk. A TAT-ban, a természetes zavarosságú tó vízben a halak nem látják egymást, így az automatikus táp beszóródás során a kisebbik egyedek is könnyebben hozzáférhetnek a táplálékhoz. Emellett úgy gondoljuk, hogy ez a stressz mértékét is csökkentheti az ott nevelt halaknál.

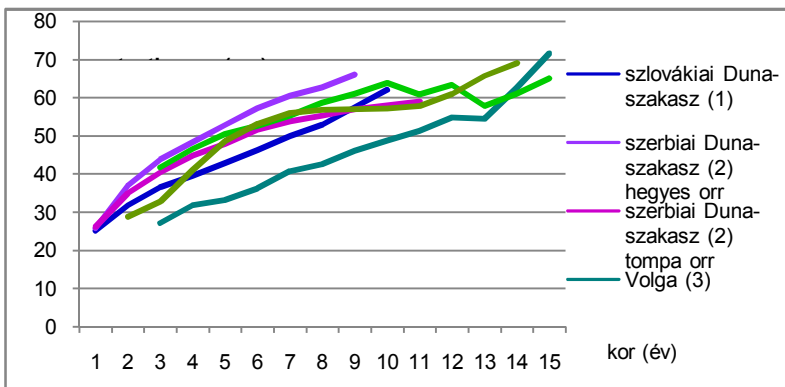
A mindkét rendszerben a két tényező közötti összefüggés szorossága magas volt, de a TAT rendszerben $0,911 (0,886 \div 0,926)$ némileg meghaladta a RAS-ban kapott értéket $0,793 (0,686 \div 0,857)$.

A fentiek alapján megállapítható, hogy az olcsóbb üzemeltetésű TAT rendszer és a drágább üzemeltetésű RAS rendszer kombinálásával eredményesen végezhető kecsge tenyésztés. A megfelelő külső vízhőmérsékletű időszakokban a TAT rendszerben hasonló eredményességgel végezhető azok utónevelése, s ezzel jelentősen csökkenthető a tenyésztés fajlagos költsége. A téli időszakban történő utóneveléssel, viszont elkerülhető a külső teletetésből adódó veszteség, valamint jelentősen lecsökkenthető a tenyésztési időszak.

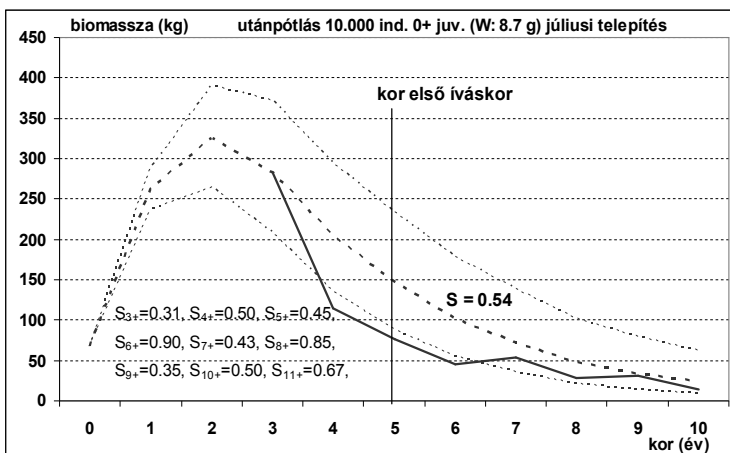
3.4. Populációbiológiai vizsgálatok

A kecsge testhossznövekedésének alakulását különböző európai vizeken az 14. ábra szemlélteti, amely alapján a Duna szerbiai szakaszán (Janković 1958) viszonylag gyors, a Volga középső szakaszán (Lukin 1937) viszont lényegesen lassúbb növekedés jellemzi a populációkat. Megfigyelhető, hogy a szerbiai Duna-szakaszon a hegyes és a tompaorrú forma növekedése eltérő, és az előbbinek gyorsabb a testhosszgyarapodása. A volgai adatok szerint a nagyobb víztározókból származó kecsgék jobban növekedtek,

mint a duzzasztás által nem érintett folyószakaszon élő példányok (Lukin 1937, Lukin és társai 1981, Gurov 1966).



14. ábra: A kecsge növekedése különböző vízterületeken: (1) Kovrižnych 1988, (2) Janković 1958, (3) Lukin 1937, (4) Lukin et al. 1981, (5) Gurov 1966.



15. ábra: 10.000 db kecsge ivadék (10 cm hosszú, 8,7 g átlagos tömegű) biomasszájának elméleti változása (----) a kor függvényében, 54 % becsült átlagos évenkénti túlélési ráta (S) esetében. (.....) 95% konfidencia határ. A vastag folyamatos vonal az évenkénti túlélési ráták (S_{3+} - S_{11+}) szerint számított biomassza változását jelzik (Janković 1958 és Kovrižnych 1988 adatai alapján).

A 15. ábra szemlélteti a szerbiai Duna-szakaszon gyűjtött kecsgek (n=1246) koreloszlására vonatkozó adatokat (Janković 1958) alapján, a 3+ és 11+ közötti korcsoportokra jellemző átlagos éves

túlélési ráta 54% (Guti 2008). Ismerve a dunai kecsege testhossz-testtömeg összefüggését (Kovrižnych 1988) és a korcsoportok éves túlélését, megbecsülhető a populáció utánpótlásának várható biomasszája. Például, 10.000 példány 0+ korú kecsegeivadék várható biomasszája öt év múlva (5+) mintegy 150 kg lehet (Guti 2008).

A 20. század második felében a hagyományos dunai halászat évenkénti kecsegefogási eredményeiben jelentős mennyiségi ingadozás figyelhető meg. Az 1990-es évek kezdetéig a konzisztensnek tekinthető az adatsor összefüggést mutat a Duna vízállásának alakulásával (9. ábra). Mindez arra enged következtetni, hogy a vízjárás döntő tényező a kecsegeállomány természetes utánpótlásának évenkénti változásában (Guti 2008).

A hazai Duna-szakasz kecsege állományának populációdinamikai jellemzőinek (abundancia, koreloszlás, stb.) feltárására nem történtek közvetlen halbiológiai felmérések, ezért a populációk változásaira közvetett módszerekkel, a halászati adatsorok elemzése alapján vonhatunk le következtetéseket. A hagyományos halászat intenzitása csökkent az 1990-es évek óta, ezért adatsorai már kevésbé összehasonlíthatóak a korábbi évtizedek fogási eredményeivel. A halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló 2013. évi CII. törvény és végrehajtási rendelete gyakorlatilag megszüntette a kecsege halászatát és horgászatát a természetes vizeinkben. A halfogási statisztikákat jelenleg nem helyettesíti más alternatív adatsor, amely alapján értékelhető lenne a kecsege populációk dinamikája. A horgászok adatsorai egyébként is kevésbé voltak értékelhetőek az elmúlt évtizedekben, kecsegefogásaik mennyiségi változásai nem követték vízjárás ingadozását, és a halászok fogásaival sem mutattak szignifikáns összefüggést.

3.5. A rehabilitációt megalapozó tevékenységek feltételei

Élő és mélyfagyasztott génbankok kialakítása

A tokfélék hazai állományainak rehabilitációjához nélkülözhetetlen feltételt jelent a fajok génbankjának kialakítása és fenntartása. Ez a feladat hosszú-, és rövid-távú célokat egyaránt szolgál. Ezek célkitűzése egyrészt a természetesvízi állománypótlás, másrészt az akvakultúrás termelésük elősegítése az ellenőrzött körülmények között nevelt anya-állományok biztosításával. Mindezek mellett az

anyaállomány, ill. annak szaporulata lehetőséget biztosít a fajok különböző korosztályaival végzendő táplálkozás-élettani, fiziológiai, genetikai, szaporodásbiológiai, halegészségügyi, stb. kísérletekre, melyek eredményei a továbbiakban már közvetlenül alkalmazhatóak lesznek a tokfélék megőrzésére irányuló tevékenységben.

Információ és szakembercseré

A tokfélék megőrzésére irányuló természetesvízi állománypótlás kapcsán hagyományosan az oroszországi, valamint – az utóbbi évtizedekben – a francia, lengyel, olasz, román, német, amerikai és kínai szakemberek által összegyűjtött információ-anyagot érdemes említeni. Ugyanakkor nem elhanyagolható jelentőségű ismeretek állnak rendelkezésre a magyar, szerb, cseh, osztrák, szlovák és ukrán szakemberek részéről a tokfélék akvakultúrás termelésével, valamint a tokfélék dunai élőhelyeivel, azok állapotával kapcsolatban. Mindezen ismeretek jól koordinált és célirányos kutatási és oktatási programok szervezésével, valamint speciális megfigyelőrendszer működtetésével tovább bővíthetők. A már rendelkezésre álló információ (pl. halfogási és telepítési adatsorok, tudományos publikációk, akciótervek, jogszabályok, stb.) hatékonyabb hasznosításához célszerű egy interneten keresztül elérhető adatszolgáltató rendszert kialakítani.

Közös pályázatok végrehajtása

A kutatási eredmények gyakorlati alkalmazását a már meglévő és a jövőben még szorosabban megvalósítandó hosszú távú partnerség ösztönzésével kívánjuk elérni a kutatók és a halászati ágazat szereplői között. A halászati kutatás és gyakorlat kapcsolatát erősíti az innovatív fejlesztési projektekből, valamint a természeti értékek megőrzésére irányuló pályázatokban való közös részvétel. Kiemelt együttműködésre van szükség a halgazdálkodás és a természeti erőforrások viszonyának kutatásában és a kapcsolat-rendszerük harmonizálásában.

Nemzetközi irányító testület létrehozása

A tokfélék fajainak legtöbbje élete során az országhatárokat messze túlszárnyaló távolságokat tesz/tehet meg. Ezért a megmentésükre irányuló intézkedési tervet és cselekvést is az országhatárokon átnyúló (legalább vízgyűjtői terület szerinti) nemzetközi testületnek szükséges koordinálnia.

