

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

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

1.4

**Az Agrárminisztérium Halgazdálkodási Főosztály**

**megbízása alapján készítette:**

**Dr. Guti Gábor**

**2021**



## Tartalom

|   |    |
|---|----|
| Bevezetés .....                                       | 5  |
| Etimológia .....                                      | 7  |
| A kecsge szó eredete .....                            | 7  |
| A kecsge neve más nyelveken .....                     | 7  |
| Taxonómia és evolúció .....                           | 8  |
| Rendszertani besorolás .....                          | 8  |
| Porcos vértés halak ( <i>Chondrostei</i> ) .....      | 8  |
| Tokalakúak rendje ( <i>Acipenseriformes</i> ) .....   | 8  |
| Tokfélék családja ( <i>Acipenseridae</i> ) .....      | 9  |
| <i>Acipenser</i> nemzetség .....                      | 9  |
| A kecsge evolúciója .....                             | 9  |
| Alaktani leírás .....                                 | 12 |
| Elterjedési terület .....                             | 14 |
| Ökológiai jellemzés .....                             | 16 |
| Élőhely, vándorlás .....                              | 16 |
| Szaporodásbiológia .....                              | 19 |
| Ivarszervek és ivarsejtek .....                       | 19 |
| Ívás .....  | 19 |
| Korai egyedfejlődés .....                             | 20 |
| Táplálkozás .....                                     | 22 |
| Populációdinamika .....                               | 22 |
| Koreloszlás, növekedés, mortalitás .....              | 22 |
| A hazai állományok hosszúidejű változása .....        | 25 |
| Hasznosítás .....                                     | 31 |
| Természetvédelmi státusz .....                        | 31 |
| A kecsge populációkra ható terhelések .....           | 33 |
| A folyók szabályozása .....                           | 34 |
| Keresztirányú folyam szabályozási létesítmények ..... | 34 |
| A hajózhatóság javítása .....                         | 35 |
| Hajóforgalom .....                                    | 36 |
| Hullámverés .....                                     | 36 |
| Zajterhelés .....                                     | 36 |

|   |    |
|---|----|
| A hajók vízszennyezése .....  | 37 |
| Szennyező anyagok kibocsátása .....   | 37 |
| Diffúz vízszennyezések .....  | 37 |
| Pontszerű vízszennyezések.....  | 37 |
| Rendkívüli vízszennyezések .....  | 38 |
| Műanyagok okozta környezetszennyezések.....   | 39 |
| Szúnyogállományok gyérítése .....   | 40 |
| Horgászati hasznosítás .....  | 43 |
| Predátorok .....  | 45 |
| Idegenhonos halfajok.....   | 46 |
| Az éghajlat változása .....   | 46 |
| A kecsge populációkra ható terhelések értékelése .....  | 48 |
| A kecsge fajmegőrzési terve .....   | 54 |
| A fajmegőrzés stratégiája .....   | 54 |
| A populációkat és azok életterét befolyásoló terhelések kezelése (SC 1) .....                     | 55 |
| A szennyező anyagok kibocsátásának csökkentése .....  | 55 |
| A szúnyoggyérítés módszereinek megváltoztatása .....  | 55 |
| A horgászati célú halgazdálkodás felülvizsgálata .....  | 56 |
| A populációkat veszélyeztető predátorok állományának szabályozása.....                            | 57 |
| Az idegenhonos tokfélék terjedésének megakadályozása.....   | 57 |
| A kecsge zavartalan fejlődését és életfeltételeit biztosító élőhelyek helyreállítása (SC 2) ..... | 58 |
| A keresztirányú folyamszabályozási létesítmények hosszirányú átjárhatóságának javítása .....      | 58 |
| A folyami élőhelyek védelme és helyreállítása .....   | 59 |
| Az öfenntartó kecsge populációk életképességének javítása (SC 3) .....                            | 59 |
| Haltelepítés .....  | 59 |
| A kecsge mesterséges szaporítása.....   | 61 |
| A fajmegőrzési feladatok megvalósításának feltételei .....  | 63 |
| Irodalom.....   | 65 |

## Bevezetés

Európa nagyobb folyami vízrendszereiben már a 19. században észlelhető volt a természetes halfauna regionális és lokális fajgazdagságának hanyatlása, számos őshonos faj populációjának csökkenése és elterjedési területének szűkülése (Kottelat és Freyhof 2007). A 21. század kezdetén nyilvánvalóvá vált, hogy a tokpopulációk csökkenése a védelmükre irányuló törekvések ellenére is folytatódik, ezért egy átfogó nemzetközi akcióterv (Bloesch és társai 2006) készült a dunai tokfélék kihalásának elkerülése érdekében, amit a Berni Egyezmény Állandó Bizottsága is elfogadott 2005-ben.

Az akcióterv feladatainak megvalósításához nagymértékben hozzájárult az EU Duna Régió Stratégia (EUSDR) 2011-ben történt elfogadása. A stratégia célja a dunai makrorégió fenntartható fejlesztésének az elősegítése, valamint a természeti területek, tájak és kulturális értékek védelme. A Duna-régiót érintő kihívásokra 11 prioritási területre összpontosító akciótervet dolgoztak ki, amelyek közül kettő is kapcsolódik a tokfélék és a vándorló halak védelmének kérdésköréhez. A 4. prioritási terület (PA 4 - A vizek minőségének helyreállítása és megőrzése) egyik célkitűzése a dunai vándorló halfajok védelmének javítása, és a halak vándorlását lehetővé tevő intézkedések előmozdítása a Duna-medencében. A 6. prioritási terület (PA 6 - A biodiverzitás, a táj, valamint a levegő és talajminőség megőrzése) megújult célkitűzései között található a védelmi vagy kezelési tervek kidolgozása és megvalósítása a Duna régió veszélyeztetett „zászlóshajó”<sup>1</sup> fajai számára.

Az EUSDR hatékonyan támogatja a természetvédelmi célú transznacionális együttműködések fejlesztését, ami lehetővé tette, hogy a 6. prioritási terület keretében létrehozták a Danube Sturgeon Task Force (DSTF) elnevezésű nemzetközi munkacsoportot, a Duna-régió kormányzati és nem kormányzati szervezetei, valamint kutatással foglalkozó intézményei kezdeményezésére. A DSTF küldetése a tokfélék védelmének koordinálása a Duna vízrendszerében és a Fekete-tenger térségében. Ennek elérése érdekében dolgozták ki a Sturgeon 2020 programot (Sandu és társai 2013), amely a korábbi akciótervet is integrálta. A programot az Európai Bizottság az EUSDR egyik sikertörténetének, kiemelkedő jelentőségű kezdeményezésének tekintette 2016-ban.

Az ICPDR, mint a Duna vízgyűjtő-gazdálkodási tervének adminisztrációs platformja, és a Duna-védelmi Egyezmény feladatainak végrehajtása mellett régóta koordinálja a vízrendszer kontinuitásának javítására irányuló tevékenységeket, az EU Víz Keretirányelv követelményeinek megfelelően. Ehhez kapcsolódóan felismerték a vándorló halak, különösen a tokfélék védelmének fontosságát. Az ICPDR elkötelezettségét jelzi, hogy a Duna-medence országai vízügyi minisztereinek 2016-os bécsi konferenciáján elfogadott Duna Deklaráció is tartalmazza azt a kezdeményezésüket, amely a folyók ökológiai állapotának indikátorának tekinti az őshonos tokféléket. Az ICPDR fontos feladatként hangsúlyozza a Duna vízgyűjtőjében található tokfélék populációinak megőrzését és helyreállítását, amelynek stratégiáját is kidolgozta (ICPDR 2018). A stratégia megvalósítása érdekében szoros együttműködést alakítottak ki az EUSDR 4. és 6. prioritási területének koordinátoraival és azok partner intézményeivel.

A dunai tokfélék védelmére és kutatására irányuló nemzetközi kezdeményezések sokat számító politikai támogatást kaptak az elmúlt évtizedben, amelynek eredményeként a Duna menti országok

---

<sup>1</sup> A társadalom széles rétegeinek figyelmét megragadó, karizmatikus fajok, amelyek növelhetik a megszerezhető támogatást egy adott természetvédelmi programra.

együttműködésében több sikeres projekt szerveződött, számottevő pénzügyi támogatással. A tokfélék természetes populációinak kutatása területén azonban Magyarországon komoly lemaradás tapasztalható a szomszédos országokhoz képest. A szaporítás és a tenyésztés területén nemzetközi összehasonlításban is kiemelkedőek a hazai eredmények, de a gazdasági és természetmegőrzési szempontból egyaránt értékes kecsge természetes populációinak kutatására irányuló eddigi kezdeményezések gyakorlatilag nem kaptak támogatást.

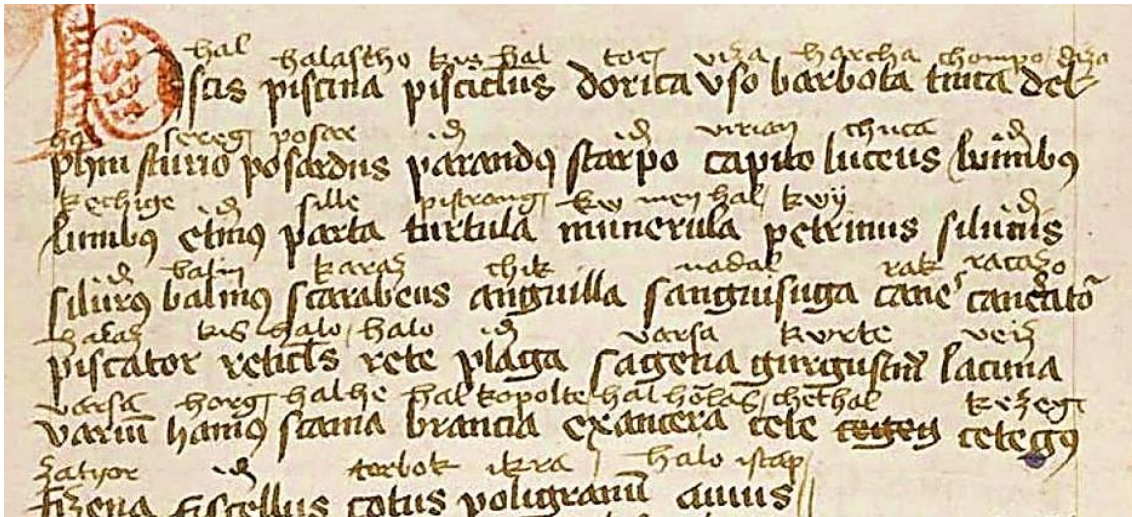
A Duna vízrendszerében egykor meghatározó mértékben halászott tokfélék ma már kritikusan veszélyeztetett fajok, a kecsge az egyetlen kivétel közöttük, amely még mérsékelten gyakorinak tekinthető a folyóinkban. A halászok és horgászok halfogási adatsoraiban a 2000-es évek kezdetétől megfigyelhető süllyedő trend a kecsgeállományok egyértelmű csökkenését jelezte, ezért *A halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról szóló 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet* a „nem fogható” halfajok közé sorolta 2014-től. A passzív védelmi intézkedés mellett 2016-ban egy kecsge fajmegőrzési projekt is megvalósult a Földművelésügyi Minisztérium támogatásával, amelynek keretében egyrészt programjavaslat készült a hazai állományok fejlesztésére, másrészt mintegy 18 000 db 40-50 cm-es kecsget telepítettek a Duna és Tisza több szakaszára (Józsa és társai 2016).

A jelen tanulmányban megjelenő szemléletmód szerint a megújulásra képes hazai kecsgeállomány gyarapítása és jó állapotának fenntartása reálisan megvalósítható célkitűzés. Ennek elérése a halgazdálkodás és a természetvédelem közös érdeke. Folyóink élővilágának biológiai sokfélesége pótolhatatlan természeti érték, gazdasági, kulturális és esztétikai értelemben egyaránt, amelynek megőrzését számos antropogén terhelés és azok szinergizmusa veszélyezteti. A kecsge jelenlegi helyzetével és a védelmét elősegítő intézkedések hatékonyságával kapcsolatban az eltérő vélemények és érdekek ütközése tapasztalható jellemzően, ami számos esetben a szakmai ismeretek hiányosságaira vezethető vissza. A szakirodalomban fellelhető információ hasznos lehet bizonyos téves nézetek felismerésében. Vannak azonban olyan kérések is, amelyekre megfelelő kutatások hiányában nehéz egyértelmű választ adni. A természetes halfauna fennmaradását az elkövetkező évtizedek védelmi intézkedéseinek hatékonysága fogja meghatározni, ezért alapvető kérdés, hogy mit tehetünk a kedvezőtlen változások mérséklése érdekében. A kecsge országos fajmegőrzési terve ebben kíván eligazítást nyújtani.

## Etimológia

### A kecsge szó eredete

A kecsge szó több évszázados múltra tekint vissza. A 14. századi Besztercei Szójegyzékben már felbukkan a 'kechege' szó, majd közel egy évtizeddel később, az 1400 és 1410 között készült magyar-latin ún. schlägli szójegyzékben a „kechige” szó került feljegyzésre (Szamota 1894) (1. ábra).



1. ábra: A Piscis szócsoport első szakasza a schlägli szójegyzékben (1400-1410 k.)  
„kechige” = kecsge a harmadik kisbetűs sor első szava.

A magyar halnév rokonságban áll a cseremis (súga) és csuvas (súgn) elnevezéssel, amely alapján feltételezhető, hogy a magyarok juttatták el ezt a szót a vándorlásuk során az ukrán szteppékre. A magyar, az ukrán (kečéga, čėčuha) és az orosz (čėčúga) halnév összekapcsolható. A magyar halnevet vette át a szlovák (kečega), a szlovén (kečiga) és a szerb-horvát (kečiga, kėčega) nyelv is. A kecsge szó magyar népnyelvi változatai: kecsge, kecsige, kecsőge, köcsög(e), kecsigetok, gedzsge, stb. (Rácz 1996).

### A kecsge neve más nyelveken

1. táblázat A kecsge köznyelvi elnevezése más nyelveken

|         |               |          |          |
|---------|---------------|----------|----------|
| angol   | sterlet       |          |          |
| német   | kleiner Stöhr | Störl    | Sterlett |
| orosz   | чечуга        | стерлядь |          |
| ukrán   | чечуга        | стерлядь |          |
| szlovák | jeseter malý  | kečega   |          |
| cseh    | jeseter malý  |          |          |
| román   | cega          | cigă     |          |
| bolgár  | chiga         |          |          |
| török   | çığa balığı   |          |          |
| szerb   | kečige        |          |          |
| horvát  | kėčega        |          |          |
| szlovén | kečiga        |          |          |

## Taxonómia és evolúció

### Rendszertani besorolás

Az Integrated Taxonomic Information System aktuális besorolása alapján a kecsege a sugarasúszójú halak (*Actinopterygii*) főosztályának a porcos vérteshalak osztályába (*Chondrostei*), ezen belül a tokalakúak (*Acipenseriformes*) rendjébe, a tokfélék (*Acipenseridae*) családjába és az *Acipenser* nemzetségbe tartozó faj (ITIS 2021).

Főosztály: Sugarasúszójú halak (*Actinopterygii*)

Osztály: Porcos vérteshalak (*Chondrostei*)

Rend: Tokalakúak (*Acipenseriformes*)

Család: Tokfélék (*Acipenseridae* Bonaparte, 1831)

Alcsalád: *Acipenserinae*

Nem: *Acipenser* Linnaeus, 1758

Faj: *A. ruthenus* Linnaeus, 1758

### Porcos vértés halak (*Chondrostei*)

A porcos vérteshalak osztályát a korábbi rendszerekben is rendszerint elkülönítették a csontoshalak többi csoportjától. A hazai szakirodalomban ismert Dudich–Loksa-féle rendszerben félcsontos halak alosztálya (*Ganoidei*) néven szerepelnek, a halak (*Pisces*) osztályában (Dudich és Loksa 1968). A Deckert-Sterba-féle rendszer szerint a sugaras úszójú halak alosztályában (*Actinopterygia*), azon belül az őszúsósok öregrendjében (*Palaeopterygii*) találhatóak, mint főrend (Deckert és Sterba 1967). A Nelson-féle rendszer újabb változatában ugyanakkor a csontoshalak osztályán (*Osteichthyes*) belül kerültek a sugarasúszójú halak alosztályába (*Actinopterygii*), mint alosztályág (Nelson és társai 2016).

A porcos vérteshalak egy valamikor fajgazdag halcsoport maradványainak tekinthetőek, melyek a földtörténeti devon korban jelenhettek meg, és a triász korban voltak leginkább elterjedtek. Megfogyatkozásuk a jurában kezdődött és a kréta kortól már kevés képviselőjük ismert.

A porcos vérteshalak vázrendszerében a porcszövet aránya nagyobb, mint a csontszöveté. A vastag bőrcsontokkal fedett koponyájuk jellegzetessége a csőryszerűen előrenyúló nyúlvány (rostrum). Egyedfejlődésük során a gerinchúr (chorda dorsalis) a tengelyváz meghatározó része marad, ami ősi sajátosságnak tekinthető. Csigolyáik kezdeményei, a porcos állományú idegívcsigolyák és vérívcsigolyák kialakulnak. Szájnyílásuk a fej alsó oldalán helyezkedik el, állkapcsaik csökevényesek.