A nemzetközi együttműködések keretében az illetékes hivatalok, és a kutatóintézetek által képviselt nemzeti törekvések olyan hatékony koordinálására kell törekedni, melyek intézkedései figyelembe veszik a SAP (Sturgeon Action Plan) által meghatározott cselekvési tervet, valamint a Víz Keretirányelv intézkedési programjait. Igen nagy kérdés azonban, hogy megvalósításukhoz milyen, és ki által biztosított anyagi források fognak rendelkezésre állni.

Személyi és tárgyi feltételek:

A program megvalósításához szükség van a természetes vizek halállományainak felmérésében, a kíméletes halászati módszerek alkalmazásában, valamint a tokfélék szaporításában és akvakultúrák nevelésében több évtizedes tapasztalattal rendelkező kutatókra. A génbanki, valamint a befogni tervezett állomány neveléséhez megfelelő infrastruktúrával rendelkező (biztonságos vízellátás, levegőztetés, vadkár elleni védelem, vagyonőrzés) betonozott, ill. földmedrű tavak, szaporításukhoz pedig korszerű keltető-ivadéknvelő rendszer áll rendelkezésre a Halászati Kutatóintézetben, valamint néhány vállalkozásnál. A kitűzött célok eléréséhez közvetlenül szükséges személyi feltételek és műszaki-technikai háttér mellett a tokfélékkel kapcsolatos kutatásokhoz nélkülözhetetlen genetikai, immunológiai, halegészségügyi, táplálkozás-élettani, vízkémiai laboratóriumok kialakítása/működtetése is, melyek részben az egyetemi kutatóhelyekkel történő együttműködéssel biztosíthatóak.

3.6. A fajvédelmi program eredményességének értékelése, monitorozása

A fajvédelmi intézkedések hatékonyságának értékelését megnehezíti, hogy a tokfélék populációinak felmérésére alkalmas közvetlen megfigyelőrendszer nem működött eddig Magyarországon, ezért csak közvetett módszerekkel, a halászati adatsorok elemzésével lehetett mértéktartó következtetéseket levonni az állományok alakulására vonatkozóan. Az információszolgáltatásnak ez a módszere azonban nem alkalmazható a jövőben, mert megszűnt a rendszeres kecssehalászat vizeinkben.

A halbiológiai kutatások során leggyakrabban használt elektromos halászgépek nem alkalmasak a kecsge gyűjtésére, mivel a kecsge a nagyobb folyók mélyebb szakaszain, a sodorvonalhoz közeli területeken tartózkodik. A halászgépek elsősorban a partok

közelében, a 2 méternél nem mélyebb mederszakaszokon alkalmazhatóak eredményesen.

A kecsge fajvédelmi program megvalósításához szükséges felmérések elvégzéséhez, valamint a program eredményeinek kimutatásához speciális mintavételi eljárásokat kell kifejleszteni, amelyek alkalmasak a meder mélyebb részein tartózkodó bentikus fajok halászatára. A módszerek fejlesztését és tesztelését egy projekt keretében lehet eredményesen megvalósítani, amelynek tapasztalatai alapján kidolgozható egy hosszú idejű monitorozó rendszer stratégiája, illetve meghatározható a megfigyelő rendszer idő-, eszköz és humánerő igénye, valamint mindezek költsége.

A kecsge halászatához megfelelő eljárások kiválasztásakor mérlegelendő szempont többek között a felmérések célja, (pl. kvantitatív mintavétel, élőhelyek lokalizálása, vizsgálandó halak mérete, stb.), valamint az aktuális vízterület sajátosságai, a rendelkezésre álló anyagi forrás; a rendelkezésre álló idő, stb. A halpopulációk vizsgálatára alkalmas halfogó eszközök lehetnek passzívok (halfogáskor nem mozgatott): kecsge háló, horgok, stb. valamint aktívok (halfogáskor mozgatott) kerítőhálók, húzóhálók, elektromos halászeszközök, stb. A különféle eszközök alkalmazhatóságukat tekintve eltérőek (Hubert 1996, Guti 2002). :

A passzív eszközök előnyei:

- Viszonylag egyszerű a használatuk
- Működtetési költségük viszonylag alacsony

A passzív eszközök hátrányai:

- Alkalmazhatóságuk függ a halak mozgási aktivitásától
- A mintavételhez szükséges idő viszonylag hosszú

Az aktív eszközök előnyei:

- Alkalmazhatóságuk általában nem függ a halak mozgási aktivitásától
- A mintavételhez szükséges idő viszonylag rövid
- A mintavételek területe és időtartama jól jellemezhető, ezért alkalmasak összehasonlítható mennyiségi felmérésekre
- Alkalmasak a halállomány térbeli eloszlásának vizsgálatára

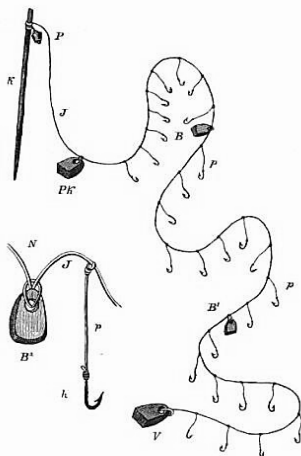
Az aktív eszközök hátrányai:

- Működtetési költségük viszonylag magas

A mélyebb folyószakaszok felmérésére, azaz a kecsege populációk megfigyelésére alkalmas eljárások kidolgozásakor értékelendő halászati és egyéb monitorozási módszerek többek között:

Fenekhorog

A folyami akadókön használható passzív halfogó eszköz, amelynek előnye az egyszerűsége és az kedvező költségigénye. A hagyományos fenékhorgot (16. ábra) téglából készült nehezékek tartják a meder alján. A nehezékek között 10-10 horgot (kb. 2-es méret) kötnek a főzsinorra (ín). A horgot az ún. patony rögzíti a főzsinórhoz. A tízesével rögzített horgok teljes száma 80-100 is lehet. A főzsinór végén helyezkedik el a végkő. A horgokra általában gilisztát fűznek csalétekként. A legtöbb kecsegét az esti és az éjszakai órákban lehet fogni a fenékhoroggal.



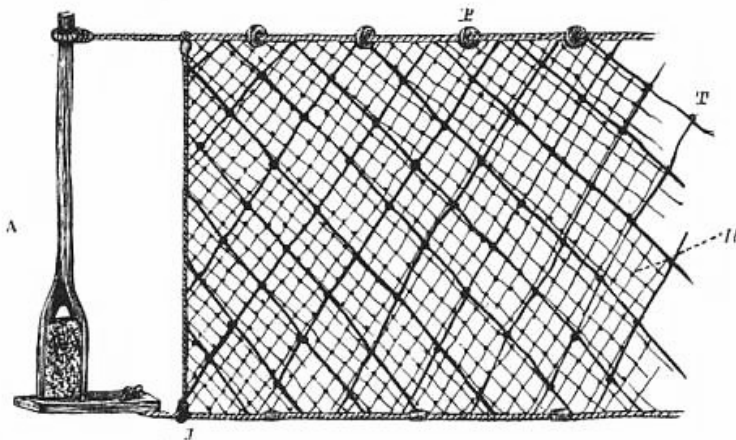
16. ábra: Fenékhorg (Herman 1887).

Kecsegeháló

Tükrös szerkezetű futóháló (nem a part felé halásznak, hanem vízközépen ladikra szedik fel), amely általában 70 m hosszú, 2 m mély, felső szegélyén para sorral, alul erősen súlyozott, hogy a fenéken haladjon. Két ladikból 2-2 ember kezeli. Vízközépen vetik ki, hosszan vontatják vízmentében, majd a ladikok egymás mellé állnak,

és megkezdik a háló beszedését. Általában nem kerítik a hálót, mivel a halak a tükörhálóban (két nagyobb (5–20 cm) szembőségű, vastag fonalból kötött háló között egy kisebb szembőségű, vékony fonalból készült háló) akadnak fenn. A hal áttolja a vékony laza hálót a mögötte levő nagy szembőségű tükörhálón, tükörszemen, így az zacskót képez, amelybe kopoltyúja, uszonyai beleakadnak. A futóhálók folyóvizek élő medrének halászatára valók. Jellemzője, hogy egy-egy eresztésben általában nem sok halat fog, ezért egynéhány kilométeres folyószakaszt napjában többször (8-10-szer) is végighúznak, vagy hosszú (50-70 km) szakaszokat halásznak végig.

A kecsgeháló rendelkezik az aktív halfogó eszközök legtöbb előnyével, amely a folyók mélyebb (>3 m) szakaszain, a partoktól távolabbi mederrészekben használható eredményesen. A nagy folyókon, különösen a Dunán körültekintően kell alkalmazni a hajózóút közelében (17. ábra).



17. ábra: Kecsegeháló részlete (Herman 1887)

Vonóháló, kece

A kece lécekből összeállított, 'A' alakú keretre (kecefa) szerelt zsákszerű fenékháló, amelyet csónakból vontatnak. Szélessége 160-180 cm. Két alaptípusa a hosszúkece és a kusza kece (v. csontos kece) (3. kép). Az előbbi hálójá zsákszerű, a keretet lazán összekötő kötélén (ínon) henger alakú vas- vagy ólomsúlyok sorakoznak; a keret alsó végeit és a háló csúcsát egy-egy kővel súlyozzák.

A kuszakece hálója háromrétegű tükörháló; félkör alakban lelógó alsó kötélén lólábszárcsont és ólom a súlyozás. Mindkét kecével azonos módon dolgoznak: a sodródó csónakban álló halász az egyik kezével evez, a másikkal a kecefa csúcsához rögzített kötelet tartja, így vontatja a meder aljzatán a hálót a víz folyásának irányába. A kece inkább a hidegebb hónapokban használt szerszám, amellyel a lelassult mozgású, vermelni készülő, vagy már elvermelt halat keresik.

A kece rendelkezik az aktív halfogó eszközök legtöbb előnyével, amely a folyók mélyebb (>3 m) szakaszain, a partoktól távolabbi mederrészekben használható eredményesen. Használatát korlátozza az egyenetlen aljzat, a sűrű növényzet, a vízbe dőlt fák, stb.



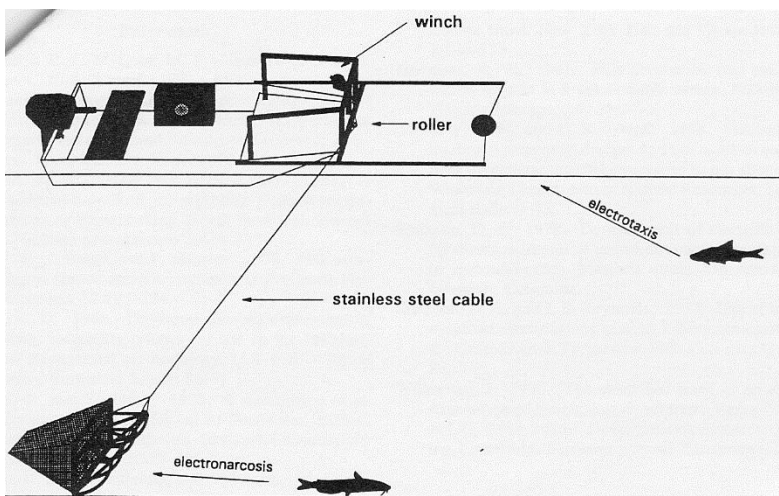
3. kép:Hosszú kece (bal) és kusza kece (jobb) (Kunkovács 2001)

Elektromos vonóháló

A mélységi vonóháló és az elektromos halászgép kombinálásával kifejlesztett mintavételi eszköz, amelynek lényege, hogy a folyó medrének aljzatán vontatott háló összegyűjti a hálókereként kialakított anóddal létrehozott elektromos térben elkábult halakat. A lesúlyozott hálót halászgéppel is felszerelt motorcsónak vontatja.

A rozsdamentes acélból készült hálókeret mintegy 150 cm széles, amelyen egy zsákszerű gyűjtőháló kerül rögzítésre. A háló szembőssége 8-10 mm.

Az elektromos vonóháló is rendelkezik az aktív halfogó eszközök legtöbb előnyével, különösen alkalmas a mélyebb (>3 m) mederszakaszok, akadók halállományainak vizsgálatára. A mintavételi eljárás költségesebb, mint a hagyományos kece esetében, de hatékonyabban gyűjti a halakat. A halászott szakaszok ajánlott hossza 300-500 m. Az eszköz használatakor célszerű figyelembe venni az aljzat egyenetlenségét. A hajózó utakon körültekintéssel alkalmazandó.



17. ábra:Elektromos vonóháló

3.7. Kecsege populáció genetikai analízise

A visszatelepítési munkák szempontjából, fontos volt azon anya állományok populáció genetikai adottságainak (beltenyésztettség, genetikai variabilitás) a felmérése, amelyeket a kihelyezendő állományok előállítására kívántunk felhasználni. A vizsgálatokat 4 állományból származó 96 db kecsge egyed szövetmintáján, 4 mikroszatellit marker segítségével végeztük el. Két állomány esetében természetes vízi populációkból, két állomány esetében pedig génbanki állományokból származó mintákat dolgoztunk fel. 30-30 db halat mintáztunk meg a Bajáról és Ercsiből begyűjtött populációkból. A NAIK HAKI élő tok génbankjából 18-18 db halat mintáztunk meg, amelyeket külön csoportokként kezeltünk a vizsgálatok során. A Génbanki II. csoportnak nevezett állományt alkotó halak többségénél egy érdekes fenotipusos jelenség volt észlelhető, a hasúszók hiánya vagy csökevényes megléte. A Génbanki I. állomány halai az ivarérett anyaállományból kerültek ki.

A DNS izolálást 20-30 mg uszonyszövetből, az E.N.Z.A. kitiissue DNA (Omega Bio-tek Inc.)használatával, a gyártó előírásai alapján végeztük el. A kivont DNS minőségét és mennyiségét NanoDrop 2000c spektrofotométerrel (ThermoScientific, USA) ellenőriztük. A populációgenetikai vizsgálatokhoz 8mikroszatellit markert teszteltünk, amelyekből 4 bizonyult alkalmasnak a további vizsgálatokhoz. Minden primerpár esetén optimalizáltuk a PCR reakciókat. Mintánként 50 ng DNS-t használtunk fel a PCR reakciók összeállításához. Az amplifikált termékek méretét és minőségét 1,5 %-os agaróz gélen ellenőriztük, ezt követően a fragmentek detektálása ABI 3130 szekvenátorral (Appliedbiosystems, USA) történt. A mintákból kapott nyers adatot a Gene Mapper (AppliedBiosystem) szoftverrel elemeztük tovább és genotipizáltuk.

Az elektroferogramokból nyert adatsorok elemzését, az alapvető populációgenetikai számításokat a GenALEx 6.5 (Peakall, Smouse 2012) statisztikai program segítségével végeztük el.

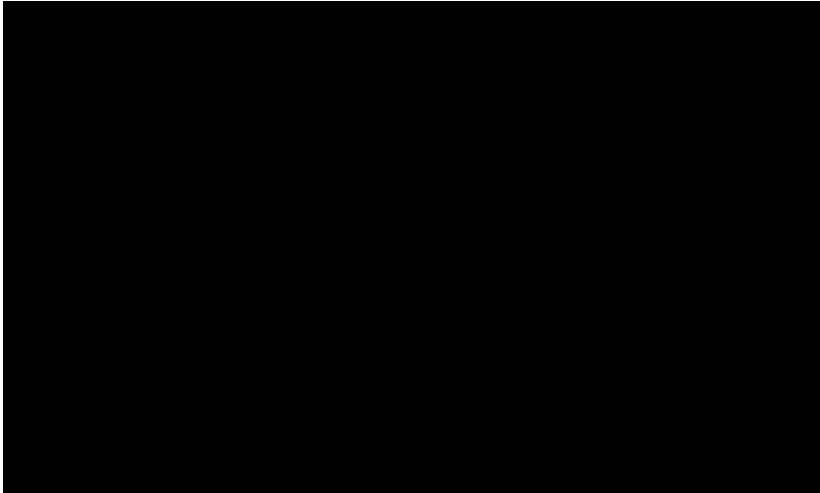
A genotipizálás eredményeként az összesen 96 db egyedből 68 db egyednél kaptunk információt mind a négy markerről, 24 db egyednél három markerről és 4 db egyednél két marker információját tudtuk értékelni. Tehát az egyedek közel 70%-át a négy markerrel együttesen sikerült genotipizálni, ez alapján a genotipizálás hatékonysága összességében jónak mondható. A csoportokra vetített genotipizálás eredményét a 4. táblázat mutatja be. A négy csoportba tartozó egyedek genotipizálásának hatékonysága kis mértékben eltér, kivételt képez a Bajai csoport, mert a vizsgált egyedek kevesebb, mint 50% a volt genotipizálható mind a négy markerrel együttesen. A vizsgálatok során a 4 mikroszatellit markeren összesen 36 allélt mutattunk ki. A lókuszonkénti allélszám 4 és 14 között változott (átlag:9). A markerek közül az Spl 105 esetében 21 egyed, az Aox 45 esetében 10egyed, míg az Spl-101 marker esetében 1 egyed genotípus információja volt értékelhetetlen. Az Afu-19 marker esetében az összes egyed genotípusos mintázata értékelhető volt.

A vizsgált állományok genetikai variabilitásának, illetve az allélikus mintázatának statisztikai vizsgálatát lókuszonként hajtottuk végre (5.A táblázat), majd az állományonkénti átlagokat számoltuk ki (5.B táblázat), végül az állományok összesített átlagát vettük (5.C táblázat). A vizsgált paraméterek a következők voltak: értékelhető genotípusok száma, effektív allél szám, Shannon Információs index, a megfigyelt és várt heterozigóciamértéke, a fixációs index, amelyeket az alábbi 6 táblázatban foglaltunk össze.

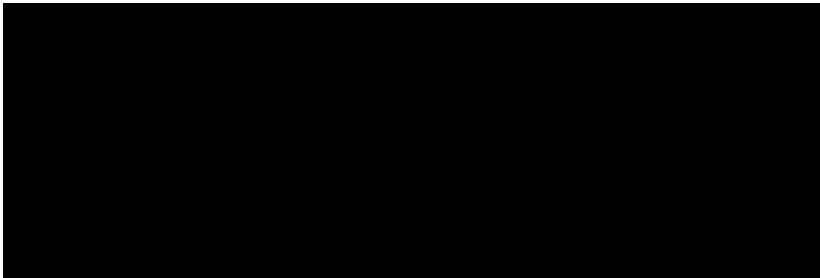
4.táblázat: A genotipizált minták/egyedek állományonkénti száma az olvasható információ szerint

Együtt olvasható markerek száma	Baja	Ercsi	Génbank I.	Génbank II.	Összesen
4 marker	14	21	16	17	68
3 marker	12	9	2	1	24
2 marker	4	-	-	-	4
Mintaszám	30	30	18	18	96

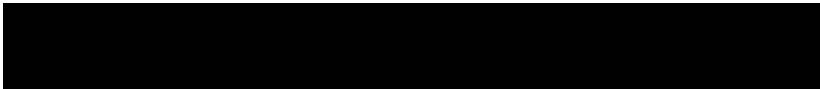
5.A. táblázat: A genetikai variabilitás és az allélikus mintázat legfontosabb adatai:értékelhető genotípusok száma (N), allélok száma (N_a), effektív allél szám (N_e), a Shannon Információs indexet (I), a megfigyelt (H_o) és várt heterozigócia (H_e) , a Fixációs index (F).

A large rectangular area that has been completely blacked out, redacting the data for Table 5.A.

5. B. táblázat: A vizsgált állományok állományonkénti átlaga

A large rectangular area that has been completely blacked out, redacting the data for Table 5.B.

5.C. táblázat: A vizsgált állományok állományonkénti összesített átlaga

A large rectangular area that has been completely blacked out, redacting the data for Table 5.C.