### Tokalakúak rendje (*Acipenseriformes*)

A tokalakúak belső vázának csontosodása nem tökéletes. Elődeik ugyanakkor erősen csontosodott vázzal rendelkeztek, ezért a hiányos elcsontosodás nem ősi, hanem másodlagos jelenség (paedomorfózis). Szerkezetük felépítésére jellemző ugyanakkor néhány kezdetleges sajátosság, mint például: a spirális bélredő, a nagyméretű és osztatlan úszóhólyag, a fecskendőnyílás (spiraculum) – a szem mögött elhelyezkedő csökevényes kopoltyúnyílás, a részaránytalan (heterocerk) farokúszó stb.

A tokalakúnak legrégebbi képviselőinek kövületei a kora jura kortól (201-174 millió éve) ismertek (Bemis és társai 1997, Peng és társai 2007, Nelson és társai 2016). A rend jelenlegi képviselői a tokfélék (*Acipenseridae*) és a kanalastokfélék (*Polydontidae*) családjába csoportosíthatóak, amelyek Föld északi félteke tengereiben és nagyobb folyóiban élnek a szubtrópusi térségektől a mérsékeltövi vizeken át a szubarktikus területekig.



### Tokfélék családja (*Acipenseridae*)

A tokfélék elnyújtott, orsó formájú testét kemény ganoinréteggel bevont csontlemezek, ún. vérték védik (ganoid pikkely), amelyek öt hosszanti sorban helyezkednek el a törzsön. A farokúszó felső részén rombusz alakú pikkelyek (fulcrum) találhatóak. A fiatal példányok vértjei fejlettebbek és élesebbek, de az idősebb egyedek vértjei simábbá válnak. A vértsorok között elszórtan apró csontszemcsék és fogacskák fedik a bőr felszínét. A vérték a kültakarót borító pikkelykezdemények összeolvadásával alakulnak ki.

A porcos koponyát az irhában fejlődő lemezszerű bőrcsontok együttese, ún. dermocranium veszi körül. A hosszan megnyúlt orrcsúcs és a fej hasi oldalán elhelyezkedő szájnyílás között harántirányban két pár bajuszszál található. A szájnyílást húsos ajkak veszik körül. Fogazat csak a fiatal példányokban alakul ki, a fogak az egyedfejlődés során kihullnak. A kopolyúfedőt egyetlen csont alkotja.

A tokfélék kövületei a késő kréta kortól (100-66 millió éve) ismertek (Peng és társai 2007, Nelson és társai 2016). A ma élő fajok anadrom vándorlók, tengerben töltik életük nagyobbik részét, és csak a szaporodási időszakokban vándorolnak a folyókba. Egyes fajok másodlagosan teljesen édesvízi életmódra tértek át bizonyos vízrendszerekben, ahol a vándorlásuk csak a folyókra korlátozódik.

A tokfélék jelenlegi képviselői négy nemzetségbe sorolhatóak: *Acipenser*, *Huso*, *Scaphirhynchus*, *Pseudoscaphirhynchus*.

### *Acipenser* nemzetség

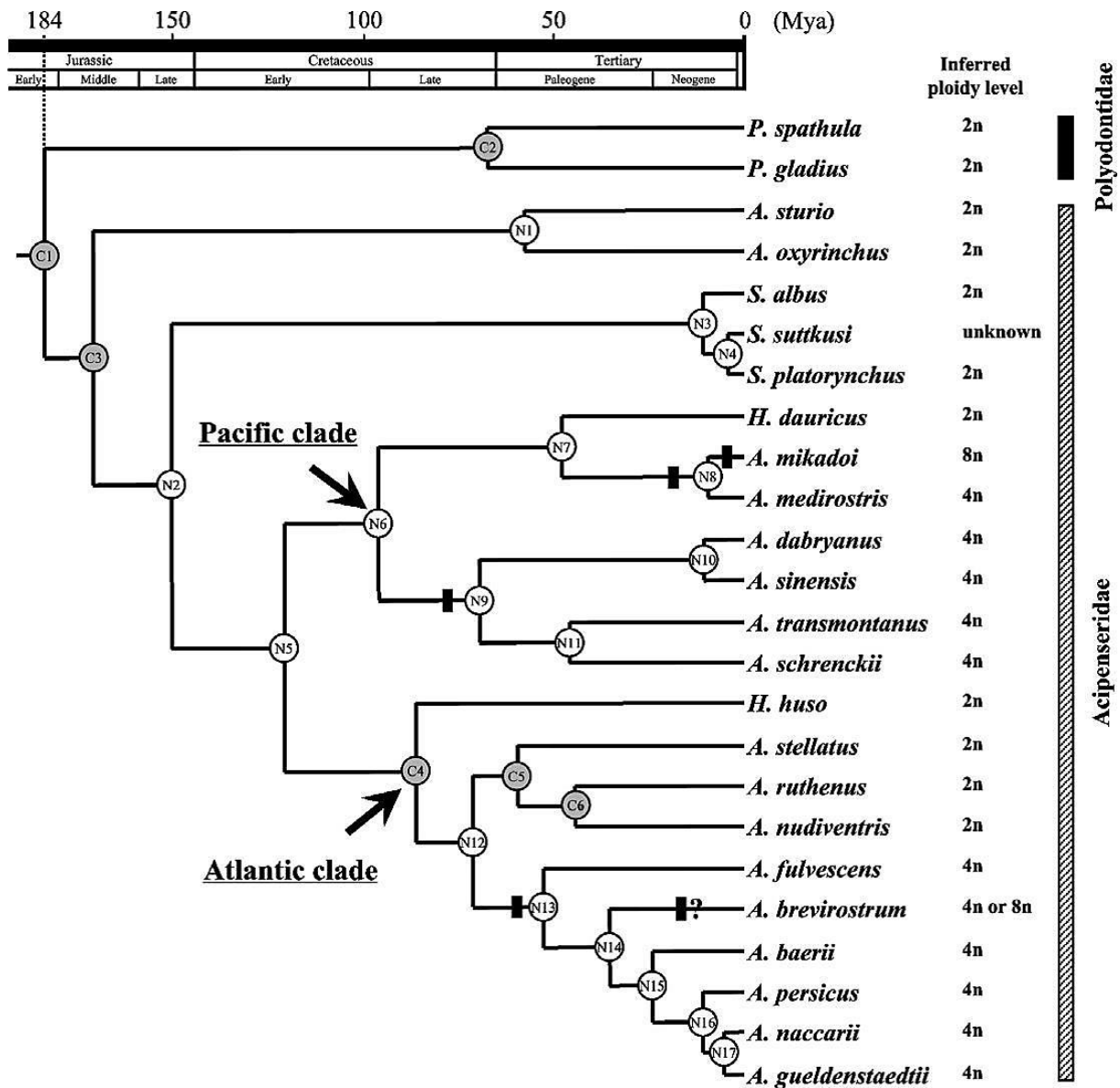
A nembe 17 recens faj tartozik, amelyek közül 5 faj észak-amerikai, a többi pedig eurázsiai elterjedésű (Birstein és Bemis 1997).

### A kecsege evolúciója

A tokalakúak kövületei a kora jura kortól ismertek, amikor a Pangea szuperkontinens szétválásával kialakult a déli Gondwana és az északi Laurázia szuperkontinensek. Erre az időszakra tehető az *Acipenseridae* és a *Polyodontidae* családok elkülönülése. A jelentős mennyiségben előkerült ősmaradvány ellenére nehéz a tokfélék evolúcióját rekonstruálni.

Az elmúlt évtizedekben számos olyan tanulmány jelent meg, amely molekuláris módszerek alapján tett kísérletet a filogenetikai kapcsolatok feltárására, de a különböző vizsgálatok részben ellentmondásos eredményekre jutottak. A tokfélék törzsfjlődését leíró változatos hipotézisekkel kapcsolatban nem alakult még ki egységes szakmai álláspont (Laumann 2016). A hipotézisek egyikét szemlélteti a 2. ábra. A földtörténet egyes geológiai folyamatai, mint például a kontinentális sodródás (Észak-Amerika és Eurázia szétválása, az Atlanti-óceán kialakulása) feltehetően hatással voltak a tokfélék evolúciójára (Peng és társai 2007).

A földtörténeti harmadidőszakban az Atlanti- és a Csendes-óceán medencéjét összekötő Tethys-óceán folyamatosan összehúzódott az afrikai és európai kőzetlemezek közeledésével. Az eocén időszakban (56-34 millió éve) a kontinensek már a jelenlegi helyzetük felé sodródtak. Európát a sekély Ob-tenger elválasztotta Szibériától, déli részét még az egyre keskenyebb zsugorodó Tethys-tenger borította. Ekkor Észak-Amerika és Európa vizeiben megtalálhatóak voltak a tokfélék képviselői, de recens fajok nem ezektől származnak közvetlenül (Holčik és társai 1989).



2. ábra: A tokalakúak (*Acipenseriformes*) fejlődéstörténete Peng és társai (2007) elemzése szerint

Eurázsiaiában az Acipenser nemzetség elterjedésének központja a mai Fekete- és Azovi-tenger, valamint a Kaszpi-tenger medencéje, továbbá az Aral-tó térsége, ami arra utal, hogy evolúciójuk elsősorban a Paratethys-medencéhez kapcsolódott. Az Alpoktól az Aral-tóig húzódó Paratethys az eocén és oligocén határán, mintegy 34 millió évvel ezelőtt vált el a Tethys-óceántól, egyrészt az óceán vízszintjének éghajlati változással összefüggő csökkenése miatt, másrészt lemeztektonikai folyamatok következtében. A középső miocén korban, mintegy 14-15 millió éve az afrikai kőzetlemez összeütközött Kis-Ázsiával, elzárva a Tethys kapcsolatát az Indiai-óceánnal. A Tethys összeköttetése az Atlanti-óceánnal is beszűkült, és ezzel kialakult az Ős-Földközi-tenger. A pliocén időszak kezdetén, 5-6 millió éve teljesen elzáródott az Ős-Földközi-tengert és az Atlanti-óceánt összekötő szoros (Gibraltár) is, ezért a párolgási vízvesztés következtében a tenger legnagyobb része kiszáradt. A kiszáradás ökológiai katasztrófához vezetett, amelynek eredményeként a Tethys-óceánból származó paleotrópusi tengeri fauna számottevő része kipusztult a beltengerből. A száraz periódusban a Paratethys elszigetelődött, illetve valamennyi víz áramlott belőle a Földközi-tenger keleti medencéjébe. A gibraltári küszöb mintegy 5,2 millió éve történt lesüllyedésével az Atlanti-óceánból

beáramló víztömeg ismét elárasztotta a Földközi-tenger medencéjét. A pliocén során (5,3-2,6 millió éve) és az azt követő pleisztocén időszak klímaváltozásaival összefüggő, a 100 métert meghaladó vízszint-ingadozások következtében dinamikusan alakult a Paratethys maradványaként, az ún. Ponto-Kaszipi-medencében létrejött beltengerek, elsősorban a Fekete-tenger és a Kaszipi-tenger kapcsolata. A pliocén időkben a szalinitásuk csökkenésével brakkvizűvé váltak (Holčík és társai 1989, Popov és társai 2006, Yanina 2014).

A pleisztocén idején a globális tengerszint ingadozása, valamint a glaciális és interglaciális időszakok váltakozása különösen dinamikusan alakította a Fekete-tenger hidrológiai viszonyait, valamint vizének sótartalmát. A pleisztocén utolsó 670 000 évében összesen 12 alkalommal került kapcsolatba a Földközi-tengerrel, amikor a Boszporusz tengersizorán keresztül magas sótartalmú tengervíz áramlott a Fekete-tengerbe. A Kaszipi-tengerrel ugyanakkor 7 alkalommal volt kapcsolata, amikor annak alacsony sótartalmú vize – olvadó jégtakaróból származó víz – talált lefolyást a Fekete-tenger felé (Mamedov 1997, Badertscher és társai 2011, Yanina 2014). A pleisztocén egyes glaciális szakaszait követően kapcsolat alakult ki a Kaszipi-tenger és a Jeges-tenger térsége között, amikor az az olvadó jégtömegből visszamaradó víztestet felduzzasztotta az északon még egységes jégtakaró, így az déli irányba, az Ob folyó völgye mentén, az Aral-tó medencéjén át, valamint a Volga völgye mentén talált lefolyást a Kaszipi-tenger felé (Astakhov 2006, Diksha 2019).

A holocén időszak kezdetén (8 000-10 000 éve) a Fekete-tengernek, nem volt kapcsolata más tengerrel. Édesvízű volt és csökkent vízállása, viszont 6 000-8 000 évvel ezelőtt ismét elárasztotta a Földközi-tenger sós vize. A sótartalom növekedésével visszaszoruló édesvízi faunát mediterrán tengeri faunaelemek váltották fel.

A térségben előforduló tokfélék recens fajai a Paratethys késő miocén (pontoszi időszak) faunájából származnak. A pliocén száraz periódusát a Kaszipi-tenger medencéjében élték túl, ahonnan a pleisztocén alatt, egyes feltételezések szerint 8 000-16 000 évvel ezelőtt, a würmi glaciális végén népesítették be az akkor még édesvízű Fekete-tenger medencéjét (Holčík és társai 1989, Mamedov 1997, Birstein és társai 2005). Az is elképzelhető, hogy a tokfélék alkalmazkodtak a dinamikusan változó környezethez, és recens fajok kialakulását genom duplikációs események is befolyásolták (Peng és társai 2007). A genom duplikációval létrejövő poliploid egyedek esetenként rugalmasabban alkalmazkodhattak a szélsőséges környezeti viszonyokhoz, ami bonyolult genotípus mintázatokat eredményezett. Az *Acipenser* nem recens fajai közül a következők evolúciója kapcsolódik ponto-kaszipi régióhoz: *A. ruthenus*, *A. nudiventris*, *A. stellatus*, *A. gueldenstaedtii*, *A. colchicus*, *A. persicus*, *A. naccarii*. A kecsege közülük a ponto-kaszipi régió kívül, Szibéria nyugati részén is elterjedt. A Kaszipi-medence és a Jeges-tenger térségének vízrendszerei között a pleisztocén idején kialakult közvetlen kapcsolatok tették lehetővé terjeszkedését az Ural-hegységen túli, valamint és az észak-európai területek felé.

## Alaktani leírás

A kecsége teste nyúlánk, áramvonalas, a legnagyobb magassága a teljes testhossz 5,9-16,6 %-a. A fej megnyúlt, az orr elvékonyodó, enyhén felfelé görbülve hosszan előrenyúlik. A fej relatív hosszúsága változó, a teljes testhossz 14,6-30,5 %-a. Az orr hossza jelentős egyedi változatosságot mutat, a fej hosszának 27,8-63,5 %-a. A fej hasi oldalán elhelyezkedő szájnylás viszonylag kicsi, szélessége a fej hosszának 12-27 %-a. Az alsó ajak közepén megszakított. (Ez a bélyeg megkülönbözteti a simatoktól.) A száj előtt egy vonalban elhelyezkedő négy bajuszszál hosszú és rojtozott, hátrasimítva rendszerint elérik a felső ajkat. Az orr alsó oldalán 2-4 kidudorodás húzódik. A szem viszonylag kicsi, nem játszik jelentős szerepet a tájékozódásban.

A hátvértek megnyúltak, hátrafelé csúcsba húzottak, számuk 11-18. Az első hátvért nem forrt össze a fejjel (Ez a bélyeg megkülönbözteti a simatoktól.) Az oldalvértek aprók, egymással érintkeznek, számuk 56-71. A hasi vértek száma 10-20. A farokúszó felső részén húzódó rombusz alakú csontlemezek (fulcrum) száma 25-45. A fiatal példányok vértjei fejlettebbek és élesebbek, később a vértek simábbá válnak. A vértsek között elszórtan apró csontszemcsék fedik a bőr felszínét. A kopolytűtüskék száma az első íven 11-27. A mellúszó jól fejlett, az első úszósugar megvastagodott. A hátúszó a farokhoz közel, a farok alatti úszó felett helyezkedik el. A hátúszó úszósugarainak száma 32-49, a farok alatti úszóé 16-34 (Sokolov és Vasil'ev 1989).

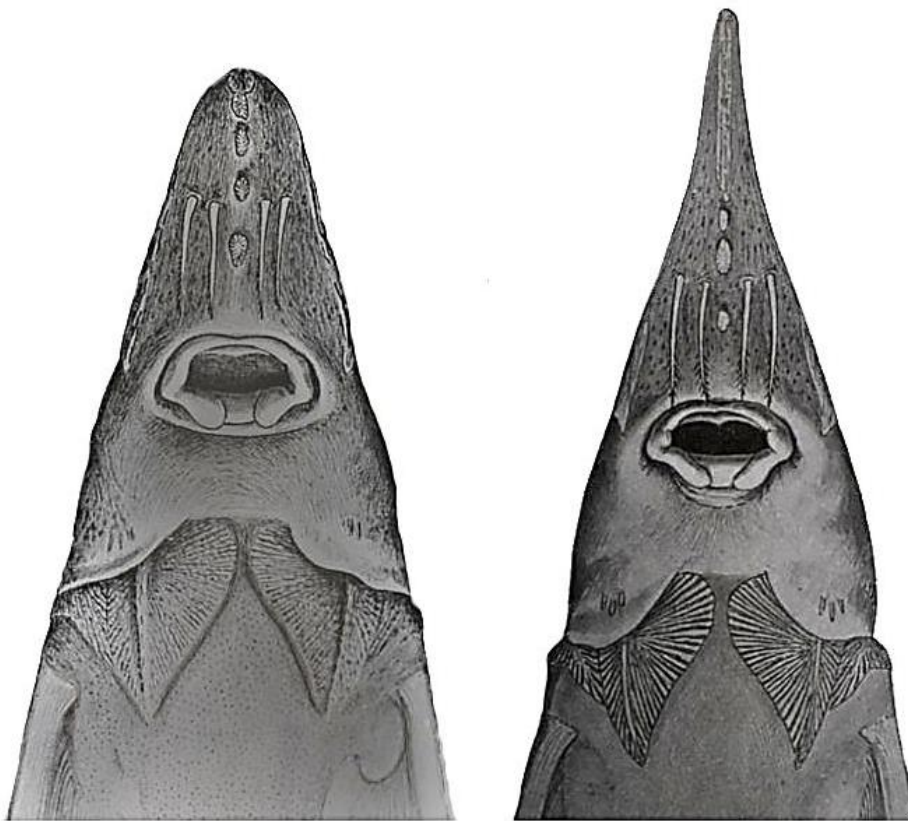


3. ábra: Kecsege (*Acipenser ruthenus*) (Fotó: Observation © gernotkunz)

Színe változó, hátoldala többnyire sötét szürkésbarna, enyhe zöldes árnyalattal, a hasi oldal sárgásfehér. A vértek piszkos fehérek vagy sárgás árnyalatúak. Úszóinak alapszíne sötétszürke, a hasúszók és a farok alatti úszó lehetnek enyhén vörhenyesek. Az úszókat keskeny fehér sáv szegélyezi. Ritkán előfordulnak teljesen fehér (var. *albinea*) vagy rózsaszínes-sárga (var. *erythraea*) színváltozatú példányai is (Antipa 1909, Berg 1948, Janković 1958, Sokolov és Vasil'ev 1989).

A kecsége mérete elmarad a Duna vízrendszerében élő a többi tokféléstől. Testhossza ritkán haladja meg a 80 cm-t, testtömege a 3 kg-ot. A legnagyobb példányok mérete elérheti a 100-125 cm-t és a 16 kg-ot.

A kecsge bizonyos morfometriai jellemzői, mint az orr szélessége és hosszúsága jelentős egyedi változékonyságot mutatnak. Egyes példányok orra rövid és tompa csúccsal végződik (4. ábra), amit elhatárolható változatként Antipa (1909) *A. ruthenus* var. *brevirostris* néven, Berg (1948) *A. ruthenus* m. *kamensis* elnevezéssel írt le. Berg úgy vélte, hogy az eltérő formák vándorlási időszakai elkülönül, a hegyes orrú tavasszal, a tompa orrú pedig télen vonul az ívóhelyek felé. A 20. század első felében egyes kutatók azt feltételezték, hogy a két forma genetikailag is különbözik, és a tompa orrú gyorsabban nő, hamarabb éri el az ivarérettséget és termékenyebb, de ezt a vélekedést a későbbi vizsgálatok nem erősítették meg (Sokolov és Vasil'ev 1989), és nem igazolható a két forma viselkedésbeli különbsége sem (Janković 1958). A hegyes és tompa orrú forma elkülönülése nem mindig egyértelmű, az átmenti formák gyakorisága is számottevő.



4. ábra: Tompa és hegyes orrú kecsge feje alulnézetben (Antipa 1909 után)

## Elterjedési terület

A kecsege az egyetlen euro-szibériai elterjedésű faj a tokfélék családjában. Elterjedési területének centruma a Kaszpi-medence. Természetes areája széttagolt, amelynek részei:

- a Kaszpi-tenger északi és nyugati vízgyűjtőterületének folyami vízrendszerei (elsősorban a Volga és mellékfolyói, az Ural-folyó és a Kura),
- a Fekete-tenger északi és nyugati vízgyűjtőjének, valamint az Azovi-tenger térségének folyami vízrendszerei (elsősorban a Duna és mellékfolyói, valamint a Dnyeper, a Dnyeszter és a Don),
- a Kara-tenger (Jeges-tenger peremtengere) vízgyűjtőterületének folyami vízrendszerei (az Ob és mellékfolyói, valamint a Jenyiszej és mellékfolyói).
- az Északi-Dvina – a Fehér-tenger déli vízgyűjtőjének folyója. A betelepülésével kapcsolatban megoszlanak a vélemények. Nikolski (1943) csontleletek elemzése alapján úgy véli, hogy a betelepítés 4000-5000 évvel ezelőtt történhetett.

Szibériai és észak-európai elterjedéséhez a pleisztocén idején a Kaszpi-medence és a Jeges-tenger térségének vízrendszerei között kialakult közvetlen kapcsolatok nyitottak utat (lásd A faj kialakulása c. fejezetet).

Paleontológiai leletek igazolják, hogy a holocén korábbi időszakában egy anadrom populációja is létezett a Kaszpi-tenger északi térségében, amelynek egyedei a produktív tengeri életteret hasznosítva nagyobbra nőttek, mint napjainkban. Az anadrom populáció a 19. század végén kipusztult (Sokolov és Vasil'ev 1989) (5. ábra).

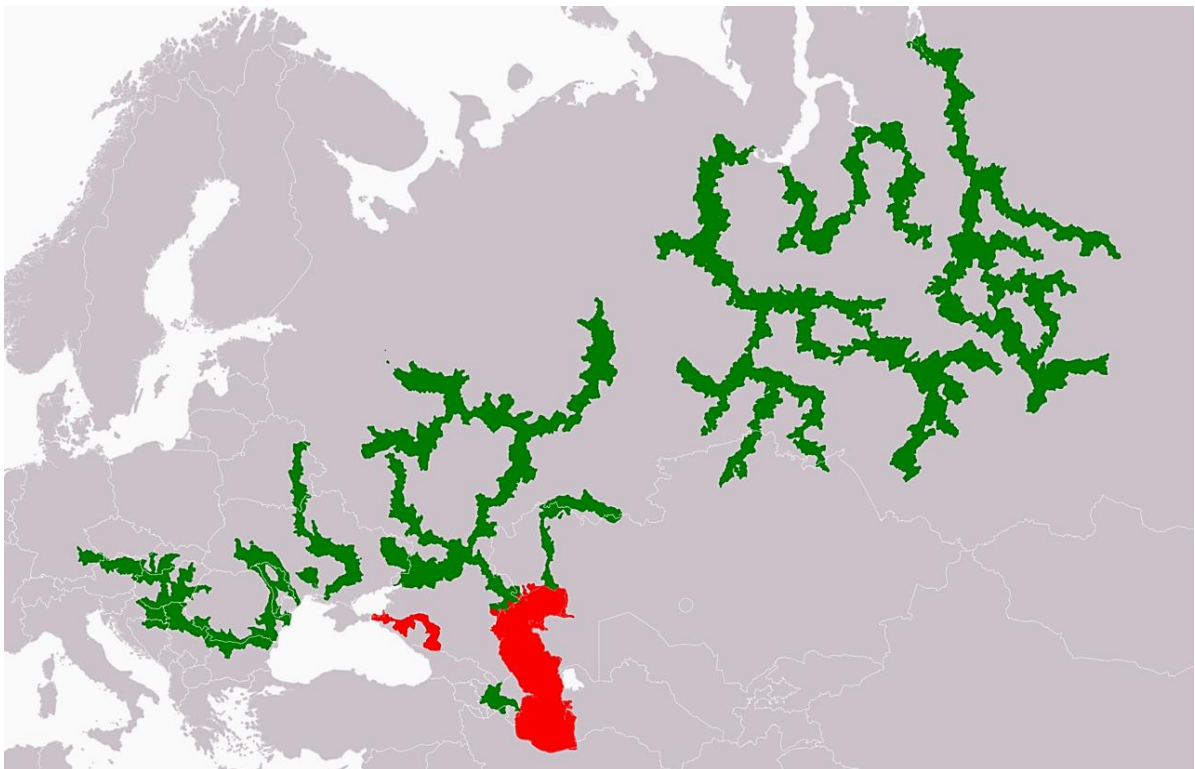
Számos esetben próbálkoztak a honosításával az elterjedési területén kívül, amelyekről a 18. század óta vannak feljegyzések. A Kelet-Ázsiában (Amur, Kamcsatka stb.) végzett telepítések eredménye nem ismert. Sikeresen telepítették többek között a Balti-tengerbe ömlő Daugava folyóba, a Barents-tengerbe ömlő Pecsora folyóba és a Ladoga-tóba (Pintér 1989, Kottelat és Freyhof 2007). Akvakultúrákból, illetve dísztavakból származó példányok előfordulását számos helyen kimutatták Európában, de ezekből nem alakultak ki önfenntartó állományok (Gessner és társai 2010).

A Dunában a legelterjedtebb tokféle, megtalálható a Duna-deltától a Felső-Dunáig, Regensburg magasságáig. Egykor a mellékfolyók többségét is benépesítette (Heckel és Kner 1858, Herman 1887, Berinkey 1966, Sokolov és Vasil'ev 1989, Hensel és Holčík 1997, Reinartz 2002, Harka és Sallai 2004). 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 halászok és a horgászok jelentős mennyiségben fogták az elmúlt évtizedekben.

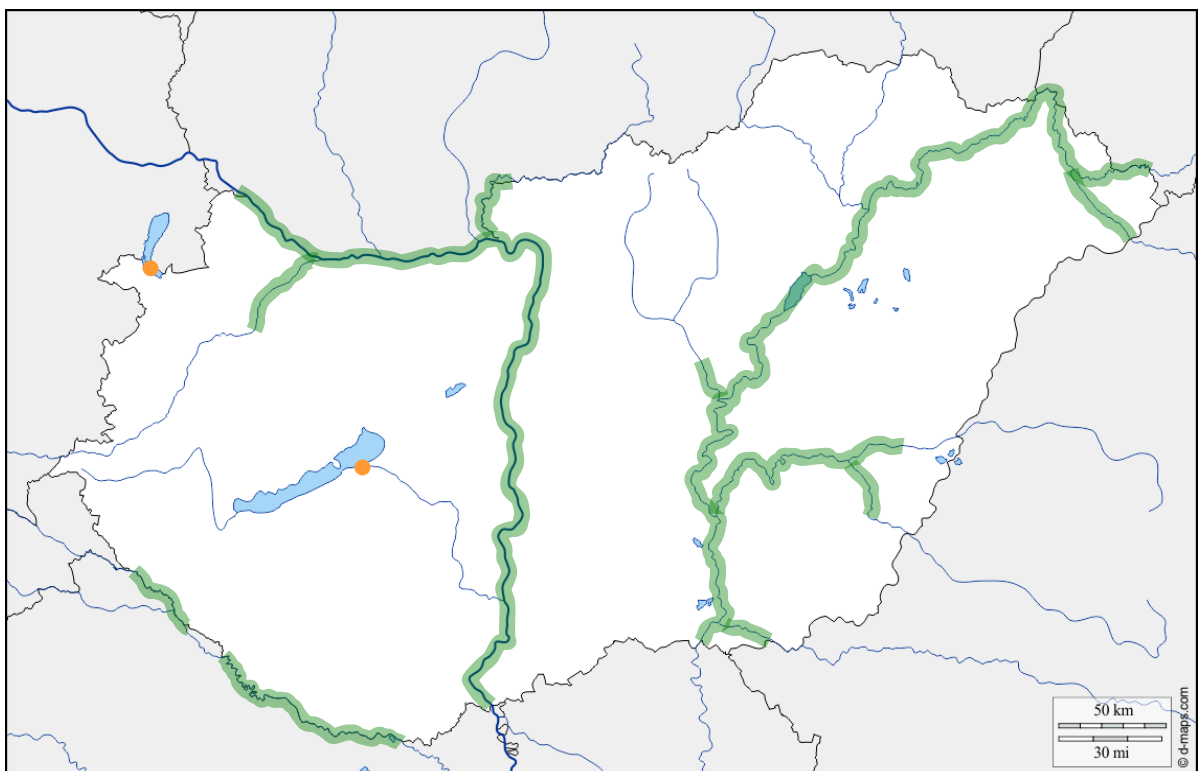
A Kárpát-medence nagyobb folyóiban jelentős állományai alakultak ki, de a kisebb folyókban csak alkalmilag jelenik meg. Előfordulása ismert: a Duna és a Dráva teljes hazai szakaszán, a Mosoni-Dunában, a Rába és az Ipoly alsó szakaszán, a Murában, a Tisza teljes hazai szakaszán, a Szamosban, a Bodrogban, a Hármaskörösön, a Kettős-Körösön és a Sebes-Körösön, a Berettyóban és a Marosban (Vutskits 1913, Harka és Sallai 2004) (6. ábra). Néhány alkalommal nagyobb tavainkban is felbukkant. A Balatonban a 19. század végén észlelték (Herman 1887), amikor a tó vízállását szabályozó síófoki zsilip megnyitását követően jelentős mennyiségű vizet eresztettek a Sión át a Duna felé (Károlyi



1973). A nagyobb dunai árvizek idején egy-egy példány a Fertőbe is eljutott a Hanságon keresztül (Faludi 1973). Levéltári dokumentumok szerint a 16. században is fogtak tokféléket a Fertőben (Hankó 1933).



5. ábra: A kecsege elterjedési területe Európában és Szibériában. A piros színeljelt területen kipusztult. (Gessner és társai 2010)



6. ábra: A kecsege természetes elterjedési területe Magyarországon (zöld) és alkalmi előfordulási helyei (narancssárga).

## Ökológiai jellemzés

### Élőhely, vándorlás

A kecsege élőhelye a nagyobb folyók síkvidéki tájékának (potamális régió) teljes szakasza, 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 aljzaton. A szabadfolyású folyókon a kecsegeállomány eloszlását térben elkülönülő, stabil csoportosulások jellemzik. Például a Volga 650 km hosszú alsó szakaszán a teljes vízterület 18%-ára kiterjedő hét rövidebb folyószakaszon volt kimutatható populációk aggregált előfordulása az ívási vándorláson kívüli időszakban (Kalmykov és társai 2010). A duzzasztott folyószakaszokon, víztározókban többnyire azok felső szakaszára korlátozódik a kecsege elterjedése, ahol a hidraulikai paraméterek kevésbé térnek el a szabadfolyású folyómederre jellemző értékektől.

A kecsege ún. potamodrom vándorló, azaz a szaporodó és táplálkozó területek közötti ciklikus vándorlása kizárólag a folyami vízrendszereken belül történik. Egy anadrom populációja is ismert volt a 19. század végéig a Kaszpi-tenger északi részén, amelynek egyedei téli időszakot a Volgában töltötték és tavasszal ott szaporodtak (lásd az Elterjedési terület c. fejezetet). A jelentős energiaráfordítást igénylő vándorlás teszi lehetővé az eredményes szaporodáshoz alkalmas élőhelyek elérését, vagy a távolabbi folyószakaszok táplálékforrásainak hasznosítását.

A vándorlási viselkedést külső és belső tényezők komplex módon szabályozzák. Meghatározó külső tényezők a folyó vízjárása, a víz hőmérsékletének és minőségének változása, a nappalok hosszának változása stb. Lényeges belső tényezők a szaporodással összefüggő hormonális változások, az egyedek fiziológiai állapota, a stressz, az ívóhelyre történő eljutás képessége stb. A külső tényezők változása a belső tényezőkre is hatással van (Pavlov 1989, Lucas és Baras 2001, Schmutz és Mielach 2013).

A kecsege ciklikus vándorlásának lényeges szakaszai:

- Ívási vonulás, amikor az ivarérett halak nagyobb rajokba tömörülve, a folyásiránnyal szemben haladnak az ívási alkalmas élőhelyek felé. Az ívási vonuló rajokban esetenként ivarilag éretlen egyedek is előfordulnak.
- Ívási utáni táplálékkeresés, amelynek során az ívóhelyet elhagyó egyedek általában lefelé haladnak a folyón, kisebb laza csapatokban.
- Őszi vándorlás a téli veremelőhelyekre, amikor a halak többnyire a folyásiránnyal szemben haladva hosszanti mélyedéseket keresnek a folyómeder legmélyebb szakaszain, ahol csoportosan veremlenek a téli hideg periódus idején (Berg 1948).

A korai egyedfejlődés időszakában az ikrából kikelő szabad embriók passzív sodródással jutnak el a lárvastádium élőhelyi igényeinek megfelelő, lassú áramlású mélyebb mederszakaszokra. Megfelelő táplálékészlet mellett az ivadék viszonylag gyorsan növekedik, mielőtt az ivarérett egyedekből álló rajokhoz csatlakozik.

A Volga alsó, mintegy 650 km hosszú szabadfolyású szakaszán (a volgográdi vízlépcsőtől a Kaszpi-tengerig) az 1970-es évektől a 2000-es évek kezdetéig átfogóan tanulmányozták a kecsege



vándorlását, több mint 11 000 jelölt egyed vizsgálatával. A felmérések eredményeként három nagyobb kecsge populáció volt elkülöníthető, amelyek ívó és táplálékkereső területei jól elhatárolódtak (Khodorevskaya és társai 2009, Kalmykov és társai 2010).