A legtöbb detektált allél a Génbanki I. csoportban (29 db) volt ezt követte az Ercsi (27db), a Bajai (24 db) majd a Génbanki II. csoport (18 db). Az effektív allélok számának alakulása is azonos tendenciát mutatott. csoport. A Shannon Információs index szintén a biológiai diverzitás egyik mutatója. Populációnként nézve a négy lókuszt átlagértékei 1,124 és 1,619 között változtak. A legnagyobb értéket az Ercsi csoportban kaptuk, majd ezt követte a Génbanki I., Bajai, és Génbanki II. csoport. A Fixációs index átlag értéke a Génbanki II. csoportban volt a legmagasabb. Ezek alapján kijelenthetjük, hogy a két legdiverzebb populáció az Ercsi és a Génbanki I. Erőteljesebb genetikai beszűkülés, és fixációs hatás a Génbanki II. detektálható, ezt alátámasztja az egyedi allélok hiánya is ebben a csoportban.

A négy populáció várt heterozigotizáció értékei (H_e) lókuszonként vizsgálva 0,372-től 0,850-ig terjedtek, a megfigyelt heterozigotizáció értékei (H_o) pedig 0,056 és 1,00 között változtak. A négy lókuszt által kapott heterozigotizáció értékek (H_o, H_e) átlagát nézve minden csoportban a mért heterozigotizáció alacsonyabb, mint a várt érték (H_e). Habár az ercsi csoportban a két érték közel azonosnak mondható. Ez alapján heterozigotizáció hiányára következtethetünk.

A heterozigotizáció- jellemzők felhasználásával kiszámoltuk az F hányadost (Fixációs index), amelynek segítségével a populációk differenciálódását jellemezhetjük. A fajon belül megnyilvánuló differenciálódás, vagyis genetikai változatosság szintjeinek számszerű kifejtésére három F hányadost (S. Wright, 1965) alkalmaztunk. Amelyek az alábbi szinteken megfigyelhető genetikai diverzitásnak a mutatói.

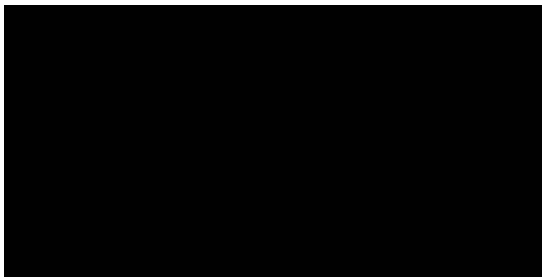
Fit: a faj szintjén kimutatható teljes változatosság

Fst: populációk (állományok) közötti változatosság

Fis: populáción belül, egyedek közötti változatosság

Teljes fixációt feltételezve, azaz kizárólag homozigotizáció előfordulása esetén 1 lenne az Fis és Fit értéke. Esetünkben a két paraméter lókuszonként számított értékei és átlag értékei is kis mértékű fixációra utalnak. (5. táblázat) Az Fis és Fit átlag értékei alapján (0,049; 0,118) kijelenthetjük, hogy a vizsgált két populáción belül viszonylag magas az egyedek közötti genetikai változatosság és nem fenyegeti még a beltenyésztettség a populációkat.

6. táblázat: A genetikai variabilitás F statisztika alapján a négy lókuszra, az összes kecsge egyedre vonatkoztatva

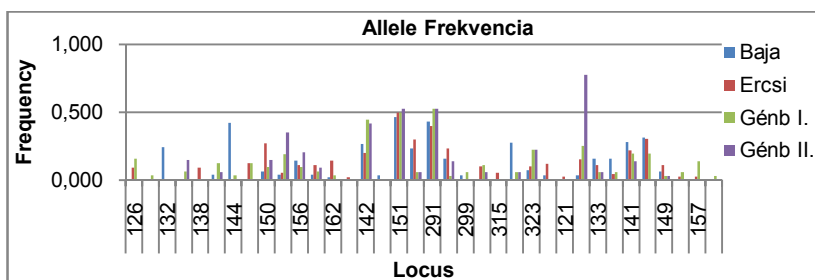


A populációk közötti differenciáltság (F_{st}) fejezi ki a fajon belül, az egyes populációk között fennálló elkülönültség mértékét a számított (egyensúlyi) heterozigóta-arányok alapján. Az átlagos F_{st} 0,078 volt, amely nem utal izolációra, fajon belüli strukturálódásra. A várt- és megfigyelt heterozigotizás értékei és azok kapcsolata nagyon fontos információval szolgálnak a populáció státuszáról, ezeket alapul véve a Fischer-féle egzakt próbával teszteltük a Hardy-Weinberg populációs egyensúlyi állapottól való eltérést (HWE). A génbanki II. és a Bajai csoportnál 4 ill. 3 lókuszon volt kimutatható szignifikáns eltérés Hardy-Weinberg egyensúlytól. A másik két csoportban két-két lókusz adatai alapján volt szignifikáns eltérés a Hardy-Weinberg egyensúlytól. A lókuszonkénti szignifikáns eltérések a 7. táblázatban találhatóak. Ez alapján feltételezhetjük, hogy a Génbanki II. és bajai állományok nincsenek egyensúlyi állapotban, de meg kell említeni, hogy a Bajai csoportnál némileg torzíthatja az eredményeket, az hogy az SPL 105 marker esetében közel az egyedek felénél nem volt olvasható a genotípus. Az Ercsi és Génbanki I. csoportban a lókuszok fele mutatott csak eltérést, feltételezhetően ez a két populáció nincs teljes egyensúlyi állapotban.

7. táblázat: Becsléses illeszkedés vizsgálat (χ^2 próba) Hardy-Weinberg egyensúlytól való eltérés megállapítása

Pop	Locus	DF	ChiSq	Prob	Signif
Baja	Aox 45	28	56,165	0,001	**
Baja	Afu-19	6	26,327	0	***
Baja	Spl 101	15	116,097	0	***
Baja	Spl 105	15	20,63	0,149	ns
Ercsi	Aox 45	36	42,042	0,226	ns
Ercsi	Afu-19	3	30	0	***
Ercsi	Spl 101	15	108,44	0	***
Ercsi	Spl 105	36	41,522	0,243	ns
Génb I.	Aox 45	55	69,822	0,086	ns
Génb I.	Afu-19	3	18	0	***
Génb I.	Spl 101	15	72,05	0	***
Génb I.	Spl 105	36	46,962	0,104	ns
Génb II.	Aox 45	15	28,75	0,017	*
Génb II.	Afu-19	3	14,41	0,002	**
Génb II.	Spl 101	10	55,247	0	***
Génb II.	Spl 105	6	36,72	0	***

A *-aljelölt lókusok a szignifikáns eltérést jelentik * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$, ns= nem szignifikáns eltérés

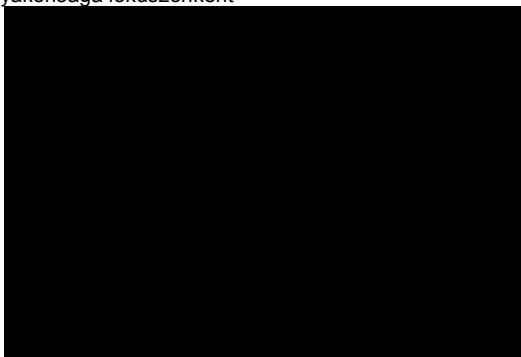


18. ábra. A molekuláris variancia százalékos eloszlása a vizsgált kecsge állományokban 4 mikroszatellit markerrel

A kecsge állományok allélfrekvenciáját mind a négy lókuszon az 18. ábra szemlélteti, ahol az x tengelyen a lókuszekhez tartozó

allélok találhatók és azok gyakorisága (y tengely) oszlopdiagramban. A Ercsiből származó csoportban valamivel nagyobb fokú genetikai diverzitást tapasztalható, ha csak az egyedi allélok lókuszonkénti megjelenését nézzük. Ennél a csoportnál az Afu 19 lókusz kivételével minden lókuszon találtunk egyedi allélt/allélokat. A Bajai és a Génbank I. csoportokban két lókuszon volt 1-1 db egyedi allél, azonban ezek előfordulási gyakorisága a Bajai csoportban volt nagyobb. A Génbanki II. csoportban nem találtunk egyik lókuszon sem egyedi allélokat. A populációnként jelentkező egyedi allélok adatai az 8. táblázatban találhatók. A Génbanki II. csoportban az egyedi allélok megjelenésének hiánya, és a lecsökkent allél szám is arra enged következtetni, hogy ez a populáció genetikailag már egy beszűkültebb állomány a többihez képest.

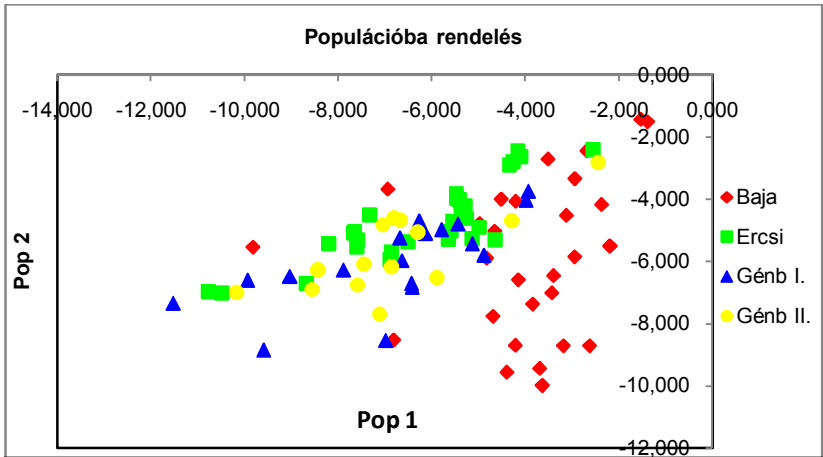
8. táblázat: A kecsge populációkban előforduló egyedi allélok előfordulási gyakorisága lókuszonként



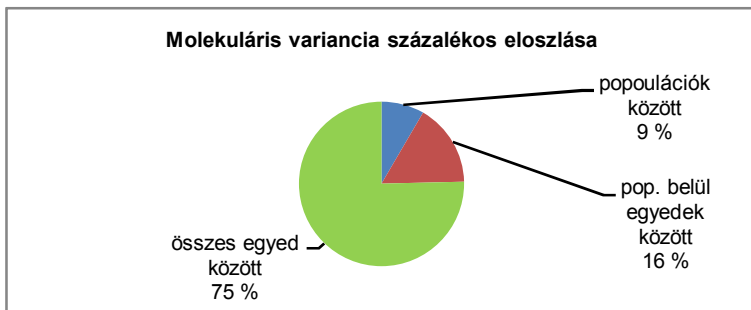
Az egyedek négy különböző állományba való besorolását (Baja, Ercsi, Génbank I. ,II.) a genotípusuk szerint is a GENALEX programmal a maximum-valószínűségi módszer alapján hajtottuk végre. Az alkalmazott szoftver a csoportokhoz rendelt egy arra jellemző genetikai profilt és az egyedek genetikai jellegéből számított érték alapján besorolta (származtatta) a legvalószínűbb csoportba.