Megállapítható volt, hogy az ívóhelyek felé történő vándorlás két szakaszban történik. A szaporodásra érett egyedek júliusban kezdenek el felfelé vándorolni a folyón. A vándorlás intenzitása a víz hőmérsékletével mutatott összefüggést. Amikor a víz hőmérséklete 5-7°C-ra hűlt, megállt a vándorlás és a vándorló kecsgek a meder mélyebb gödreibe húzódva veremléssel töltötték a téli hónapokat. Az elkülönülő populációk egyedei eltérő távolságra vándoroltak az őszi periódusban. A Volga-delta nyugati részéből induló halak kevesebb, mint 100 km-t tettek meg, míg a Volga-delta keleti részében táplálkozó populáció egyedei 200 km-t is haladtak felfelé. A vándorlás tavasszal folytatódott a felvízi ívóhelyek irányába. Az áprilistól május közepéig tartó vándorlás intenzitása a víz hőmérsékletével ( $r=0,62$ ) és turbiditásával ( $r=0,53$ ), valamint a folyó vízállásával ( $r=0,50$ ) mutatott korrelációt. A 150 km hosszú, 20-25 napos tavaszi migrációt 6,2 km/nap átlagos sebesség jellemezte. A három elkülönült kecsge populáció őszi és tavasz vándorlási útvonalának teljes hossza jelentősen eltért: a Volga-delta nyugati részéből 250 km távolságra, a keleti részéből viszont 350-400 km-t távolságra elhelyezkedő ívóhelyekre vonultak a halak. A volgográdi vízlépcső alatti élő populáció migrációja egy 150 km hosszú folyószakaszra terjedt ki. Az ívóhelyek közötti átfedés nem volt igazolható, annak ellenére, hogy az egyik populáció vándorlási útvonala áthaladt a másik populáció által használt ívóhelyen. Azok az egyedek, amelyek ősszel nem indultak el az ívóhelyek felé, a folyómeder mélyebb gödreiben vészelték át a telet és tavasszal is a táplálékkereső területen tartózkodtak (Khodorevskaya és társai 2009, Kalmykov és társai 2010).

Az ívás utáni vándorlás a táplálékban gazdagabb folyószakaszok felé irányul. A volgai kecsge populációk egyedei az ívást követően általában olyan élőhelyeket kerestek fel, ahol a táplálék szervezetekben bővelkedő bentosz területegységre jutó biomasszája mintegy 20-szorosan meghaladta az ívóhely közelében jellemző értékeket. Az ívás utáni lefelé haladó migráció sebessége lényegesen lassúbb, mint az ívóhelyek irányába. A halak mozgásának követésével kimutatták, hogy a május végétől szeptemberig tartó vonulás a víz hőmérsékletének emelkedésével egyre intenzívebbé válik és július második felében éri el a csúcspontját. Az árhullámok apadásának időszakában, illetve 18-20°C víz hőmérsékletnél növekedett, alacsony vízálláskor, valamint 22°C feletti víz hőmérsékletnél viszont csökkent a vándorló egyedek száma. A haladásuk sebességét befolyásolta továbbá az egyes folyószakaszok táplálékkínálata is. Ahol a zoobentosz szervezetek sűrűsége nagyobb volt, ott lelassult a vándorlásuk és hosszabb időt töltöttek táplálkozással.

A korai egyedfejlődés időszakában az ikrából kikelő szabad embriók a meder aljzatának felszínén az oldalukra dőlve fekszenek és időnként az aljzatról felúszva sodródnak az áramló vízzel, majd visszasüllyednek az aljzatra. A 15-20 km/nap sebességgel történő passzív sodródás 3-8 napig, az aktív táplálkozás kezdetéig tart. Az ívás elhúzódásától függően változhat az az időszak, amikor az embriók sodródása kimutatható. A Volgán ez általában május végétől 20-30 napig figyelhető meg.

Az aktív táplálkozásukat megkezdő lárvák egyre ritkábban távolodnak el az aljzattól, és a vízáramlással szembefordulva, élénk mozgással igyekeznek megőrizni a helyzetüket. A kecsge lárvák lefelé történő vándorlása, eltérően az anadrom tokfélék lárváinak viselkedésétől, az aljzat közelében és nem a vízoszlopban történik. A lárvák általában 8-21 m mélyen, a kavicsos mederanyag padkáinak áramlástól védett fedezékeibe tömörülnek (Kalmykov és társai 2010).



**7. ábra: A kecsege jellegzetes élőhelye a Duna vízrendszerében: dévér szinttáj**

A Dunában végzett jelölés-visszafogásos felmérések eredményei szerint, a megjelölt kecsegék általában nem vándoroltak messzebb 200 km-nél, és csak kivételes esetben kerültek elő 300 km távolságra a jelölésük helyszínétől alvízi irányban (Unger 1953, Ristič 1970). Jelölés-visszafogásos felmérések eredményei szerint, az egyedek naponta 7-23 km-t is vándorolhatnak a folyásirányban (Ristič 1970).

A folyó szlovák-magyar szakaszán 1992 és 1995 között végrehajtott monitorozás keretében horgas végű külső haljelekkel (Floy T-bar anchor) jelölt halak visszafogási adatai alapján elemezték a halak vándorlását. A kísérlet során 204 jelölt kecsegeből 2 példányt sikerült visszafogni, az egyiket egy hónappal később a jelölés helyszínének közelében, a másikat 13 hónappal később, 10 km-rel feljebb a jelölés helyétől (Holčík és társai 2006). Később, 2016-tól 2017-ig akusztikus telemetria alkalmazásával vizsgálták a kecsege vándorlását a Zsitvató és Esztergom közötti 34 km hosszú folyószakaszon (1752-1718 fkm). A monitorozás eredményei azt igazolták, hogy a vándorlási aktivitás tavasszal kezdődik, amikor a víz hőmérséklet eléri a 12°C-ot, és megszűnik, ha 22°C fölé emelkedik a nyári hónapokban. Ősszel a vándorlási aktivitás akkor fejeződik be, amikor a víz hőmérséklete 12°C alá csökken (Kubala és társai 2018). A nappalok hosszának változása is befolyásolhatja a halak vándorlását, bár a nappalok hossza és a víz hőmérsékletének alakulása között jelentős a korreláció, ezért kérdéses, hogy a nappalok hosszának hatása mennyire meghatározó.

## Szaporodásbiológia

### Ivarszervek és ivarsejtek

A kecségre nem jellemző ivari dimorfizmus, de az ívársra kész egyedek között felismerhetőek az ikrások, amelyek hasa lazább és nagyobb méretű. Kevésbé határozott morfológiai különbségeket ugyanakkor kimutattak egyes populációkban, mint például a Tiszában vizsgált a hímek mell- és hasúszói rövidebbek voltak, mint az ikrásoké (Vladykov 1931), vagy a Duna szlovák szakaszán a hímek orra kissé hosszabb, a külső bajuszszálaik, valamint a hát és a farokalatti úszóik rövidebbek, továbbá az oldalsó vértek száma néhánnyal több, mint a nőstények esetében, de a különbségek statisztikailag nem szignifikánsak (Holčík 1995).

A hím és a női ivarszerv 4-9 hónapos kortól különböztethető meg szövettani módszerekkel. Az ivaréréséhez szükséges idő eltérő lehet a különböző folyami vízrendszerekben. A hímek 3-6, a nőstények 5-8 éves korukban ívnak először (Sokolov és Vasil'ev, 1989). A hímek általában minden évben, a nőstények többnyire két évente szaporodnak (Janković 1958).

Az ivarérett kecsége petefészket nem határolja kötőszöveti burok, ezért az érett petesejtek az ovuláció után a testüregbe jutnak. Íváskor az ikra a testüregbe nyúló, tölcsér formájú petevezetőn keresztül jut a külvilágba. A kisebb 0,25-0,5 kg tömegű nőstények ikráinak átlagos tömege 80 g, míg a nagyobb 2,5-3,0 kg-os példányoké átlagosan 560 g (Janković 1958). A petefészkekben levő érett ikrák száma 4 000 és 150 000 között változhat. A nőstény testtömegére jutó érett ikrák száma (relatív fekunditás) 12 400-35 300 ikra/kg (Shmidtov 1939), viszonylag magas a nagyobb testű tokfélékhez képest. Az érett ikra enyhén ovális formájú, szürkésfekete színű. Mérete 2,01 x 1,85 mm-től 2,86 x 2,77 mm-ig változik (Janković 1958).

A kecsége heréje az úszóhólyag feji végétől a bélcsatorna végső, spirális szakaszáig húzódik, két lebenyét az úszóhólyag választja el. A lebenyek a testüreg hát felőli oldalán és a vese felszínén rögzülnek. A tokféléknél – eltérően a csontos halaktól – a herecsatornácskák szoros kapcsolatban állnak a vesékkel. A spermaképződés során az érett spermiumok a kifelé vezető herecsatornácskákba ürülnek, amelyek átszövik a vesét, majd a húgyvezetéken keresztül kerülnek a külvilágba. A herék és a vesék közvetlen kapcsolata miatt a hímivarsejtek még a herecsatornácskákban vizelettel érintkeznek, ezért sperma jóval hígabb (1 milliárd spermium/cm<sup>3</sup>), mint a csontos halak esetében. Az 5-6 µm méretű spermiumok a vízbe ürüléskor aktiválódnak és a körülményektől függően viszonylag hosszú ideig életképesek maradnak.

### Ívás

Kora tavasszal a kecsége csapatosan jelenik meg a felsőbb folyószakaszon elhelyezkedő ívóhelyeken. A Volga mellékfolyójában a Kámában végzett megfigyelések szerint először a hímek érkeznek az ívóhely közelébe, amikor a víz hőmérséklete 9-11°C-os, majd a nőstények, amikor a víz hőmérséklete 12-13°C-ra melegszik. Az ívóhelyen a hímek aránya 60-70%. Az ívás kisebb megszakításokkal április elejétől május végéig, néha június közepéig tart. A Közép-Dunán a szaporodási időszakban a víz hőmérséklete 8°C-tól 19°C-ig változhat, de az ívás szempontjából a 12-17°C víz hőfok tekinthető kedvezőnek. Ha a hőmérséklet 20-21°C fölé emelkedik, vagy 9,4°C alá süllyed, az ívás megszakad. A csoportosan történő ívás részletei kevésbé ismertek. Az erősen ragadós, megtermékenyült ikrák az aljzathoz tapadnak. Az ikra lerakását követően a nőstények azonnal elhagyják az ívóhelyet, viszont a hímek tovább maradnak és több nőstény ikráját is megtermékenyítik. Az ívó egyedek nem táplálkoznak a szaporodási időszakban (Shmidtov 1939, Lukin 1947, Janković 1958).

Az ívás helyszínének kiválasztását befolyásolhatja a folyó vízjárása és a tavaszi árhullámok hevedése. Az általában 7-15 m-es mélységben elhelyezkedő ívóhelyen a vízáramlás sebessége meghaladja a 1,5 m/s értéket, és az aljzatot finom szemcseméretű hordaléktól mentes, 1-7 cm szemnagyságú kavics alkotja. A Káma folyóban vizsgált ívóhelyek térségében a víz oxigéntartalma 6,86-8,31 mg/l tartományban változott (Shmidtov 1939). Ismertek olyan folyószakaszok, ahol évről évre rendszeresen megjelennek az íváshoz készülődő kecsegerajok. Más helyszíneken viszont csak bizonyos években tűnnek fel a szaporodási időszakban, többnyire a vízállástól függően. Ha egy korábbi ívóhelyen finom szemcséjű hordalék rakódik az aljzatra, akkor a kecsege elhagyja a területet.

### Korai egyedfejlődés

A korai egyedfejlődés időtartama döntő mértékben függ a víz hőmérsékletétől. Az ikrafejlődés szempontjából az optimálisnak tekintett 13-16°C víz hőmérsékleten 6-7 nap után kezdődik a kelés, 16-18°C-on 4-5 nap után. A hőmérséklet emelkedésével növekedik a rendellenességek gyakorisága, ami negatívan befolyásolja az embrionális fejlődést (Chebanov és Galich 2013).

A szabad embrió (nem-táplálkozó lárva) hossza 8-9 mm, tömege 0,008-0,011 g. A szabad embrió stádium 5-15 napig tart a hőmérséklettől függően. Az ún. gyertyázó úszó mozgást végző embriók a lassú vízáramlású mederszakaszokra sodródnak, mielőtt megkezdik önálló táplálkozásukat. A szikanyag felszívódásakor meginduló önálló táplálkozással kezdődik a lárvakor. Ekkor egy sötétszínű, pálcikaszerű melanin dugó távozik a végbélnyíláson keresztül, ami az embrionális fejlődés során az emésztőcsatorna hátsó szakaszán felhalmozódó pigment szemcsékből képződik.



**8. ábra: A kecsege szabad embriója (nem-táplálkozó lárva)**

A 18°C-os vízben fejlődő szabad embriók testhossza (TL) az 5. kelést követő napon (kkn)  $TL_{5kkn}$  13,1–15,3 mm, testtömege (w)  $w_{5kkn}$  0,012-0,019 g. Ekkor kezdenek megjelenni a melanin dugók, de külső táplálék még nem látható az emésztőrendszerükben. A páratlan úszók helyén egy összefüggő páratlan úszóredő húzódik testen. Már megfigyelhető a mell- és a hasúszó kezdeménye. A 10. kelést követő napon a  $TL_{10kkn}$  14,5-18,6 mm, a  $w_{10kkn}$  0,015-0,033 g. A melanin dugók távozása mellett néhány (3%) egyednél láthatóvá válik a külső táplálék az emésztőrendszerben. A páratlan úszók differenciálódása kifejezettebb. Az önálló táplálkozás megkezdése az egyedfejlődés kritikus szakasza. A 13. kelést követő napon a  $TL_{13kkn}$  14,8-20,5 mm, a  $w_{13kkn}$  0,013-0,047 g. Valamennyi egyednél megfigyelhető a külső táplálék az emésztőrendszerben (Rybnikár és társai 2011).

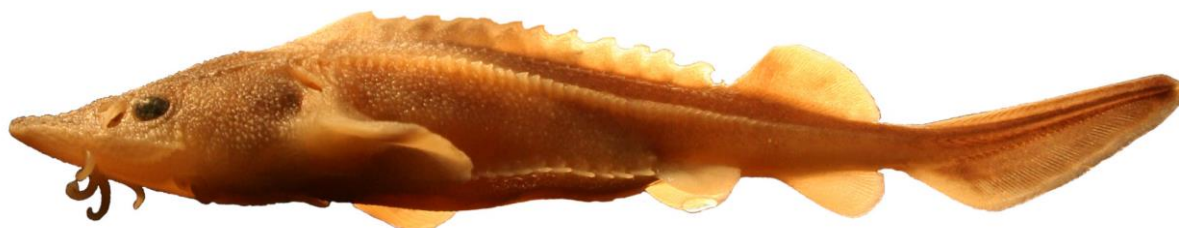




9. ábra: Kecsege lárva a 27. kelést követő napon: testhossz 30,7 mm ( $TL_{27kkn}$  22,8-40,3 mm,  $w_{27kkn}$  0,055-0,350 g). Az oldalsó vértörök kialakulása befejeződik. A háti vértörök kezdeményei között megfigyelhető az úszóredő maradványa (Rybnikár és társai 2011).



10. ábra: Kecsege lárva a 30. kelést követő napon: testhossz 35,3 mm ( $TL_{30kkn}$  24,0-47,6 mm,  $w_{30kkn}$  0,075-0,566). A háti vértörön kezd eltűnni az úszóredő. A hát és a farok úszóban kezdenek kialakulni az úszósugarak (Rybnikár és társai 2011).



11. ábra: Kecsege lárva a 37. kelést követő napon: testhossz 57,0 mm ( $TL_{37kkn}$  26,2-63,7 mm,  $w_{37kkn}$  0,095-1,263). Az úszóredő eltűnésével a lárvastádium végét ér. A hát-, a farok- és farokalatti úszók úszósugarai az úszó széléig nyúlnak, a hasúszó úszósugarai már láthatóak (Rybnikár és társai 2011)



12. ábra: Kecsege ivadék a 69. kelést követő napon: testhossz 111,4 mm ( $TL_{69kkn}$  89,5-114,7 mm,  $w_{69kkn}$  4,378-7,767). Folytatódik a farokúszó differenciálódása. Jelentős a bőr pigmentációja és a kültakaró fejlődése (Rybnikár és társai 2011)

## Táplálkozás

A kecsge táplálékát elsősorban az aljzaton, illetve annak közelében előforduló bentikus szervezetek alkotják. Ezek közül a vízi rovarlárva a legfontosabbak, mint az árvaszúnyogok (*Chironomidae*), tegzesek (*Trichoptera*), kérészek (*Ephemeroptera*), púposzúnyogok (*Simulidae*), álkérészek (*Plecoptera*), továbbá a kisebb puhatestűek (*Spherium*, *Pisidium*, *Viviparus* stb.), gyűrűsférgek (*Oligochaeta*, *Polycheata*, *Hirudinea*) és egyéb gerinctelenek (Sokolov és Vasil'ev 1989). A kérészek és álkérészek tömeges rajzásakor megfigyelhető, hogy a kecsge a vízből kiugorva, a levegőben kapja el a kirepülő rovarokat. Számottevő mennyiségben találtak planktonikus ágascsapú rákokat (*Cladocera*) és evezőlábú rákokat (*Copepoda*) a Volga nagyobb víztározóiban megtelepedő kecsgek gyomrában (Lukin és társai 1981). A fiatal egyedek többnyire árvaszúnyog és tegzes lárvalal táplálkoznak, a növekedésük során a tegzesek fogyasztása kerül előtérbe. A Volga-delta térségében a fiatal kecsge táplálékszervezetei között a bolharák (*Gammaridae*) dominanciáját (90%) mutattak ki (Polyaninova 1972). Alkalmanként nagyobb mennyiségben fogyaszthat halikrát, beleértve a tokfélék ikráját is (Khoroskho 1967). Szórványosan kisebb halak is előfordulnak a táplálékalkotók között (Aristovskaya 1954, Nagy 1987, Fieszl és társai 2011). A kecsge jelentősebb táplálék konkurensei a Volgában: vágó durbinca (*Gymnocephalus cernua*), dévérkeszeg (*Abramis brama*), karikakeszeg (*Blicca bjoerkna*) (Aristovskaya 1954).