A csoportba rendelést grafikusán is ábrázoltuk a 19. ábrán, ahol megjelennek az egyedekhez tartozó kalkulált valószínűségi értékek logaritmikus skálán. Az egyedekhez tartozó értékek grafikus megjelenítésével láthatóvá válik az egyes csoportok valószínűségi eloszlási területei. Ennek megfelelően látható, hogy a 4 csoport egyedeinek eloszlásában nincs jelentős szegregálódás. Egyedül a Bajai csoportnál figyelhető meg kisebb mértékű elkülönülés,

ugyanakkor a Bajai csoport egyedeinek kb egyharmadának valószínűségi eloszlási területe átfed mindhárom populáció területével. Ez arra enged következtetni, hogy nincs jelentős mértékű izoláció, a géncsere megvalósul a másik három populációval. A génbanki csoportok esetén nem a szoros értelemben vett géncsere utalnak természetesen, hanem értelemszerűen a génbanki egyedek esetleges származási populációira következtethetünk.



19. ábra: Populációba rendelés



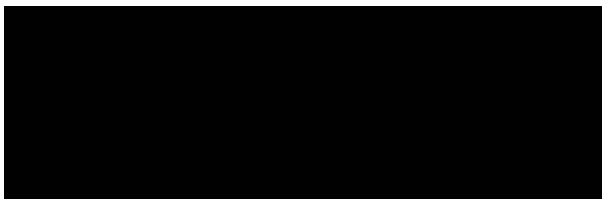
20. ábra: A molekuláris variancia százalékos eloszlása a vizsgált kecsge állományokban 4 mikroszatellit markerrel

A molekuláris varianciát (AMOVA) több aspektusból határoztuk meg és hasonlítottuk össze; populáción belül az egyedek közötti változatosságot, a populációk közötti sokszínűséget és az összes

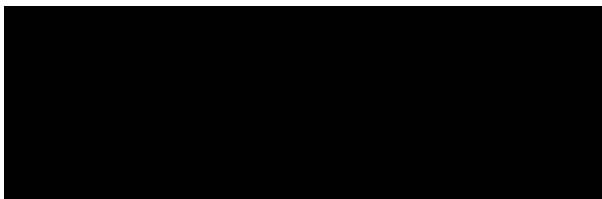
vizsgált egyed közötti varianciát. Ezt százalékos értékben határoztuk meg és kördiagramon ábrázoltuk (20. ábra), ahol a teljes variancia eloszlását figyelhetjük meg a vizsgált szempontok között.

Az ábra alapján elmondható, hogy a variancia legnagyobb részéért (75%) az egyedek közötti különbségek, 9%-ért a populációs, míg 16 %-ért a regionális szintű (=populáción belül egyedek közötti variancia) különbségek a felelősek.

Az állományok egymáshoz viszonyított genetikai távolságát a 9. táblázatban foglaltuk össze, ahol a páronkénti F_{st} (genetikai elkülönülés) értékeket kalkuláltuk.



9.táblázat :Páronkénti F_{st} mátrix (Weir és Cockerham, 1984; 1000 ismétlés) értékek



10.táblázat: Nei féle minimum távolság

A legnagyobb genetikai távolság a Génbanki II. és a Bajai csoport között van (0,561). A legkisebb genetikai távolság a Génbanki I. és II. csoportok között van. Ha a két génbanki csoportot egy állománynak tekintjük, akkor az Erccsis populációhoz áll a közelebb. Egyik esetben sincs nagyobb mértékű izoláció (F_{st} minden esetben kisebb, mint 0,25) (10. táblázat).

A genetikai vizsgálatok eredményei alapján elmondható, hogy a kecsege vizsgált, magyarországi állományai genetikailag még diverznek tekinthetők. Mind a lókuszonkénti allélszám, mind az állományonkénti allélszámok tekintetében nincs jelentős különbség a populációk között (a génbanki két csoportot egy állományként kezelve). Mind a három helyről származó populáció esetén találtunk egyedi allélokat, a bajai csoportnál a legnagyobb az egyedi allélok frekvenciája. Mindent összevetve, ez a csoport tekinthető genetikailag a legváltozatosabbnak.

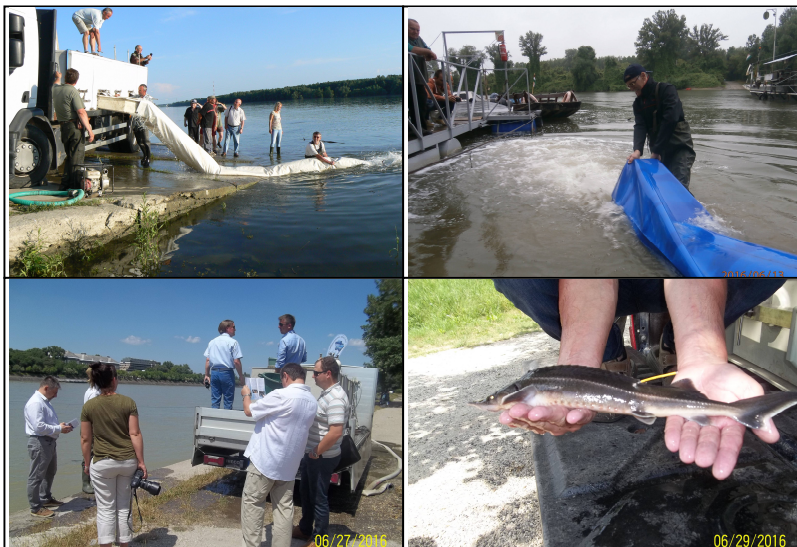
Megállapítottuk továbbá, hogy Hardy-Weinberg egyensúlytól szignifikáns eltérés tapasztalható az egyes állományokban, amely, jelzi hogy az állományok a jövőben beltenyésztettség fenyegetheti, ha nem jelennek meg új allélok a populációkban és nem biztosított a génáramlás. Azonban, hogy ezt nagy biztonsággal kijelenthessük, még több markerre alapozott genetikai vizsgálatra lenne szükség a jövőben, valamint a kihelyezett populációk állományinak későbbi monitorozására.

A kapott eredményeknek köszönhetően, a természetes vízből begyűjtött egyedek (főként a Bajai populációból) tervszerű kiválasztásával, biztosítani tudjuk egyrészt a HAKI állományok genetikai frissítését, így a géndiverzitás fokozását, másrészt a két állomány halainak együttes felhasználása, a szaporításoknál biztosítja a visszatelepítésre kerülő állományok lehetőségeihez képest megfelelő genetikai változatosságát.

1.3.1. Kecsege telepítések a fajvédelmi program keretében

A haltelepítés évtizedek óta alkalmazott eszköz a kecsegepopulációk utánpótlásának javításában. Fontos kérdés ezzel kapcsolatban, hogy a csökkenő egyedszámú természetes populációk genetikai variabilitását milyen mértékben befolyásolja, illetve károsítja a mesterséges szaporításból származó halak telepítése. Ennek elkerülése érdekében elvégeztük a génbanki állományból, a Dunából és a Tiszából származó 96 egyed genetikai vizsgálatát. A genetikai vizsgálatok eredményei alapján elmondható, hogy a kecsege vizsgált, magyarországi állományai genetikailag még diverznek tekinthetők, azaz nagyobb genetikai változatossággal rendelkeznek. A Duna bajai szakaszáról származó anyahalak csoportja volt genetikailag a legváltozatosabbnak tekinthető.

A telepítési körzetek kijelölése az élőhelyek felmérésén és azok alkalmasságának értékelése alapján történt. A kecsgetelepítések esetében dunai és tiszai törzsállomány kialakítása volt az elsődleges cél. Ez a még meglévő természetes élőhelyekre történő, viszonylag nagy mennyiségű növendék állomány kihelyezésével biztosítható. A madárkár csökkentése érdekében, kormoránmentes időszakokban és helyeken történt meg a nagy egyed tömegű tenyészanyag kihelyezése. 2016. április és október közötti időszakban a Dunába Budapesten 600 kg, Dunabogdánynál 600 kg, Ercsinél 700 kg, Dunaújvárosnál 600 kg, Baja és Kalocsa térségében csaknem 1,5 tonna, a Tiszába Kisköre és Mindszent térségében több mint 2 tonna kecsge lett kihelyezve. Összességében mintegy 7000 kilogramm kb. 18000 darab 300–400 grammos, 40–50 centiméteres kecsge kihelyezése történt meg. A kihelyezésre kerülő halak 10 százaléka külső jellel lett ellátva, hogy a több éven át végzendő ellenőrző halászatok során, nyomon követhető legyen azok növekedése és vándorlása.