A Duna Komárom és Párkány közötti szakaszán az 1950-es évek második felében gyűjtött kecsgek gyomortartalmának elemzése során 46 féle táplálékalkotót azonosítottak. Az elfogyasztott szervezetek között a bentikus vízi rovarok domináltak, elsősorban az árvaszúnyog lárva és bábok, valamint a kérészek és tegzesek lárvai. A kérészek között kiemelkedő volt a dunavirág (*Ephoron virgo*) gyakorisága és mennyisége. A hím és a nőstény kecsgek táplálékának összetételében kismértékű eltérés volt kimutatható. A nőstények gyakrabban fogyasztottak gyűrűsférgeket (*Oligochaeta*), a hímek táplálékában pedig az áramló vizekben élő reofil rovarlárva aránya volt nagyobb. Az eltérés alapján arra lehet következtetni, hogy a nőstények táplálékkereső területe kiterjed a lassabban áramló folyószakaszokra és a nem áramló mellékágakra is, ahol az aljzatot finomabb szemcseméretű üledék fedi (Nagy 1987). A Duna Nagymaros és Vác közötti szakaszán az 1990-es évek kezdetén vizsgált kecsgek gyomortartalmában a tegzesek és árvaszúnyogok lárvai, valamint a felemászlábú rákok (*Amphipoda*) voltak a legjelentősebb táplálékalkotók. Az elfogyasztott szervezetek között azonosított halmaradványok mindegyike márna (*Barbus barbus*) ivadék volt (Fieszl és társai 2011).

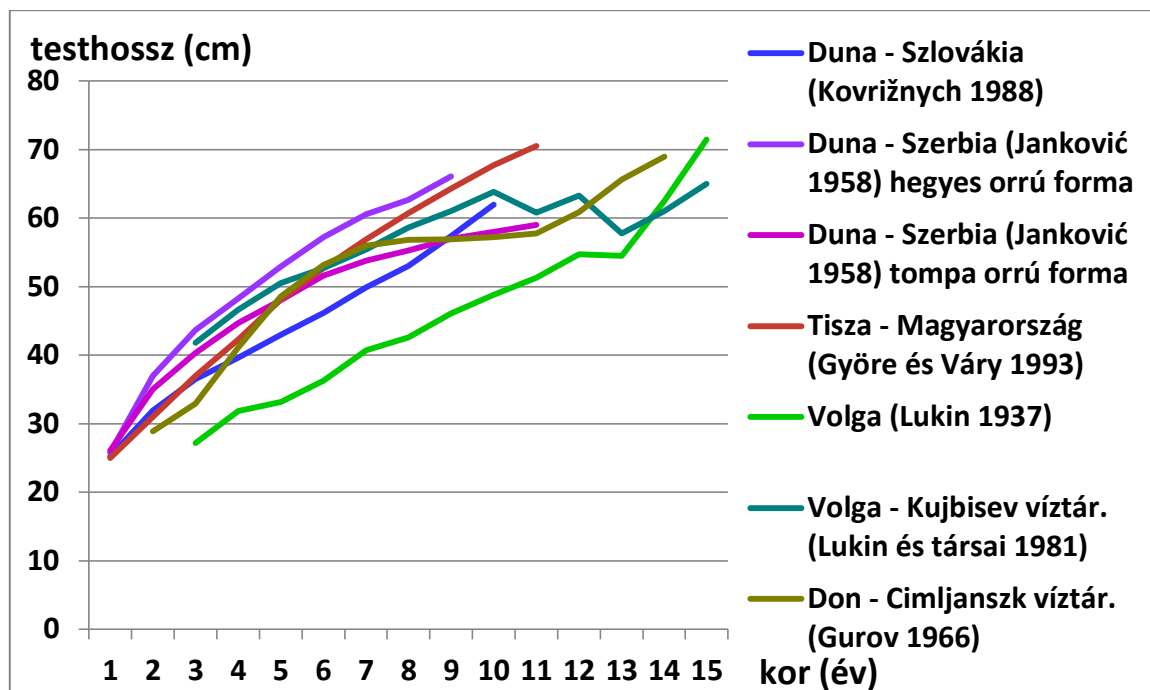
## Populációdinamika

### Koreloszlás, növekedés, mortalitás

A kecsge rövid élettartamú fajnak tekinthető az *Acipenser* nemzetségben belül. A legidősebb ismert példánya 27 éves volt, amit a volgai kujbisevi víztározóban fogtak (Lukin és társai 1981). Számos populáció vizsgálata alapján megállapítható, hogy nőstények lényegesen tovább élnek, mint a hímek (Sokolov és Vasil'ev 1989).

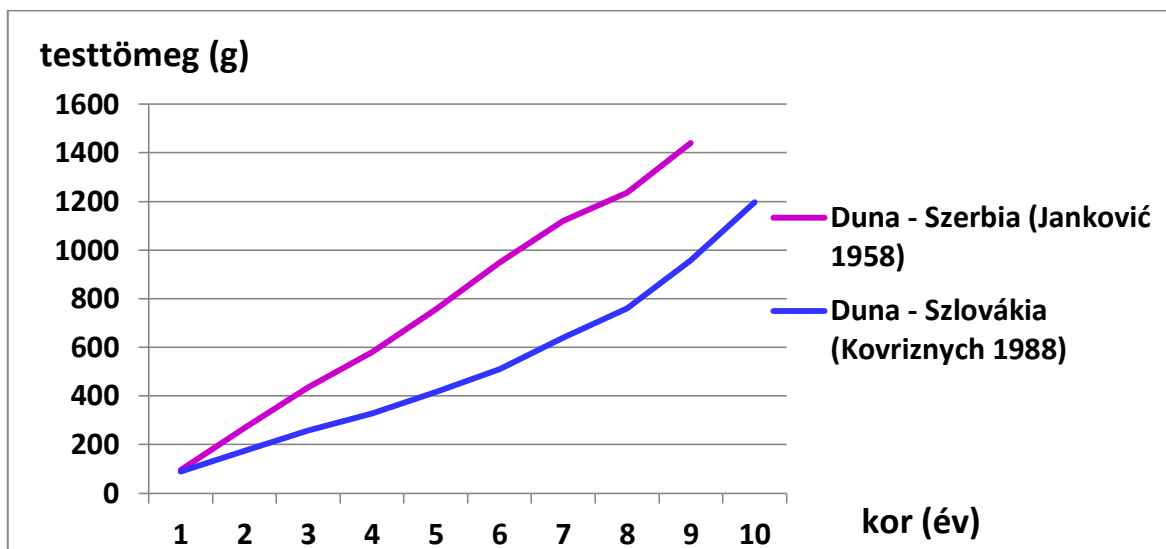
A kecsge növekedésében jelentős eltérések tapasztalhatóak a különböző folyami vízrendszerekben (13. ábra). Viszonylag gyors testhosszgyarapodást mutattak ki a Duna szerbiai (korábban jugoszláv) szakaszán, különösen a hegyes orrú forma esetében (Janković 1958). A hegyes és a tompa orrú forma növekedési sebessége más populációkban is elkülöníthető, de van ahol az utóbbi növekedése a gyorsabb. Jelentősnek tekinthető a tiszai populáció növekedési sebessége is (Györe és Váry 1993), a közép-volgai állományt viszont lényegesen lassúbb növekedés jellemzi (Lukin 1937). A volgai adatok

szerint a duzzasztott folyószakaszokon, mint amilyen a kujbisevi víztározó térsége, gyorsabb a kecsége növekedése, mint a duzzasztás által nem érintett folyószakaszokon (Lukin 1937, Lukin és társai 1981, Gurov 1966), feltehetően a jobban felmelegedő víztömeg miatt.



13. ábra: A kecsége testhosszának évenkénti növekedése különböző vízterületeken

A publikált növekedési vizsgálatok során megmért halak testhossza nem haladta meg a 80 cm-t. A Tiszában gyűjtött 458 egyed között a legnagyobb példány hossza 72 cm, testtömege 2,45 kg, kora 11 év volt (Györe és Váry 1993). Kivételesen azonban nagyobb, 100 cm-nél hosszabb példányok is előkerülnek. A magyarországi horgászok közöttett fogásai között egy 9,98 kg-os példány a legnagyobb, amely Tiszabездé határában akadt horogra 2019 októberében. A Duna szlovák-magyar szakaszán egy 2016-ban végzett tudományos felmérés során gyűjtött kecségék között a legnagyobb példány testhossza 92 cm, testtömege 8,05 kg volt (Kubala és társai 2018).



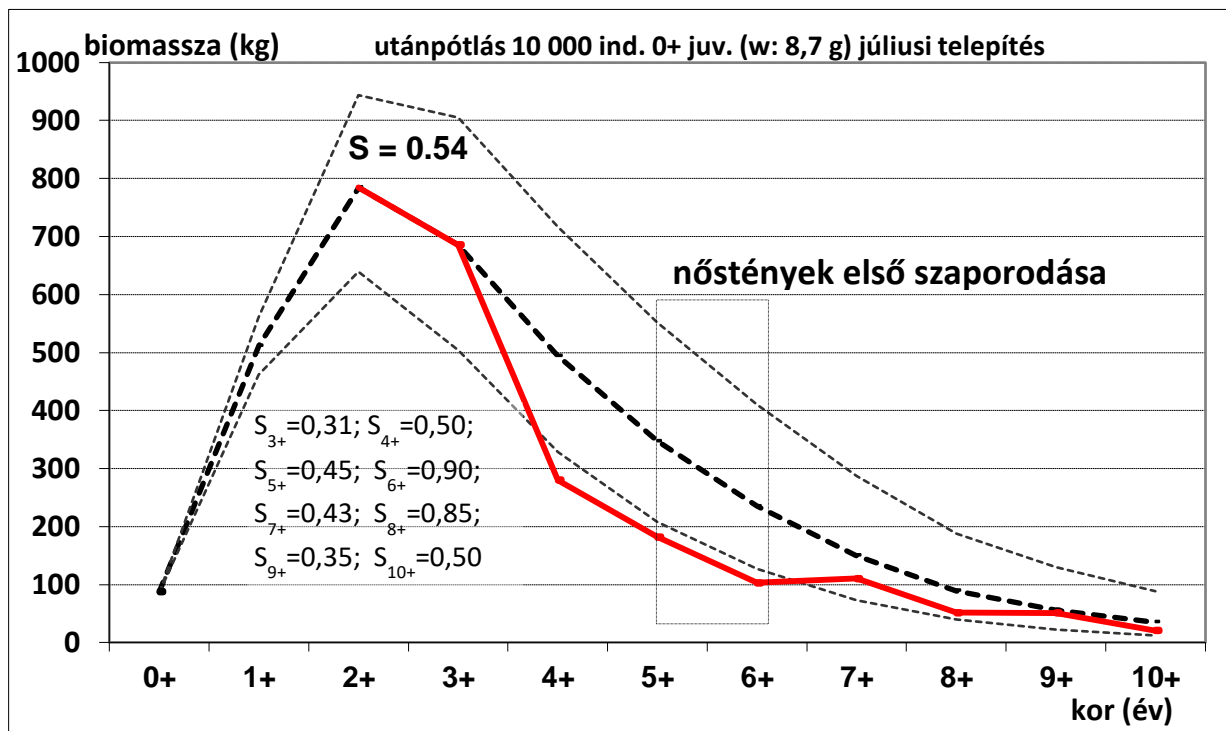
14. ábra: A kecsége testtömegének évenkénti növekedése a Duna szlovák-magyar és szerbiai szakaszán

A kecsge testhossz ( $L_t$ ) és testtömeg ( $w$ ) összefüggését a szlovák-magyar Duna-szakaszon végzett mérések alapján (Holčík 1983) az alábbi egyenletet írja le (cm és g mértékegységgel):

$$w = 0,0143 * L_t^{2,86275}$$

A hazai kecsge populációk dinamikájára vonatkozó ismeretanyagot az adathiány jellemzi általában. A Tisza Csongrád és Szeged közötti szakaszán az 1987 és 1991 közötti időszakban gyűjtött minták alapján ( $n=496$ ) a halászok fogásában a 47-55 cm hosszú, az 5-6 éves kecsgek gyakorisága volt a legnagyobb (55%). A halászeszközök szelektivitása miatt a fiatalabb korcsoportok (2-3 éves) részaránya alacsony volt (6%) a kifogott halak között. A populáció 5-11 éves korcsoportjainak területegységre jutó biomasszájának becsült értéke 6,49 kg/ha, a halászattal kifogott mennyiség pedig 1,77 kg/ha volt a közel 85 km hosszú folyószakaszon. Mindkét érték kiemelkedőnek tekinthető a Csongrád feletti folyószakaszokon végzett állománybecslések adataihoz viszonyítva (Györe és Váry 1993).

A szerbiai Duna-szakaszon az 1950-es években gyűjtött kecsgek ( $n=1246$ ) koreloszlására vonatkozó adatok (Janković 1958) elemzése alapján a 3+ és 10+ közötti korcsoportokra jellemző átlagos éves túlélési ráta 54% ( $S=0,54$ ). A közölt adatokból megbecsülhető a kecsge évenkénti növekedése, a testhossz-testtömeg összefüggése és a korcsoportok éves túlélési rátája. A becsült paraméterekből következtetni lehet a telepített egyedekből létrejövő állomány biomasszájának várható alakulására (Guti 2008). Például, 10 000 példány egynyaras (0+ korú) kecsgeivadék (10 cm, 8,7 g) várható biomasszája öt év múlva (5+) mintegy 350 kg (210-550 kg, 95% konfidenciaszint) (15. ábra).



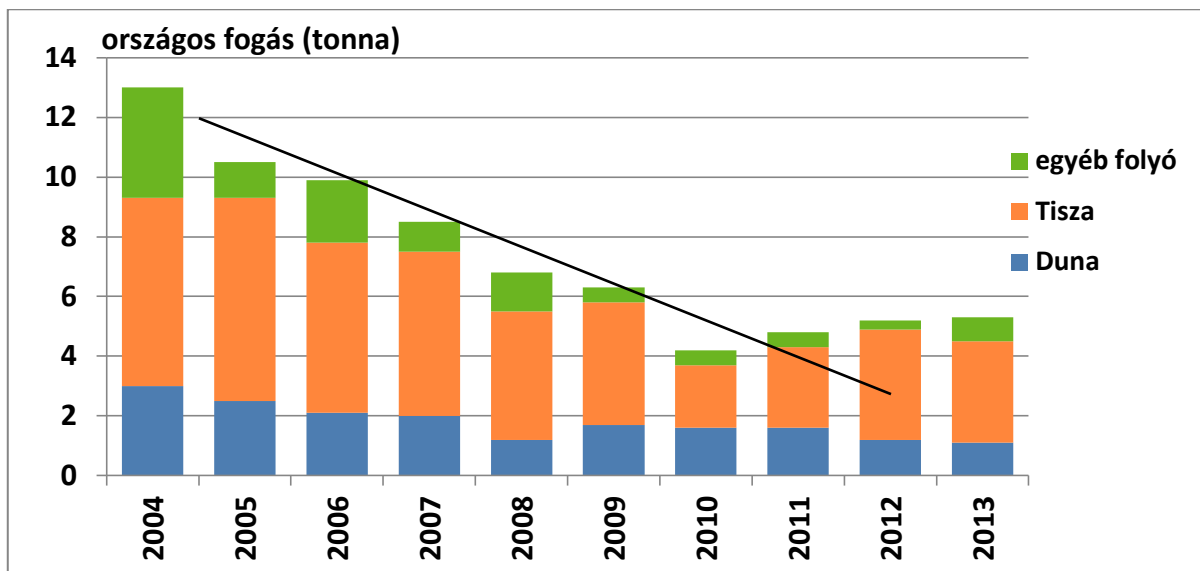
15. ábra: A kecsge várható biomasszájának alakulása 10 000 egyed egynyaras (0+) ivadék telepítése esetén. Folyamatos piros vonal: a populációban az 1950-es években tapasztalt koreloszlás szerint számított biomassza. Szaggatott vonal: modell alapján számított biomassza, vékony szaggatott vonal: 95%-os konfidencia-intervallum. A modellezett és a tapasztalt értékek különbsége feltehetően a halászati tevékenység hatását jelzi.



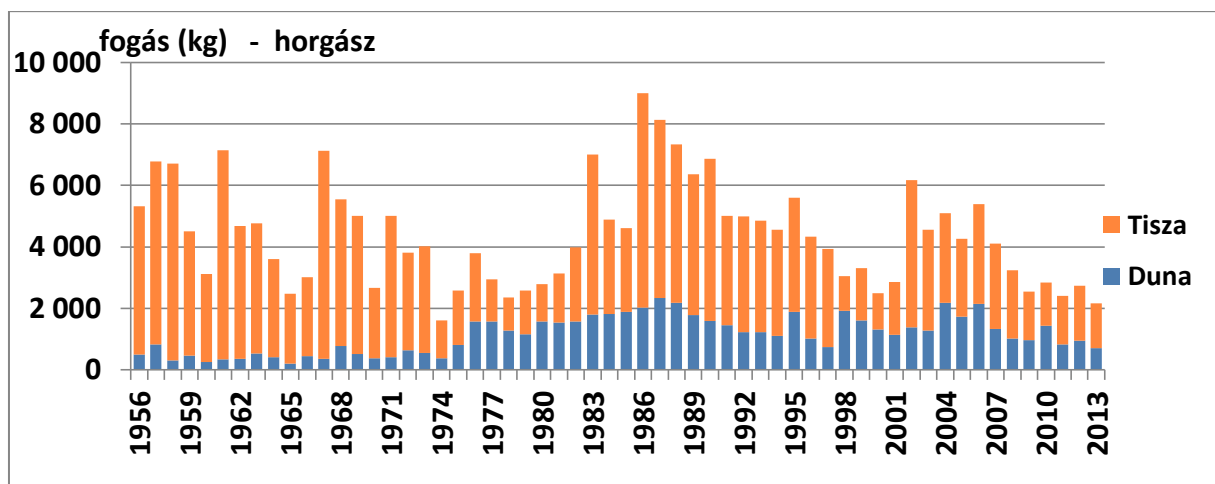
### A hazai állományok hosszúidejű változása

Magyarországon nem működik a kecsge populációk tanulmányozására alkalmas monitorozó rendszer, eltérően a legtöbb Duna menti ország kutatási gyakorlatától (Guti 2021). A közvetlen vizsgálatok hiányában a hazai állományok hosszú idejű változása csak mértéktartóan jellemezhető a halászat és a horgászat fogási adatsorainak elemzésével (Guti 2008, 2014, Guti és Gaebele 2009, Suciú és Guti 2012). Az országos halfogási adatsorokban általában nem jelentős a kecsge mennyisége, a 2004 és 2013 közötti évtizedben 0,99% volt a részesedése a teljes halfogásban, csökkenő tendenciával.

Az összes fogás 60%-a Tiszából, 24%-a Dunából és 16%-a egyéb folyókból származott a 2004-től 2013-ig terjedő időszakban (16. ábra). A fogásokat valamennyi vízterületen csökkenő trend jellemezte, amely az egyéb folyókon volt a legnagyobb mértékű.



16. ábra: Az országos kecsgefogás (halászat és horgászat) csökkenő trendje a 2004 és 2013 közötti időszakban (OHA adatbázisa alapján).



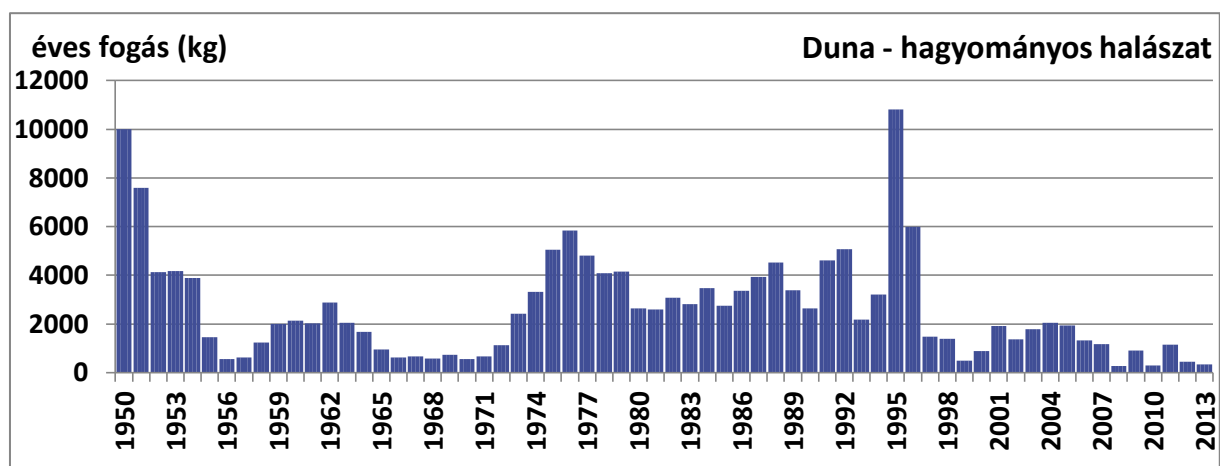
17. ábra: A horgászok éves kecsgefogása a Dunában és a Tiszában az 1956 és 2013 közötti időszakban. (MOHOSZ és OHA adatbázisa alapján).

A horgászok dunai és tiszai kecsgefogásának összesített adatai az 1950-es évek közepétől ismertek (17. ábra). Jelentős ingadozások figyelhetők meg mindkét vízrendszer adatsorában, amelyek között kevés a hasonlóság. A Dunában az 1950-es évek közepétől az 1970-es évek közepéig többnyire 500 kg alatt volt az éves fogás, majd az 1970-es évek közepén háromszorosára nőtt és az 1980-as évek végéig általában meghaladta az 1500 kg-ot. Az 1990-es évek többnyire 1000-1500 kg között ingadozó fogásait követően a 2000-es évek közepén egy rövid időszakban a 2000 kg-ot is meghaladta a kifogott mennyiség, majd a 2010-es évek kezdetére 1000 kg alá csökkent.

A Tiszában az 1950-es évek közepétől az 1970-es évek kezdetéig 2000 és 7000 kg között ingadozott a kecsgefogás, hatszorosan és egyes években húszszorosan is meghaladva a dunai horgászok fogásait. Az 1970-es évek közepétől az 1980-as évek kezdetéig 1000-2000 kg-ra csökkent a kifogott halak mennyisége, ami nem érte el az akkori dunai fogás mértékét. Az 1980-as évek első felében jelentős növekedés kezdődött, az eredmények meghaladták a 3000 kg-ot, és egyes években a 7000 kg-ot is megközelítve, majd az 1990-es években ismét csökkenő tendencia alakult ki. A 2000-es évek első felében az 1000 és 2000 kg között ingadozó fogási adatok 4000 kg fölé emelkedtek, majd az évtized második felétől megfigyelhető hanyatló trenddel 2000 kg alá csökkentek a 2010-es évekre.

A kecsge populációk mennyiségi változását a horgászok halfogási adatsorai korlátozottan jelzik a következő okok miatt: 1) az elmúlt évtizedek horgászati tevékenységének intenzitását mutató horgásznapok száma nem ismert, 2) a horgászattal kifogható halak mennyiségét kvóták szabályozzák, ezért a kvótát meghaladó fogások mennyisége nem ismert, 3) a horgászat eredeti táplálékszerző szerepe egyre inkább háttérbe szorul, ezért a horgászok a kvótától függetlenül is visszaeresztik a kifogott halak egy részét, és ezek mennyisége sem ismert.

A kereskedelmi halászat adatsorai más módon tükrözik a halállomány alakulását. A halászok eszközhasználata és létszáma kevésbé változott hosszabb távon és mennyiségi kvóták sem korlátozták a zsákmányukat. A halászati tevékenység intenzitására és annak változására vonatkozóan ugyanakkor hiányosak a rendelkezésre álló adatok.

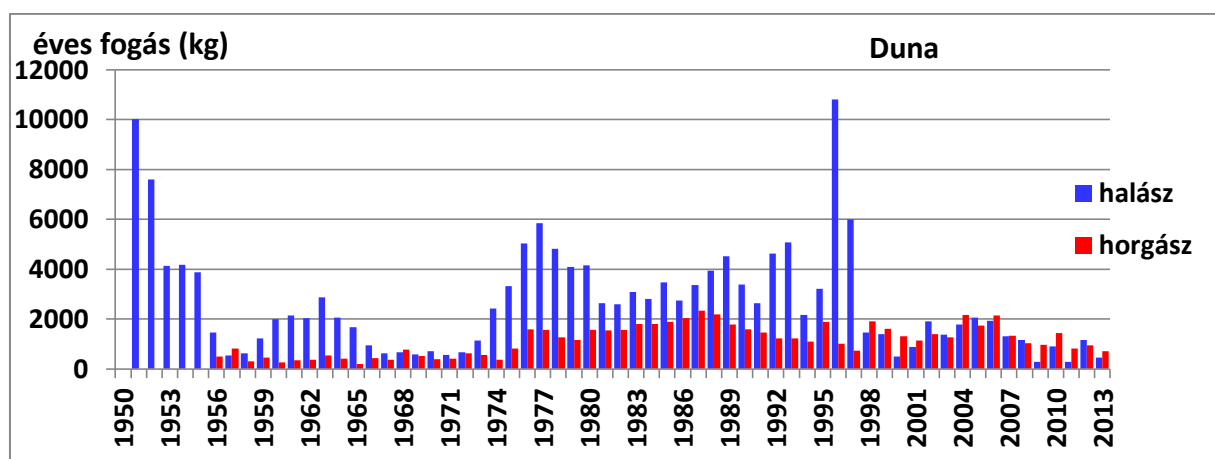


18. ábra: A halászok éves kecsgefogása a Dunában az 1950 és 2013 közötti időszakban. (Tóth 1979, HALTERMOSZ és OHA adatbázisa alapján)

A dunai halászok kecsge fogása az 1950-es évek kezdete óta követhető különböző dokumentumokban (18. ábra). A 20. század első feléből nem ismertek a fogási adatok, de az egykori feljegyzések szerint az 1930-as évekig a magyarországi Duna-szakasz minden részén nagy

mennyiségben halászták. Az 1930-as évektől az 1940-es évek közepéig átmenetileg gyérült az előfordulása a Budapest feletti szakaszon. Az 1940-es évek második felében újra nagy rajok jelentek meg a teljes hazai folyószakaszon (Tóth 1960). Az 1950-es évek első felében azonban rohamosan hanyatlott az állomány mérete Budapest felett és alatt egyaránt, öt év alatt 10 000 kg-ról közel 500 kg-ig csökkent az éves fogás. Az 1970-es évek kezdetéig 1 200 kg körül ingadoztak az eredmények, majd az 1970-es évek első felében határozott növekedés kezdődött, megközelítve a 6 000 kg-os szintet. Az 1990-es évek közepéig 3 000 kg körüli fluktuált a kifogott halak mennyisége. Kiemelkedő volt az 1995-ben elért csaknem 11 000 kg-os fogás, de azt követően viszont egy rendkívül gyors hanyatlás következett be, és négy év alatt 500 kg alá esett vissza a halászott mennyiség. A több mint 95%-os csökkenés alapján feltehetően túlhalászták a kecsgeállományt 1995-ben, továbbá egy 1998-ban bekövetkezett vízszennyezés is hozzájárulhatott a populációk gyérüléséhez (lásd a Rendkívüli vízszennyezések c. fejezetet). A 2000-es évek első felében 2 000 kg-ig emelkedtek a fogási eredmények, majd az évtized második felétől kezdődő hanyatló trend mellett többször is a 300 kg-os szintig süllyedtek. A halfogásokra számottevő hatással lehetett a hagyományos halászat fokozatos szervezeti átalakulása is az 1990-es évektől.

A halászok dunai kecsgefogásában megjelenő ingadozás csak néhány időszakban mutatott párhuzamot a horgászok fogási adataival (19. ábra). A fogások növekedése az 1970-es években és hanyatló trendje a 2000-es évek közepétől mindkét adatsorban megfigyelhető. A hasonló tendenciák alapján nagyon valószínű, hogy a dunai kecsge populáció egyedszáma jelentősen növekedett az 1970-es években, majd csökkent az ezredfordulót követően. Az 1990-es évek kezdetétől azonban kevésbé összefüggő változások jellemezték a halászat és a horgászat adatait. A hagyományos halászati tevékenység intenzitása feltehetően megváltozott a szervezeti átalakítások következtében, és amikor a halászok nagyobb mennyiségű kecsget távolítottak el a populációkból, akkor az mérséklően hatott a horgászok fogásaira. A horgászok számának növekedésével a horgászati intenzitás is változott az adott időszakban.

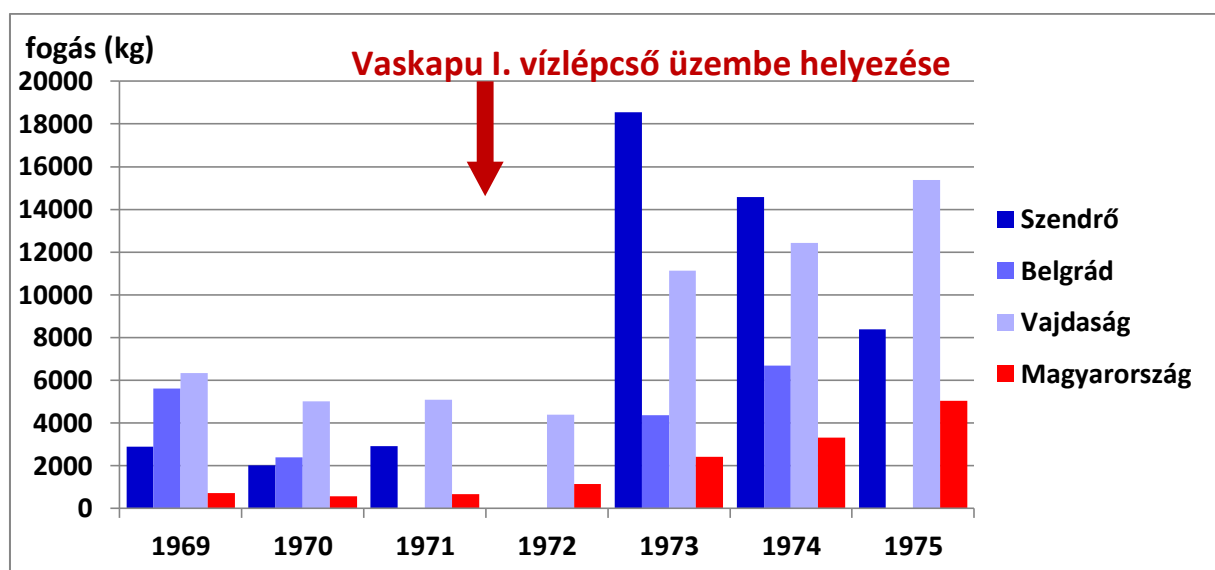


19. ábra: A dunai halászok és a horgászok éves kecsgefogása az 1950 és 2013, illetve az 1956 és 2013 közötti időszakban.

Az 1970-es években tapasztalt dunai állománynövekedéssel kapcsolatban eltérő vélemények találhatóak a szakirodalomban. Vitatott, hogy a fogási eredmények felfutása milyen mértékben tulajdonítható a rendszeres ivadéktelepítéseknek és milyen mértékben a hidrológiai viszonyok változásainak. Többen képviselik azt a véleményt, hogy a szaporításból származó ivadék telepítésének volt meghatározó szerepe a kecsge populációk növekedésében (Pintér 1989, Horváth

és társai 1991, Ittzés és társai 2019). A telepítésre alkalmas kecsgeelárvákat az 1970-es évek második felétől kezdte el nagyobb mennyiségben előállítani a százhalombattai TEHAG és a szarvasi HAKI, de ekkor még a tokfélékből származó hipofízis hiánya hátráltatta a nagyüzemi termelést. A szaporítás technológiája 1986-tól kezdett jelentősen fejlődni, a hipofízis kivonatot helyettesítő szintetikus hormonok alkalmazásával. A kecsgeivadék dunai telepítése nem volt rendszeres. A hiányos a dokumentációból ismert adatok szerint 1988-ban 80 000 db., 1991-ben 3 000 db., 1992-ben 5 000 db., 1996-ban, 1999-ben és 2000-ben évente 20 000 db, 2002-ben pedig 60 000 db előnevelt ivadékot telepítettek a Duna hazai szakaszán (Guti 2015).