3.kép: Kecsege telepítés

4. A fajmegőrzési program illeszkedése az esetleges természetvédelmi kezelési tervekhez

A Duna Régió Stratégiát 2011-ben fogadták el, a soros magyar EU-elnökség tevékenységének egyik fontos eredményeként. A Stratégia nyolc európai uniós tagállam (Németország, Ausztria, Magyarország, Csehország, Szlovákia, Szlovénia, Bulgária és Románia) és hat EU-n kívüli ország (Horvátország, Szerbia, Bosznia-Hercegovina, Montenegró, Moldova és Ukrajna) makro-regionális fejlesztési stratégiája és akcióterve, amely 860 ezer négyzetkilométernyi területet és 80 millió lakost érint. Alapvető célja a Duna-régió gazdaságának és versenyképességének, polgárai jólétének fenntartható módon történő növelése, egy virágzó, fejlődő és attraktív makrorégió létrehozása a Duna mentén, elősegítve az intézményi és kulturális kohézió erősítését és a meglévő régiós különbségek csökkentését, a sokszínűség értékeinek megtartása mellett.

A Duna-stratégia legfontosabb kérdései, fejlesztési céljai négy pillér köré csoportosíthatók, amelyekhez kapcsolódóan 11 cselekvési területet határoztak meg. A második pillér a környezet védelmére vonatkozó prioritási területeket foglalja magába, mint:

- a vizek minőségének helyreállítása és megőrzése
- környezeti kockázatok kezelése
- a biodiverzitás, a táj, valamint a levegő- és talajminőség megőrzése

A Duna vízrendszere Európa legnagyobb természeti kincsei közé tartozik, ezért az eddigi intézkedéseknél hatékonyabb nemzetközi összefogásra és nemzeti akciókra van szükség a folyó fenntartható hasznosításának elősegítése érdekében. A biodiverzitás megőrzésével kapcsolatban a dunai tokfélék kérdésköre egyre inkább a politikai érdeklődés előterébe került a Stratégia keretében. Ez a felismerés indította el a tokfélék védelme iránt elkötelezett szakembereket tömörítő Danube Sturgeon Task Force szervezését 2012-ben. A munkacsoport dolgozta ki a Sturgeon 2020 programot 2013-ban, amely a tokfélék védelmét biztosító legsürgősebb intézkedéseket ismerteti az EU Duna Régió Stratégia feladataihoz illeszkedően. A programban megjelenő intézkedési javaslatok az ökológiai és a társadalmi-gazdasági szempontokat integratív módon egyesítik és a Duna Régió Stratégia valamennyi prioritási területéhez

kapcsolódnak. A program a folyami élőhelyek védelméhez, a vándorlási útvonalak helyreállításához, a tokpopulációk mesterséges utánpótlásához és az orvhalászat visszaszorításához kapcsolódóan javasol többek között intézkedéseket, amelyek 6 témakör szerint kerülnek bemutatásra.

1. Politikai támogatás megszerzése a tokfélék védelméhez
2. Intézményi együttműködés fejlesztése
3. Tokfélék in-situ védelme
4. Tokfélék ex-situ védelme
5. Társadalmi-gazdasági intézkedések
6. Társadalmi tudatosság növelése

A Duna és mellékfolyói Európa és hazánk ökológiai hálózatának is meghatározó ütoerei. Természeti örökségünk a Kárpát-medencében megtelepedett élőlények és közösségeik sajátos evolúciós egységeként jellemezhető, mely önálló (Pannon) biogeográfiai régiót alkot, de szoros kapcsolatban áll a környező régiókkal is. A vízfolyások az e tekintetben mással nem helyettesíthető, folytonos ökológiai folyosó szerepét töltik be. Az éghajlatváltozás Magyarország természetes élővilágában is várhatóan nagymértékű változásokat idéz elő, többek között az egyes fajok elterjedési határának eltolódása, a társulások és táplálékhálózatok átrendeződése, ellenálló képességük változása, az invazív (özön) fajok tömegessé válása formájában. A folyamat kedvezőtlen hatásainak csökkentése, és a természetes ökoszisztémák integritásának, működőképességének védelme érdekében az élőhelyek területi és minőségi jellemzése, az életközösségek szerkezeti és funkcionális elemzése, továbbá az ökológiai vízigény biztosíthatósága kulcskérdéssé válik.

Az elmúlt években a tokfélék védelmével összefüggően számos kezdeményezés valósult meg a Duna menti országokban, elsősorban Ausztriában, Szlovákiában, Szerbiában és Romániában. Magyarország hosszú távú fejlődése szempontjából is fontos, hogy aktív résztvevőként kapcsolódjunk be a kérdéskörhöz kapcsolódó nemzetközi programokba, és ennek egyik lehetősége a kecsege fajmegőrzési program elindítása

5. Javaslat a tokfélék országos fajmegőrzési tervéhez kapcsolódó jogszabályok felülvizsgálatára

A Duna vízrendszerében előforduló tokfélék (*Acipenseridae*) az Élőhely védelmi Irányelv (Council Directive 92/43/EEC) V. függelékében kerültek felsorolásra, ami olyan fajokat tartalmaz, amelyek védelmét a hasznosításuk szabályzásával célszerű biztosítani. Valószínűleg erre vezethető vissza, hogy a hazai védettségi státusz is csak védett, és nem pedig fokozottan védettként kategorizálta ezeket a fajokat. Ez a besorolás nem egyeztethető össze az IUCN által megállapított védettségi státuszukkal, amely szerint a dunai tokfélék 5 faja közül 4 (*Huso huso*, *Acipenser nudiiventris*, *A. gueldenstaedtii*, *A. stellatus*) kritikusan veszélyeztetett és 1 (*A. ruthenus*) veszélyeztetett. A kritikusan veszélyeztetett tokfélék megritkulását jelzi, hogy a 16. században még esetenként 100-nál is több egyedet zsákmányoltak naponta egy-egy halászat alkalmával, viszont a 19. század vége óta, azaz több mint száz év alatt, 50-nél kevesebb példányt fogtak a hazai vizekben mindegyik faj esetében. Vizát (*Huso huso*) lassan három évtizede nem fogtak Magyarországon, ugyanakkor némelyik fokozottan védettnak minősített hazai halfajból akár 100 példány is gyűjthető naponta egyes helyszíneken.

A fentiek alapján kezdeményezni kellene a dunai tokfélék európai védettségének felülvizsgálatát is, az Élőhely védelmi Irányelv II. függelékébe történő átsorolásukat javasolva, ahogy az a nyugat- és dél-európai elterjedésű kritikusan veszélyeztetett tokfélék esetében már megtörtént. Ez jelentős mértékben elősegítené a kipusztulás határán álló dunai fajok védelmét, illetve a megmentésük érdekében szükséges intézkedések megvalósítását, lehetővé téve a jelentősebb nemzetközi pályázati támogatások elnyerését az élőhelyeik feltárására és helyreállítására, valamint a mesterséges állománypótlásuk megoldására.

A tokfélék hazai védettségi státuszának alulértékelést jellemzi többek között, hogy a dunai galóca (*Hucho hucho*) például fokozottan védett hazai besorolást kaphatott, pedig nem szaporodik vizeinkben, nemzetközileg (IUCN) nem tekintik kritikusan veszélyeztetettnak, mesterséges szaporítása és telepítése megoldott. Ezzel szemben kipusztuláshoz közel álló sima tok (*A. nudiiventris*) csak védett fajnak minősül Magyarországon, annak ellenére, hogy a nemzetközileg kritikusan veszélyeztetett faj a Felső- és Alsó-Dunán már teljesen

kipusztult, de a Duna hazai szakaszán és a Drávában még szaporodik, bár ívóhelyei nem ismertek, továbbá mesterséges szaporítása és állománypótlása megoldatlan.

6. Összefoglalás

A tokfélék meghatározó szerepet játszottak a magyar halászat történetében, de a túlhalászat, majd a kiterjedt folyószabályozások és a vízminőség romlása következtében populációik megfogyatkoztak és legtöbbjük a kipusztulás határára jutott a Közép-Duna mentén. A sőregtok (*Acipenser stellatus*) és a viza (*Huso huso*) feltehetően kipusztult a magyarországi folyókból. A vágótok (*A. gueldenstaedtii*) és a simatok (*A. nudiiventris*) előfordulása szórványos, mindkettő súlyosan veszélyeztetett. Napjainkban már csak a kecsege (*A. ruthenus*) az egyetlen még viszonylag gyakoribb tokféle a Duna hazai szakaszán.

A felsoroltak fajok közül az első négy tipikusan vándorló, ú.n. anadrom tokféle (bár a vágótoknak és a simatoknak a Dunában még létezik nem vándorló – ún. potamodrom – formája is). A tengerben ivaréretté váló egyedek hosszabb-rövidebb távolságokra felúsznak a folyókba, ahonnan a szaporodás után a következő íváig visszatérnek a tengerbe. A folyók megfelelő ívóhelyein kikelt ivadék is csak rövid ideig tartózkodik az édesvízben; részben passzív, részben aktív módon rövid időn belül szintén a tengerbe vándorol. Állományaik igen jelentős megritkulása mellett ez a sajátságos fajfenntartást szolgáló vándorlás az egyik legfőbb oka annak, hogy ezek a fajok napjainkban az ország területén már nem, vagy csak igen ritkán találhatók meg, hiszen a Duna román-szerb szakaszán 1970-ben és 1984-ben üzembe helyezett vízerőművek duzzasztói gyakorlatilag elzárják a folyó felsőbb szakaszain található ívóhelyekhez vezető utat.

A Duna és mellékvízfolyásain az évszázadok során végzett vízépítési, folyószabályozási, árvízvédelmi, és a hajózással összefüggő munkák alapvetően megváltoztatták az egyes szakaszok vízviszonyait, a folyó hordalék szállítását. Ezek a beavatkozások mind hozzájárultak az élőhelyek, elsősorban ívóhelyek megszűnéséhez, azok fragmentálódásához. A tokpopulációk rehabilitációjára irányuló törekvések csak akkor lehetnek sikeresek, ha azok megoldják az élőhelyek degradálódásának problémáját is. Az élőhelyi rehabilitáció keretében azok a beavatkozások a legsürgősebbek, amelyek a kipusztulás határán álló fajok

populációinak természetes utánpótlásának növekedését segítenék elő az eredményes szaporodás és egyedfejlődés feltételeinek megteremtésével.