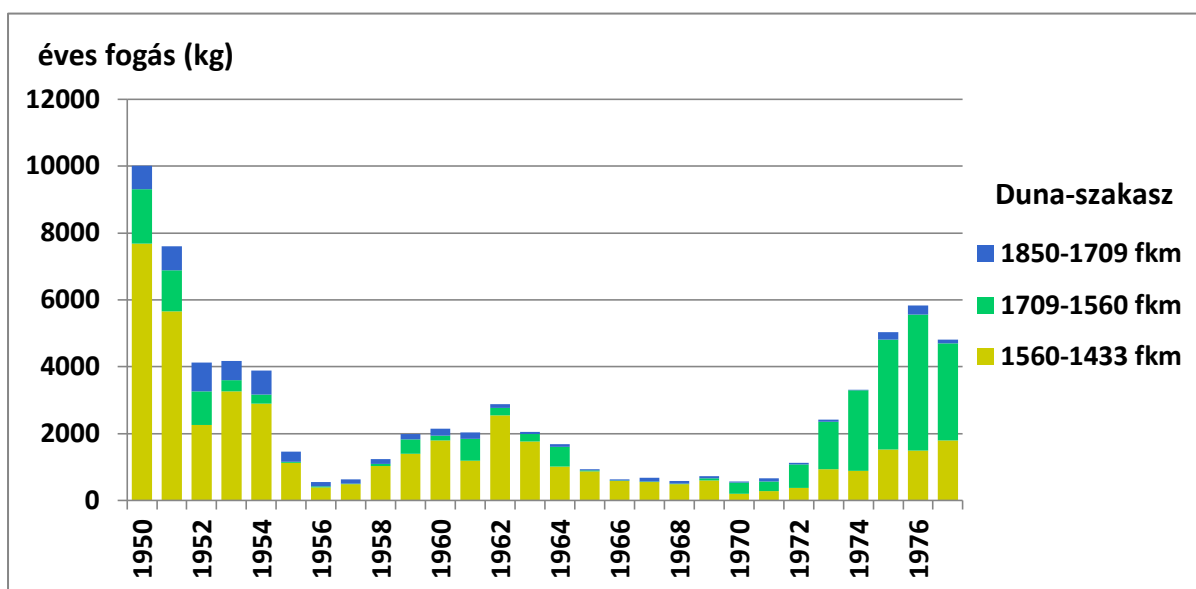
A dunai halászok halfogási adatait elemezve azonban megállapítható, hogy az 1970 és 1974 közötti időszakban, azaz a TEHAG működését megelőző öt évben és az üzemi kecsgeeszaporítás kezdete előtt már hatszorosa volt a dunai kecsgefogás növekedése, ezért nem megalapozott Ittzés és társainak (2019) az az állítása, hogy a kecsge fogások az 1970-es évek elejétől megindult telepítések hatására kezdtek<sup>2</sup> növekedni. Az állomány látványos gyarapodása környezeti változással magyarázható elsősorban. Ebben az időszakban Vaskapu I. vízerőmű üzembe helyezése jelentős hidraulikai változást okozott az Al-Duna térségében. A vízlépcső építését 1971-ben fejezték be. A duzzasztással létrehozott 135 km hosszú víztározóban évente 26 millió tonna lebegtetett hordalék ülepedik ki a lassuló vízáramlás következtében (Teodoru és Wehrli 2005), ami kedvezőtlenül módosította a helyi kecsge populáció élőhelyét. A szerbiai (jugoszláv) Duna-szakaszon történt halfogások változása egyértelműen jelzi, hogy a kecsgeállomány jelentős része felfelé vándorolt a duzzasztott mederszakaszról. Az 1970-es évek elején számottevően csökkent a kecsge gyakorisága a víztározó térségében, ugyanakkor a duzzasztással kevésbé módosított szendrői (Smederovo, 30-40 km-rel Belgrád alatt) szakaszon nyolcszorosára nőtt a mennyisége a halászok fogásában (20. ábra). A következő években a vajdasági és a magyarországi Duna-szakaszon is gyarapodott a kecsgefogás, ezért igen valószínű, hogy az Al-Dunáról felvándorló állomány terjedését jelzi a halászati eredmények gyors növekedése (Tóth 1979, Hensel és Holčík 1997).



20. ábra: A dunai halászok kecsgefogása a Vaskapu I. vízlépcső tározója feletti Duna-szakaszokon az 1969 és 1975 közötti időszakban. (A szerbiai Duna-szakasz fogási adatai Mirjana Lenhardtól).

<sup>2</sup> Más fajok állománya is telepítések nélkül növekedett, például a kormoráné.

Az 1970-es években, amikor a kecsgeállomány gyarapodása megmutatkozott a hazai Duna-szakasz halászati eredményében, a fogásokat elsősorban az Esztergom és Paks közötti szakaszon fogott halak növelték jelentősen (21. ábra). Az 1960-as évek végéig a Paks alatti folyószakaszon fogták a kecsgék 70-90%-át. A halfogások arányainak változása arra utal, hogy az állomány jelentős része a Duna középső szakaszán, és annak is felső részén összpontosult. Ennek egyik oka lehet, hogy a Budapest alatti folyószakasz vízminősége sokat romlott az 1950-es években kezdődő iparfejlesztések következtében. Például a Dunai Vasmű szennyvízbeömlése alatt 800 m-rel 3 mg/l fenol koncentrációt mértek 1957-ben (Tóth 1960). A határértékeket lényegesen meghaladó fenol szennyezés, illetve az iparterületek szennyvizei riasztóan hatottak a kecsgeire, és a nagyobb szennyvíz-terhelések megjelenése időszakos akadályokat is képezhetett a felfelé vonuló kecsgerajok előtt. A vízminőség problémája nem csak a kecsgét érintette kedvezőtlenül, hanem a táplálkozását tekintve a kecsgehez hasonló, bentikus szervezetekkel táplálkozó márnát is, amelynek populációja ugyancsak kritikus szintre csökkent ebben az időszakban (Tóth 1960).

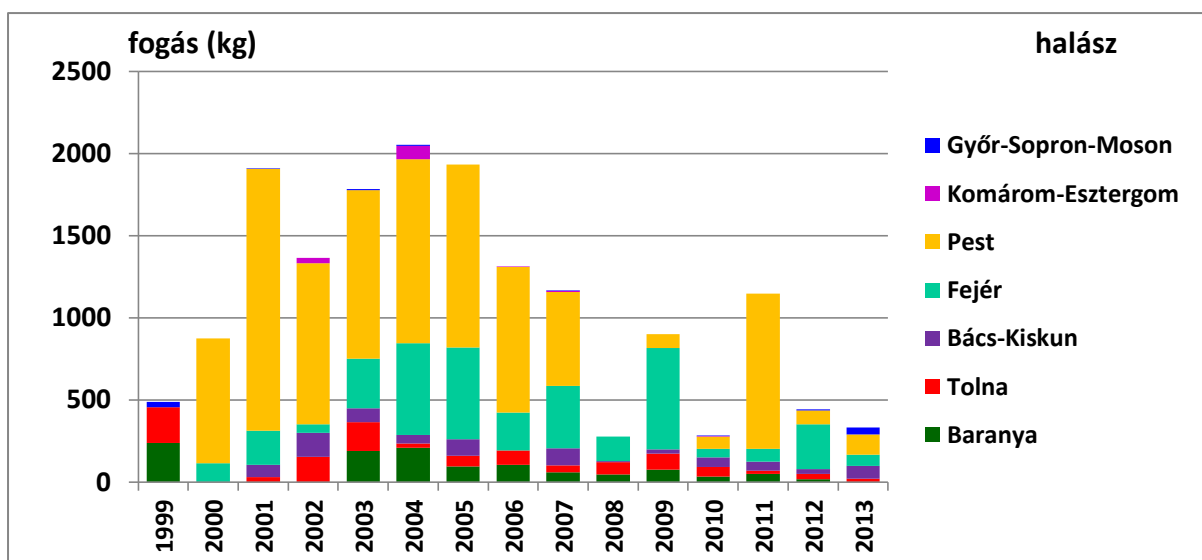


21. ábra: A halászat kecsgefogásának mennyiségi eloszlása a magyarországi Duna-szakasz mentén az 1950 és 1977 közötti időszakban. (Tóth 1979 adatai alapján).

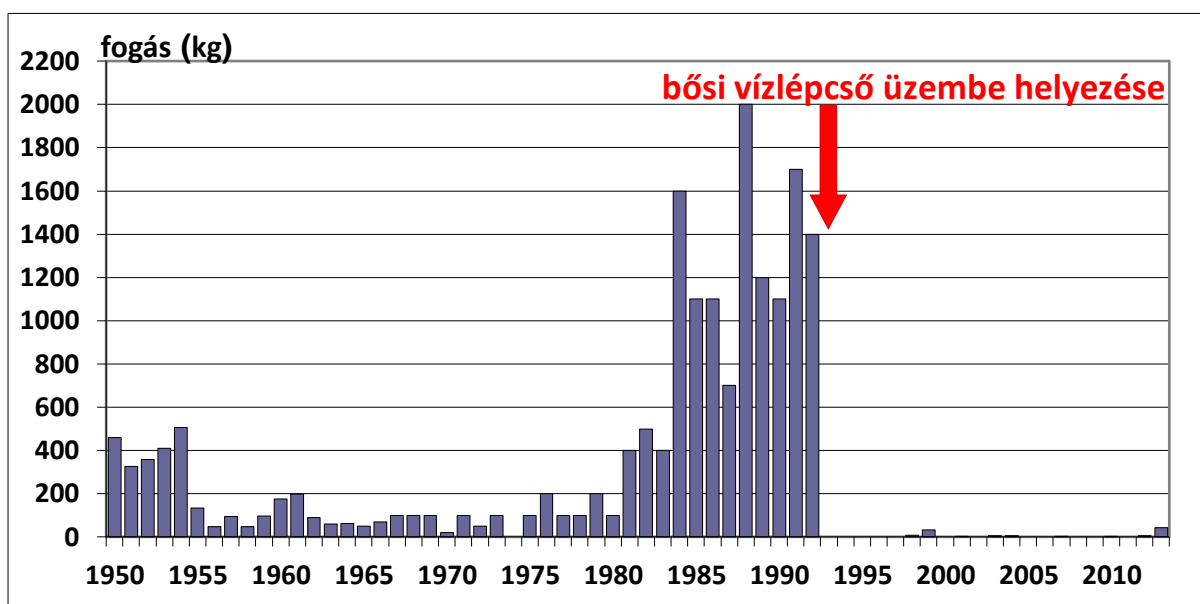
A 21. század kezdetére jelentősen javult a Duna vízminősége, ugyanakkor a halászok dunai kecsgefogása nem érte el az 1970-es években jellemző szintet. A korábbi fogási eredményekkel történő összehasonlításnál azonban figyelembe kell venni, hogy a három évtized alatt a kereskedelmi halászat intenzitása lényegesen csökkent, ugyanakkor a horgászat számottevően fejlődött. A 2000-es években Pest megyében fogták a legtöbb kecsgét a Dunából (22. ábra). Győr-Moson-Sopron és Komárom-Esztergom megyében jelentéktelen mennyiségű fogást jeleznek az adatsorok. A Komárom és Esztergom közötti folyószakaszon ekkor már megszűnt a hagyományos folyami halászat. Például 2004-ben 82 kg kecsge mellett 7 kg márnát fogtak, ami a kisszerszamos halászok zsákmánya lehet. Győr-Moson-Sopron megyében viszont még intenzív volt a kereskedelmi halászat az adott időszakban, ezért az elenyésző kecsgefogás a helyi populáció változását tükrözi. Például a 2004-es fogási adatokban közölt 5 kg kecsge mellett több mint 11 000 kg márnát fogtak (OHA).

Győr-Moson-Sopron megyében elsősorban a szigetközi Duna-szakaszon halásztak kecsgét korábban. Az 1950-es évek óta regisztrált fogási adatsorban (23. ábra) hasonlóak a trendek, mint a folyó többi szakaszán a bósi vízlépcső üzembe helyezésének időpontjáig (1992), amikor két nagyságrendet

csökkent a kecsgefogás egy év alatt, és azután is jelentéktelen szinten maradt. A bősi vízerőmű üzemelése alapvetően megváltoztatta a kiterjedt szigetközi mellékágrendszer vízellátását. A Duna vízhozamának csaknem 80%-át a vízerőmű üzemvízcsatornája vezeti le, elkerülve a mellékágrendszert 40 km hosszú szakaszon. Az 1980-as években a kecsgefogás többnyire az alsó-szigetközi Bagaméri-mellékág 4 km-es szakaszán történt, a tavaszi és kora nyári időszakban. Ebben a térségben lehetett a helyi populáció ívóhelye. A mellékág vízellátásának csökkenése egy intenzív feliszapolódási folyamat kialakulásához vezetett 1992-től, amelynek következtében a kecsge korábbi élőhelyén 346 000 m<sup>3</sup> finom szemcseméretű hordalék (közel 60 cm vastag iszapréteg) rakódott le az 1993 és 2005 közötti időszakban az eredetileg kavicsos aljzaton (Rákóczi és Sass 2005). Az ívási aljzat megváltozása gátló tényezőként hat a tokfélék szaporodására (Rochard és társai 1990, Reinartz 2002), ezért valószínű, hogy a kecsge gyors eltűnése a szigetközi Duna-szakaszon az egykori ívóhely megváltozására, annak intenzív feliszapolódásra vezethető vissza.



22. ábra: A halászat kecsgefogásának megyék szerinti mennyiségi eloszlása a magyarországi Duna-szakasz mentén az 1999 és 2013 közötti időszakban. (OHA adatbázis alapján).



23. ábra: A halászat kecsgefogása a Duna szigetközi szakaszán az 1950 és 2013 közötti időszakban. (Jancsó és Tóth 1987, Guti 2006 és OHA adatbázis alapján)

## Hasznosítás

A Duna vízrendszerében a kecsge halászati jelentősége kiemelkedő volt az elmúlt évszázadokban. Az emberi tevékenység környezetterhelő hatásait jobban tolerálta, mint a tokfélék többi faja, ezért a 21. század kezdetéig számottevő mennyiségben fogták a halászok (átlagos fogás 10,7 t/év 1950-2000 között) és horgászok (átlagos fogás 5,5 t/év 1950-2000 között) a nagyobb hazai folyókban. Az 1980-as és 1990-es években kecsge halászata a Dunán Paks és Győr (itt csak 1992-ig), a Tiszán Szeged és Szolnok térségére koncentrált.

A természetes vizek halászatának fejlesztésére az 1970-es években kidolgozott koncepció nagyszabású tervei nem valósultak meg, és a kereskedelmi célú halászat nem találta meg a helyét a látványosan fejlődő horgászat mellett. Az 1990-es években meggyengült a halászati szakigazgatóság és azt követően megfigyelhető volt a kereskedelmi halászat felszámolására irányuló törekvés a horgászat fokozatos térnyerése mellett (Pintér 1995). A természetesvízi halgazdálkodásban bekövetkezett szemléletváltást mutatja a halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló 2013. évi CII. törvény (Hhvtv.), amely megszüntette a természetes vizeken történő kereskedelmi halászatot. A *halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról szóló 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet* a „nem fogható” halfajok közé sorolta a kecsgét 2014-től, ezért a természetesvízi fogásából származó kecsge hasznosítására gyakorlatilag nincs lehetőség. A fogyasztói igényeket akvakultúrában nevelt kecsge termelésével elégítik ki jelenleg. Az étkezési kecsge éves termelési volumene mintegy 10-15 tonna Magyarországon (Rideg Á. szóbeli közlés).

## Természetvédelmi státusz

A kecsge természetvédelmi szempontból jelenleg nem minősül védett fajnak Magyarországon, az IUCN (Természetvédelmi Világszövetség) által összeállított nemzetközi vörös lista (<http://www.iucnredlist.org>) ugyanakkor veszélyeztetett fajoként tünteti fel. A veszélyeztetett státusz értelmében a faj állománya jelentősen megfogyatkozott a 19. század óta, és a vadon élő populációk kipusztulásának nagy a valószínűsége.

A kiemelkedő természeti értéket képviselő hazai halak 1974-től természetvédelmi oltalom alatt állnak. A kecsge 1974-től 1982-ig védett fajnak minősült, de a védettsége ellenére folyamatosan fogták a halászok és a horgászok évente átlagosan 12 tonna (kb. 23 000 példány/év) mennyiségben. A védett státusz megszüntetését követően a hasznosítását tilalmi időszakokkal (III.1.-V.31.), méretkorlátozással (40 cm) és a horgászatát fogási kvótával (3 db/nap) is szabályozták. A méretkorlátozást 1998-ban 45 cm-re módosították. A korlátozó intézkedések és az ismételt ivadéktelepítések ellenére csökkenő trend alakult ki a fogási adatsorokban az 1990-es évek végétől. A kedvezőtlen folyamat megállítását célozza a már említett 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet, amely a kecsgét a „nem fogható” halfajok közé sorolta, ezért jelenleg csak halgazdálkodási hatóság által kiadott fogási engedéllyel halászható, illetve hasznosítható.

A kecsge védelmét számos nemzetközi egyezmény is szabályozza. Ezek közé tartozik többek között az ENSZ Környezetvédelmi Programjának (UNEP) védnöksége alatt 1979-ben létrejött *Egyezmény a vándorló vadon élő állatfajok védelméről* (Bonni Egyezmény), amelynek célja a vándorló fajok összehangolt, nemzetközi védelmének és kutatásának elősegítése. Magyarország 1983-ban csatlakozott az egyezményhez. A konvenció értelmében, a mellékleteiben felsorolt veszélyeztetett és kedvezőtlen védelmi helyzetű fajok kipusztulásának megakadályozása érdekében a fontos

élőhelyeket meg kell őrizni, vagy helyre kell állítani ahol az megoldható, továbbá a fajok vándorlását jelentősen gátló tevékenységek és akadályok káros hatását meg kell előzni, vagy a megfelelő módon ellensúlyozni és minimálisra csökkenteni. Az Egyezmény hatálya alá tartozó fajok jogi védelmét a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény, és a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. KöM rendelet biztosítja. (A kecsége az egyezmény II. mellékletében szerepel).

A kecsegét érintő további lényeges nemzetközi megállapodás az Európai Gazdasági Közösség keretében 1979-ben létrejött *Egyezmény az európai vadon élő növények, állatok és természetes élőhelyeik védelméről* (Berni Egyezmény), amelynek alapvető célkitűzése, hogy a vadon élő növények és állatok, illetve természetes élőhelyeik, valamint a veszélyeztetett vándorló fajok védelme érdekében előmozdítsa az aláíró országok közötti együttműködést. Az egyezményhez Magyarország 1989-ben csatlakozott. A konvenció kimondja, a vadon élő állatok és növények olyan rendkívül értékes természeti örökséget alkotnak, amelyet meg kell őrizni és át kell adni a jövő generációinak. Az egyezmény ösztönzi a kipusztulás szélére került európai fajok visszatelepítését és annak szakmai megalapozását, továbbá rendelkezéseket tartalmaz az idegen fajok elleni védekezés és a betelepülésük ellenőrzése érdekében is. A konvenció mellékletei meghatározzák a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokat. (A kecsége a Berni Egyezmény III. mellékletében szerepel.)