A tokfélék állományait szintén súlyosan érintő további tényező a túlzott halászat és különösen orvhalászat nemcsak a halhús iránti kereslet miatt következett be, hanem elsősorban az e fajok ikrájából készített fekete kaviár értékének köszönhető. A termék iránti rendkívüli keresletnek és igen magas értékesítési árak köszönhetően a tokfélék már évszázadok óta a legális és illegális halászati tevékenység legfőbb „célfajai” közé tartoznak. Ezért a tokfélék védelme érdekében nélkülözhetetlen a kereskedelmi halászat szigorú törvényi szabályozása és az orvhalászat teljes visszaszorítása, megszüntetése.

Az akvakultúrás körülmények között nevelt ivadékok természetes vizekbe történő kihelyezése világszerte a tokfélék állományainak megőrzésére irányuló eddigi intézkedések egyik lényeges – és sok esetben talán legfőbb – eleme volt. A halászati fogások adatai, valamint a populációi-biológiai vizsgálatok eredményei azonban egyértelműen igazolták, hogy a telepítés hosszútávon és önmagában nem elegendő a tokfajok életképes populációinak fenntartásához. Ezért még a legkörültekintőbben végrehajtott telepítési programok is kudarcra ítélték a fajok teljes életciklusát veszélyeztető tényezők (pl. vízszennyezés, túlhalászat, folyók „szakaszolása”, stb.) megszüntetése nélkül.

A tokfélék akvakultúrás termelése – a természetesvízi kihelyezésre kerülő ivadék előállításán túlmenően – lehetővé teszi a tokhús, valamint kaviár előállítását a természetes populációk veszélyeztetése nélkül és ezzel egyúttal jelentősen mérsékli az azokra nehezedő „halászati” nyomást. A tokfélék akvakultúrás termelése ugyancsak jelentősen bővítheti a rájuk vonatkozó biológiai ismereteket, ezért e tevékenység mindenképpen ösztönzendő a továbbiakban is.

A dunai tokfélék rehabilitálásának egyik legfőbb és nélkülözhetetlen feltétele egy részletes program, illetve akcióterv kidolgozása és annak következetes végrehajtása az összes folyó-menti állam részvételével. Ennek leglényegesebb elemei: az élőhelyek feltérképezése, a maradvány-populációk (kecsege, simatok, potamodrom vágótok) felmérése, a kecsege populáció-dinamikájának vizsgálata, a dunai tokfélék élő (és mélyfagyasztott)

génbankjának kialakítása, az akvakultúrák tenyésztési és nevelési technológiák fejlesztése, ivadékok természetességi telepítése és azok hatásának a felmérése, valamint széleskörű oktatási-ismeretterjesztési tevékenység kifejtése a célok és a módszerek elfogadtatása érdekében.

A tokfélék megőrzésére irányuló tevékenységben már sok hazai kutatóhely, halászati vállalkozás és természetvédelmi szervezet között alakult ki szoros, de még nem (vagy csak részben) „ratifikált” együttműködési szerződés. Ezt az együttműködést a jövőben szélesíteni szükséges és ahhoz célszerűen fel kell használni a nemzetközi együttműködésekben rejlő lehetőségeket is.

7. Irodalom

- Akbulut, B., Feledi T., Lengyel, S., Ronyai, A. 2013: Effect of feeding rate on growth performance, food utilisation and meat yield of sterlet (*acipenser ruthenus* linné, 1758). *Journal of Fisheries Sciences.com.*, 7(3):216-224
- Astafurova, A. A., L. P. Petinova, G. N. Tihonova 1971: Opredelenie optimalnogo sootnosheniye mezhdu soderzhaniiem azota fosfora, primeneniye dlya udobreniya prудov. Tr. Cent. Nauch.-Issled. Inst. Osetrogo Kh. (CNIORH), Tom III.: 34-45.
- Bacalbaşa-Dobrovici, N. 1997: Endangered migratory sturgeons of the lower Danube River and its delta. *Env. Biol. Fish.* 48: 201-207.
- Bacalbaşa-Dobrovici, N., J. Holčík 2000: Distribution of *Acipenser sturio* L., 1758 in the Black Sea and its watershed. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 16/1-4: 37-41.
- Bartosiewicz, L. 1997: Őskori vizahalászat a Duna vaskapui szakaszán. *Halászatfejlesztés* 30: 92-104.
- Bayley, P.B., H. W. Li 1996: Riverine Fishes. p. 92-122. In: Petts, G. and Callow, P. (Eds.) *River Biota*. Blackwell Science Ltd.
- Berg, L. S. 1948: *Ryby presnykh vos SSSR i sopredelnykh stran* 1. Izd. Akademii Nauk SSSR, Moskva-Leningrad.
- Bloesch, J., T. Jones, R. Reinartz, B. Striebel 2005: Action Plan for conservation of Sturgeons (*Acipenseridae*) in the Danube River Basin. Final Version, 12th December 2005. 88 pp.
- Bloesch, J., T. Jones, R. Reinartz, B. Striebel 2006: An Action Plan for the Conservation of Sturgeons (*Acipenseridae*) in the Danube River Basin. *Öster. Wasser- und Abfallwirtschaft*, 58: 81-88.
- Buddington, R. K., S. I. Doroshov 1984. Feeding trials with hatchery produced white sturgeon juveniles (*Acipenser transmontanus*). *Aquaculture*, 36: 237-243.
- Currens, K.P., C.B. Schreck, H.W. Li 1990: Allozyme and morphological divergence of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) above and below waterfalls in the Deschutes River, Oregon. *Copeia* 3: 730-746.

- Dabrowski, K., S. J. Kaushik, B. Faconneau 1985. Rearing of sturgeon (*Acipenser baeri* Brandt) larvae. I. Feeding trial. *Aquaculture*, 47: 185-192.
- Dodge, D.P., C.C. Mack 1996: Direct Control of Fauna: Role of Hatcheries, Fish Stocking and Fishing Regulations. p. 167-181. In: Petts, G. and Callow, P. (Eds.) *River Restoration*. Blackwell Science Ltd.
- Feledi T., Rónyai A. (2013). Preliminary Results on Siberian Sterlet Fry Rearing and their Comparison with some Production Performance Parameters of "European" Sterlet. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 13: 560-562.
- Faludi, J. 1974: Die Fischfauna vom Neusiedler See. Die wirtschaftliche Bedeutung von Aal und Zander. Diplomarbeit, Sopron.
- Ginzburg, A. S., 1963: Instruksiya po isskustvennomu osemeneniyu osetrovikh ryb. GLAVRYBVOOD, Moscow, 23 pp.
- Gontsharov, B. F., Igoumova, L. V., Poloupan, I. S. and Savelieva, E. A., 1989. Induced oocyte maturation, ovulation and spermiation in sturgeon (*Acipenseridae*) using synthetic analogue of gonadotropin-releasing hormone. "Acipenser" Premier Colloque Int. Symp. sur l'esturgeon, 3-6 Oct. 1989. Bordeaux, France, pp: 351 – 364
- Gurov, M. I. 1966: Promyslovoe ispolzovanie sterlyadi Tsimlyanskogo vodokhranilishcha. *Rybnoe khozyaistvo* 8: 13-15.
- Guti, G. 2002: A Vízfolyások halbiológiai monitorozása – a mintavételek standardizálásának problémái, különös tekintettel az elektromos halászátra. *Hidrológiai Közlöny*, 82/5-6: 39-41
- Guti, G. 2006: Past and present status of sturgeons in Hungary. *Proceedings Volume of the 36th Conference of the IAD* p.143-147.
- Guti, G. 2008: Past and present status of sturgeons in Hungary and problems involving their conservation. – *Fundam. Appl. Limnol./Arch. Hydrobiol., Suppl.* 162., Large Rivers, Vol. 18. No.1-2: 61-79.
- Guti, G. 2014: Can Anadromous Sturgeon Populations be Restored in the Middle Danube River? *Acta zool. bulg.*, Suppl. 7, 2014: 63-67.
- Guti, G., Gaebele T. 2009: Long-term changes of sterlet (*Acipenser ruthenus*) population in the Hungarian section of the Danube. *Opusc. Zool. Budapest*, 40/2: 17-25.
- Hammer, R., D. A. T. Harper, P. D. Ryan 2001: PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. – *Paleontologia Electronica*, 4/1: 1-9.
- Hensel, K., J. Holčík 1997: Past and current status of sturgeons in the upper and middle Danube River. *Env. Biol. Fish.* 48:185-200.
- Hubert, W. A. 1996. Passive capture techniques. In: Murphy B. R. & Willis D. W. (eds), *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA. pp. 157-192.
- Hensel, K., J. Holčík 1997: Past and current status of sturgeons in the upper and middle Danube River. – *Env. Biol. Fish.* 48:185-200.
- Herman, O. 1887: A magyar halászat könyve I-II. A K. M. Természettud. Társulat, Budapest, 860 pp.

- Horváth, L., M. Lukowicz 1982: Tables with data of hatchery procedures and rearing processes of some bred warmwater fishes. *Aquacult. Hung.* III. 191-196.
- Horváth, L., A. Péteri, J. Kouril 1986: Succesful sterlet (*Acipenser ruthenus* L.) propagation with synthetic LH-RH hormone. *Aquacult. and Fish. Manag.* 17:113-116.
- Horváth L., Rideg Á., Tamás G. 1991: Ősi halfajunk: akecsege. *Halászat*, 84: 169-170.
- Hung, S. S. O. and Lutes, P. B., 1987. Optimum feeding rate of hatchery produced juvenile white sturgeon (*Acipenser transmontanus*): at 20°C. *Aquaculture* 65:307-317
- Jahnichen, K., Kohlmann, K. & Rennert B., 1999: Juvenile growth of *Acipenser ruthenus* and 4 different sturgeon hybrids. *J. Appl. Ichtyol.* 15: 248–249.
- Jaczó I. 1953: Kísérletek a kecsege mesterséges szaporítására. *Hidrológiai Közlöny* 33: 149-152.
- Jaczó, I. 1974: A kecsege mennyiségének változása folyóinkban az 1947-1970. évi fogások és vizsgálatok alapján. – *Halászat*, 20: 12.
- Jankovic, D. 1958. *Ekologija dunavske kecige (Acipenser ruthenus L.)* Biol. Inst. N. R. Srbija, knj. 2., Beograd 145 pp.
- Janson S., Wouters J., Bonow M., Svanberg I., Olsén K. H., 2015: Population genetic structure of crucian carp (*Carassius carassius*) in man-made ponds and wild populations in Sweden. *Aquaculture International* 23: 359-368
- Jarić, I., Ž. Višnjić-Jeftić, G. Cvijanović, Z. Gačić, L. Jovanović, S. Skorić, M. Lenhardt 2011: Determination of differential heavy metal and trace element accumulation in liver, gills, intestine and muscle of sterlet (*Acipenser ruthenus*) from the Danube River in Serbia by ICP-OES. *Microchemical Journal* 98: 77-81.
- Károli, J. 1877: A Duna halóriásai. – *Természetrzai Füzetek.* 1: 12-16, 77-81.
- Kaushik, S. J., Luquet, P., Blanc, D. and Paba, A., 1989. Studies on the nutrition of Siberian sturgeon, *Acipenser baeri*. I. Utilization of digestible carbohydrates by sturgeon. *Aquaculture*, 76: 97 - 107
- Khin, A. 1957: A magyar vizák története. – *Mezőgazdasági Múzeum Füzetei*, 2: 1-24.
- Kottelat, M., J. Freyhof 2007: Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. 646 pp.
- Kovřížnych, J. A. 1988: Age and growth of the sterlet (*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758) in the Czechoslovak stretch of the Danube. – *Prace Ust. Ryb. Hydrobiol. (Bratislava)*, 6: 101-114.
- Kowtal, G. V., N. H. Clark, G. N. Cherr 1986: Elimination of adhesiveness in eggs from the white sturgeon, *Acipenser transmontanus*: chemical treatment of fertilized eggs. *Aquaculture* 55: 139-143.
- Kriesch, J. 1876: Hasznos és kártékony állatainkról: Halak. – *Szent-István Társulat, Budapest*, 149 pp.
- Kunkovác L. 2001: Kece, milling, marázsa. Balassi Kiadó, Budapest.
- Kunshlan, J. A. 1976: Environmental stability and fish community diversity. *Ecology* 57: 821-825.
- Lelek, A. 1987: The Freshwater Fishes of Europe. – *Threatened Fishes of Europe Vol. 9.* AULA-Verlag, Wiesbaden,. Vol. 9: 343 pp.

- Lenhardt, M., J. Kolarević, I. Jarić, G. Cvijanović, B. Mićković, Z. Gačić, P. Cakić, M. Nikčević 2004. Assessment concepts for river ecosystems characterization based on sterlet (*Acipenser ruthenus* L.) population research. Proceedings of the Fifth International Symposium on Ecohydraulics "Aquatic habitats: analysis & restoration", Madrid, 12th-17th September, 153-156.
- Lukin, A. V. 1937: Nablyudeniya nad biologiei sterlyadi na Tetyushskom nerestilische „Cheremsha” letom 1934 goda. Trudy Obsschestva estestvoispytatelei pri Kazanskom univ. 55: 143-170.
- Lukin, A. V., V. A. Kuznetsov, N. K. Khalitov, N. N. Danilov, K. P. Tikhonov, R. R. Melenteva 1981: Sterlyad Kuibyshevskogo vodokhranilishcha i puti ee prispособleniya k novomu sushchestvovaniyu. Izd. Kazanskogo univ., Kazan.
- Milstein, V. V., 1970: Osetrovodstvo v delte Volgii. Tr. Cent. Nauch.-Issled. Inst. Os. Ryb. Khoz. (CNIORH) Tom II. pp: 137-146.
- Milstein, V. V. 1972: Osetrovodstvo. Izd. Pischevaya promyshlennost, Moscow, p: 128
- Ovsyannikov, F. V., 1870. Ob iskustvennom razvedenii sterljedej. In: T. A. Detlaf and A. S. Ginzburg., (Eds.) Zarodishevoe razvitie osetrovyykh ryb (sevriyugi, osetra i belugi) v svyazi s voprosami ikh razvedenii. Akad. Nauk SSSR. Moscow, 1954. 248 pp.
- Pintér K. 1989: Magyarország halai. Akadémiai Kiadó, Budapest. 202 pp.
- Podushka, S. B., 1999. New method to obtain sturgeon eggs. Journal of applied ichthyology. Special issue. Proceedings of the 3rd International Symposium on Sturgeon. Piacenza, Italy, July 8-11/1997 pp: 319
- Poff, N.L., J. D. Allan 1995: Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. Ecology 76: 606-627.
- Prokeš, M., Baruš, V., Mareš, J., Peňáz, M., Baranek V. 2011. Growth of sterlet *Acipenser ruthenus* under experimental and farm conditions of the Czech Republic, with remarks on other sturgeons. Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis. 36: 281-290
- Rákóczi L., Sass J. 2005. Morfológiai változások, üledékviszonyok, hordalékjárás. p. 7-10. In: A szigetközi környezeti monitoringeredményei. Konferencia eladások összefoglalói, MTASzigetközi Munkacsoportja, Budapest.
- Reinartz, R. 2002: Sturgeons in the Danube River. Literature study on behalf of IAD, Landesfischereiverband for Bayern e.V. and Bezirk Oberpfalz. 150 pp.
- Répássy, M. 1914: Édesvízi halászat és halgazdaság. A m. kir. földművelésügyi minister kiadványa No. 15:549.
- Rideg, Á. 2006: Egynyaras kecsege (*Acipenser ruthenus* L.) nevelés néhány lehetősége – eredmények és kudarcok. Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Halgazdálkodási Tanszék. 43 pp.
- Ristič, M. D. 1970: Migracija riba u reci Dunav i njegovim pritokama, njen uticai na stanke i dinamiku populacija ekonomskih vaznih riba kao i na ribolov. Ribarstvo Jugoslavije 25: 1–15.
- Rochard, E., G. Gastelnaud, M. Lepage 1990: Sturgeons (Pisces: *Acipenseridae*); treats and prospects. Journal of Fish Biol. 37(suppl.A): 123-132.

- Rónyai A., 1991: Szaporodásbiológiai adatok a Lénai tok (*Acipenser baeri* Brandt) és a kecsege (*Acipenser ruthenus* L.) korai és szezonális szaporításáról tokhipofízis és GnRH kezelés mellett. Halászat, 84: 190-192.
- Rónyai A. 2009. The effect of different synthetic gonadotrop-releasing hormone analogues and their combinations with an anti-dopaminergic compound on the reproduction performance of sterlet (*Acipenser ruthenus* L.) Aquaculture Research 40: 315-322.
- Rónyai, A., Ruttkay A., Varadi, L. & Péteri, A., 1991: Growth comparative trial of fingerlings of sterlet (*Acipenser ruthenus* L.) and that of its hybrid with male Siberian sturgeon (*Acipenser baerii* B.). In: Williot P. (ed.), *Acipenser*, CEMAGREF Publ., pp. 417–421.
- Semenkova, G. B. 1983: Rost vùshivaemost i fiziologicheskíe pokazateli u molodi lenskogo osetra (*Acipenser baeri stenorhynchus* Nikolsky), vyrashivaemikh na kormah tipa Ekvizo. In: I. N. Ostroumova (Ed.) Voprosi fiziologii i kormlenia ryb. Sbornik nauchnih trudov GosNIIORH VNPO, Leningrad, 194: 107-111.
- Sokolov, L.I., V. P. Vasil'ev 1989: *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758. – In: Holčík, J. (ed.): The Freshwater Fishes of Europe, Vol. 1/II: 227-262. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Suciu R., G. Guti 2012. Have sturgeons a future in the Danube River? – IAD Limnological Reports 39, 19-30.
- Steffens, W., H. Jachinen, F. Fredrich 1990: Possibilities of sturgeon culture in Central Europe. Aquaculture 89: 101-122.
- Szabó T. 2000: Az indukált halszaporítás módszerei. In: Horváth L. (szerk.) Halbiológia és haltenyésztés. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 440 pp.
- Tóth, J. 1979: Changes in the catching data of sturgeon *Acipenser ruthenus* L. in the Hungarian sector of the Danube. Annal. Univ. Sci. Budapest. 20-21: 265-269.
- Trusov, V. Z., 1964. Nekotoriye osobennosti sozrevaniya i skhala zrelosti polovikh zhelez osetra. Tr. VNIIRO, Tom 56., Osetroviye Yuzhnikh Morej Sov. Soy. Sb..No 3
- Unger E. 1931: Történelmi összefoglalás. – In: Fischer F. (ed.), Magyar Halászat. – A M. Kir. Földművelésügyi Minisztérium Kiadványai 3: 1-10.
- Unger, E. 1953: Die Fischmarkierung in den freien Gewässern Ungarns und die mit Gummiringen markierten Donau-Fische. Verh. Int. Ver. Limnol 7:388-397.
- Williot, P., T. Rouault 1982. Compte rendu d'une première reproduction en France de l'esturgeon siberien, *Acipenser baeri*. Bull. Fr. Piscic. 286: 255-261
- Williot, P., Brun, R., Rouault, T. and Rooryck, O., 1991. Management of female spawners of the Siberian sturgeon (*Acipenser baeri* Brandt) "Acipenser" Actes du Prem. Col. Int. Symp. sur L'esturgeon, 3-6 Oct. 1989. Bordeaux, France, pp: 365-381
- Wolter, C., R. Menzel 2005: Using commercial catch statistics to detect habitat bottlenecks in large lowland rivers. River Res. Applic. 21: 245-255.
- Zauner, G. 1997: Acipenseriden in Österreich. Österreichs Fischerei, 50:1 83-187.
- Zheng W, Stacey NE, Coffin J, Strobeck C (1995) Isolation and characterization of microsatellite loci in the goldfish *Carassius auratus*. Mol Ecol 4:791–792