A Berni Egyezményt először a Tanács 79/409/EGK sz. irányelvvel (*Madárvédelmi Irányelv, azaz irányelv a vadon élő madarak védelméről*), majd jóval később a 92/43/EGK sz. tanácsi irányelvvel (*Élőhelyvédelmi Irányelv, azaz irányelv a természetes élőhelyek és a vadon élő állat- és növényfajok védelméről*) hajtották végre. A két irányelv képezi az Európai Unió természetvédelmi szabályozásának két fő pillérét, amelyek együttes alkalmazása alkotja a Natura 2000 hálózatot. A Natura 2000 egy olyan összefüggő európai hálózat, amely a természetes élőhelyek, illetve a vadon élő állat- és növényfajok védelmén keresztül biztosítja a biológiai sokféleség megővését. A hálózathoz tartozó területeken nem a rezervátumszerű védelem a cél, hanem a természeti értékek megőrzését és fennmaradását biztosító emberi tevékenységek, a gazdálkodás folytatása, a természetvédelmi, gazdasági, társadalmi és kulturális érdekek összehangolása. (A kecsége az Élőhelyvédelmi Irányelv V. mellékletében szerepel.)

A tenyésztett kecsége exportálása szempontjából fontos nemzetközi megállapodás az 1973-ban aláírt, CITES néven is ismert washingtoni egyezmény (*Egyezmény a veszélyeztetett vadon élő állat- és növényfajok nemzetközi kereskedelméről*), amelyet azért hoztak létre, hogy a vadon élő növények és állatok egyedeivel folytatott nemzetközi kereskedelem ne veszélyeztesse a természetes populációk fennmaradását. Magyarország 1985-ben írta alá az egyezményt. (A kecsége az egyezmény II. mellékletében szerepel.)



## A kecsége populációkra ható terhelések

Az emberiség történelmének elmúlt évszázada során a folyóvízi ökoszisztémákat módosította legnagyobb mértékben az antropogén terhelés globálisan, amelynek negatív következményeit jelzi többek között a halállományok biológiai sokféleségének változása (WWF 2020). A kecsége populációk hatékony védelmének kiindulópontja az emberi tevékenység és a folyami ökoszisztémák környezeti változásai közötti ok-okozati összefüggések azonosítása, valamint ezek egymásra épülő, halmozott hatásainak megértése.

A magyarországi kecségeállomány fogyatkozását a halászok és horgászok fogási eredményeiben a 20. század végétől megfigyelhető csökkenő trend igazolja. A rendelkezésre álló több mint hat évtizedes adatsorban azonban volt már korábban is hanyatló periódus, amely után az állomány újra gyarapodott. A fogyás számos negatív hatású folyamattal és eseménnyel magyarázható, amelyek részben közvetett módon, a létfontosságú élőhelyek megváltoztatásával, továbbá közvetlenül az egyedeket terhelve, azok túlélési valószínűségének csökkentésével korlátozzák a populációk egyedszámát és szaporulatát. A kecsége populációkat érintő antropogén terhelések kevésbé fajspecifikusak, azok kedvezőtlenül hatnak az őshonos halfauna további elemeire is.

Természetes vizeink évszázadokon keresztül híres halbősége a 19. század második felében olyan mértékben csökkent, hogy az már problémát jelentett a Kárpát-medence népességének ételmezésében. A halapadás okainak feltárása érdekében, 1865-ben az akkori helytartótanács a Természettudományi Társulathoz fordult. A kérdéskör vizsgálatára létrehozott bizottságban Kriesch (1868) foglalta össze a fontosabb veszélyforrásokat:

- erdőirtás → patakok, kiöntések kiszáradnak → az ívőhelyek tönkremennek
- a folyók szabályozása → ártéri állóvizek kiszáritása → a halbölcsők csökkenése
- a halászok rablógazdálkodása → mértéktelen halfogás az ívási időben is
- zsilipek és gátak létesítése a vízfolyások medrében → a halak vándorlásának korlátozása
- ipari vízszennyezések → a halak és egyéb élőlények mérgezése
- gőzhajózás → a hullámverés károsítja az ikrát és az ivadékokat
- faúsztatás → a feltorló fatömeg ívőhelyeket tesz tönkre
- halevő állatok kártétele (sirály, gém, vöcsök, kormorán, vidra stb.)

A másfél évszázaddal ezelőtt ismertett problémák egy része a mai napig fennáll, és a 21. század kezdetére a természetesen honos folyami halpopulációk veszélyeztetettsége fokozódott. Napjainkban a víz- és területhasznosítás következtében a nagyobb folyóink már erősen módosítottak, több vonatkozásban elveszítették természetes jellegüket. A folyami halak életfeltételeit biztosító élőhelyek állapotának kedvezőtlen változásával egyre korlátozottabban érvényesülnek a folyami vízrendszerek biológiai funkciói, számos őshonos halfaj populációjának csökkent a produkciója és a természetes utánpótlása. A gazdasági tevékenységgel összefüggő közvetlen terhelések mellett további problémák adódnak a regionális és globális természeti folyamatok változásából.

## A folyók szabályozása

### Keresztirányú folyamszabályozási létesítmények

A vízfolyások medrében épített és a folyásirányt keresztelő létesítmények többféle társadalmi és gazdasági igényt elégítenek ki, szolgálhatnak árvíz elleni védelmet, víztárolást, vízenergia hasznosítást, öntözési célú vízkivételi lehetőséget stb. A vízerőműveket gyakran a gazdasági fejlődés eszközeként népszerűsítik (World Commission on Dams 2000), amelyek előnyös és hosszú távú befektetést biztosítanak a víz- és energiaszolgáltatási ágazatokban. Más szakértők (Winemiller és társai 2016) ugyanakkor aggodalmukat fejezik ki amiatt, hogy a vízenergia hasznosítás gazdasági előnyeit túlbecsülik, mivel a gazdasági előrejelzések gyakran kizárják vagy alábecsülik az ökoszisztéma-szolgáltatások elvesztését, a kapcsolódó környezeti kockázatok csökkentésének költségeit, valamint a vízerőművek korlátozott élettartamát és hosszú távú fenntartását biztosító kiadásokat.

A folyami ökoszisztémákat és élővilágukat fenyegető veszélyek miatt világszerte egyre nagyobb szükség van a folyók fenntartható és integrált kezelésére. A legtöbb folyami halfaj normális életmenetéhez és eredményes szaporodásához elengedhetetlen az eltérő élőhelyi adottságú folyószakaszok közötti hosszirányú migráció, ezért a vándorlási útvonal széttagolása bizonyos fajok lokális eltűnéséhez és általában a halfauna összetételének megváltozásához vezet. A vízlépcsők és a vízerőművek duzzasztóművei a folyami vízrendszerek átjárhatóságának megszakításával döntő szerepet játszottak az édesvízi halfajok populációinak több mint 80%-os globális csökkenésében az 1970-es évek óta (WWF 2020). A Duna vízrendszerében is a völgyzáró gátak és vízlépcsők építése jelenti az egyik legfőbb környezeti terhelést. A folyó teljes vízrendszerében 747 olyan akadályt azonosítottak, ahol korlátozott a folyó átjárhatósága (National Administration Romanian Waters 2018).

A magyarországi Duna-szakaszon és nagyobb mellékfolyóin 12 (Duna: Dunakiliti; Mosoni-Duna: Vének, Mosonmagyóvár; Rába: Alsószőlnök, Szentgotthárd, Magyarlak, Csörötnek, Körmend, Ikervár, Nick; Ipoly: Ipolytölgyes, Tésa), a Tiszán és mellékfolyóin szintén 12 nagyobb duzzasztó üzemel (Tisza: Tiszalök, Kisköre; Hernád: Gibárt, Felsődobsza, Kesznyéten; Túr: torkolati bukó; Körösök: Körösladány, Gyula, Békés, Békésszentandrás, Bökény; Hortobágy-Berettyó: torkolati bukó). Több műtárgynál, ahol biztosított az alvíz és a felvíz közötti fizikai kapcsolat (hallépcsővel, áteresszel stb.), az ökológiai folyosó funkció megfelelő érvényesülése nem, vagy csak részben volt igazolható az elmúlt évtizedekben.

A folyóinkat benépesítő kecsge populációk szabad migrációja a folyami vízrendszer változatos élőhelyeinek funkcionális konnektivitása esetén valósul meg. A kecsge életmenetében alapvető szerepet játszik a térben kiterjedt és időben változékony élőhelyek közötti vándorlás. A vándorlás teszi lehetővé a táplálékszervezetekben gazdagabb folyószakaszok, az íváshoz leginkább alkalmas élőhelyek, továbbá a téli hideg periódus és a szélsőséges vízjárási helyzetek túléléséhez védelmet nyújtó mederrészek elérését.

A keresztirányú folyamszabályozási létesítmények azonban megakadályozzák a kecsgerajok hosszirányú vándorlását. A kecsge ívása ezért nem a legkedvezőbb folyószakaszokon történik és előfordulhat, hogy az ívóhelytől lefelé sodródó embriók és lárvák számára sem megfelelő az elérhető folyómeder élőhelyi adottsága. A duzzasztók módosítják a folyó áramlási viszonyait és a hordalék szállítását. A duzzasztott folyószakaszokon jellemzően kiüledő hordalék, magasabb víz hőmérséklet

és alacsonyabb oxigéntartalom a kecsge számára nem tolerálható és a szaporodási lehetőségeit is korlátozza (Rochard és társai 1990, Reinartz 2002). A duzzasztók alvízi szakaszán ugyanakkor a hidraulikai viszonyok megváltozása, a mederanyag átrendeződése, vagy a fontosabb táplálékszervezetek elterjedésének módosulása korlátozhatja a kecsge számára hasznosítható élőhelyek kiterjedését.

### A hajózhatóság javítása

A Duna hajózhatóságát javító, évszázados múltra visszatekintő kis- és középvízi szabályozási beavatkozások hatására erősen módosultak a folyami vízrendszert alakító természetes medermorfológiai és hidrodinamikai folyamatok. A 19. század második feléig, az átfogó szabályozás előtti időkben a meder állandó változása és a zátonyképződés korlátozta a hajóforgalmat. A hajózási nehézségeket egyes kanyarulatok átvágásával, kőművek beépítésével igyekeztek mérsékelni. A meder partvonalát a középvíz magasságáig érő kőburkolattal stabilizálták a kritikus szakaszokon és a 20. század kezdetétől számos mellékág felső torkolatát lezárták a kisebb vízhozamok szétterülésének megakadályozása érdekében.

A műszaki beavatkozások a vízsebesség és hordalékszállító képesség növekedését eredményezték, ami a meder beágyazódását vonta maga után. A beágyazódás folyamatát jelzi számos mederszakaszon a Duna kisvízi vízállásainak csökkenő trendje. A főmeder fokozatos beágyazódásával csökkent a mellékágak vízellátása, valamint a hullámtéri (ártéri) elöntések gyakorisága és tartóssága. A felső vízgyűjtőn kedvezőtlenül alakuló eróziós folyamatok következtében a nagyobb árhullámok jelentős mennyiségű lebegtetett hordalékot szállítanak, amelynek nagy része a hidraulikai szempontból gyakran előnytelen vonalvezetésű árvédelmi töltések közötti hullámtereken rakódik le, a mellékágakban alluviális dugókat, a partvonal mentén pedig kiterjedt övzátonyokat képezve. A hullámterek terepszintjének folyamatosan emelkedésével tovább csökkent a mellékágak és holtágak átöblítődésének, valamint a szárazulatok elöntésének gyakorisága. Az intenzív feliszapolódás, feltöltődés következtében egyre ritkábban alakul ki közvetlen kapcsolat a főág és a mellékágak között, csökken a hullámtéri vízterek kiterjedése, víztérfogata, a vízborításuk tartóssága.

Általánosságban megállapítható, hogy a kiegyenesített, nagyobb mederesésű főágban a magasabb árhullámok idején fokozódó fenék-csúsztatófeszültség csökkenti a kavicsos aljzathoz kötődő ikra és halivadék túlélésének valószínűségét, ami kedvezőtlenül hat a kecsge, mint a meder szilárd aljzatán ívó faj szaporodási sikerére. A lassabban áramló, egykor kavicsos aljzatú mellékágakban viszont sok esetben a lebegtetett hordalék lerakódásával kialakult kiterjedt iszapréteg korlátozza a szilárd aljzatra ívó halfajok szaporodási lehetőségeit, ahogyan azt a Duna szigetközi szakaszán a kecsgeállomány gyors csökkenésére utaló halfogási adatok is jelezték a bősi vízlépcső üzembehelyezését követően (23. ábra).

A hajózóút mélységviszonyainak gyors és időleges javítására szolgál a gázlókotrás, amelynek nyomvonalát az áramlási viszonyok figyelembevételével jelölik ki. A kotrás hatására megváltoznak az érintett folyószakasz geometriai viszonyai, a szelvényterületek bizonyos szint alatt megnőnek, és ennek következtében a kisvizek levonulási szintjei süllyedhetnek. A kavicsos vagy márgás meder felszínének eltávolítása növeli a mederesést. Ahol a beavatkozás a meder páncélozódott, felszíni kavicsrétegét bontja meg, kiterjedt medererózió és előrehaladó mederbeágyazódás alakulhat ki. A kotrás következtében megváltozó hidraulikai viszonyok károsíthatják a kecsge ívóhelyeit. A kotrással felkevert mederanyag egy része lebegtetett hordalékként sodródik és távolabbi folyószakaszon

rakódik le. A hordalék lerakódása veszélyezteti a kecsege szaporodási sikerét és növeli a fiatal egyedek mortalitását a korai egyedfejlődés időszakában. A kotrást végző gépek zajterhelése fokozza a kortizol hormon termelődését a halakban, ami az ívásukat kedvezőtlenül befolyásolhatja (Wysocki és társai 2006).

A gázlokotrás során kitermelt mederanyagot gyakran a folyó mélyebb szakaszain helyezik el, ami szintén veszélyezteti a kecsege élőhelyeit, az ívóhelyeket és különösen a téli vermelőhelyeket.

### **Hajóforgalom**

A dunai hajózás forgalmi prognózisa szerint a folyó magyarországi szakaszán közlekedő áruszállító hajók száma (jelenleg 7 857 hajó/év) várhatóan 34%-kal (10 505 hajó/év) emelkedik 2040-re. A tervezett hajóút fejlesztések eredményeként az éves hajózási időtartam is bővül, a jelenlegi 240 nappól kb. 340 napra. Az áruszállító hajók száma viszonylag állandónak tekinthető az év folyamán, jelentősebb szezonális ingadozások nélkül 800-1 100 hajó/hónap (Guti 2020). A személyszállítás esetében nagyobb forgalomnövekedésre lehet számítani, a hajószám 2040-re mintegy 50%-kal (54 hajó/nap), 2050-re 75%-kal (63 hajó/nap) emelkedhet. A személyszállító hajók többsége Budapesten és környékén közlekedik, elsősorban a Dunakanyart érintik (kirándulóhajók, rendezvényhajók). A személyszállító hajók forgalmában jelentős a szezonális változás, közlekedésük nagyjából az április és október közötti időszakban jellemző (Guti 2020).

### **Hullámverés**

A növekvő hajóforgalom kedvezőtlen hatásai közül közismert a hajókat kísérő erőteljes hullámverés, ami a folyó legproduktívabb élőhelyét, az akvatikus-terresztris átmeneti zónát és annak növényzetét károsítja, közvetetten csökkentve a folyó öntisztuló képességét. A rendszeres hajóforgalom következtében ismétlődő hullámverés általában nem vezet a halak tömeges, illetve látványos mortalitásához, viszont a tartósan fennálló terhelés folyamatos stressz-tényező, ami jelentősen csökkentheti a különböző fajok populációinak egyedszámát.

A kecsege bentikus faj, amelynek a lárvája és az ivadéka is mélyebb mederszakaszok aljzatán él, ezért kevésbé valószínű, hogy a hullámverés közvetlenül zavarja az élőhelyét. A táplálékát képező makrogerinctelen szervezetek többnyire a kisvízi meder aljzatát népesítik be, így azokat sem érinti közvetlenül a partvonalon végighaladó hullámverés. A különösen alacsony vízállású periódusokban, amikor a folyó vízhozamát kizárólag a kisvízi meder vezeti le, előfordulhat, hogy a nagyobb hajókat kísérő erőteljes hullámverés és vízmozgás elsodorja a korai egyedfejlődés stádiumában levő egyedeket, kedvezőtlenül befolyásolva ellenálló képességüket.

### **Zajterhelés**

A Dunán közlekedő hajókat általában dízelüzemű motorok hajtják, amelyek teljesítménye a hengerek számával növelhető. A hengerszám növelésével a főtengelyt is meg kell hosszabbítani, viszont a meghosszabbított főtengely önmagában hajlik és rezeg. Ez a rezgés a motor alapján át terjedve az egész hajószerkezeten eloszlik. A hajómotor, propeller és a hajótest mechanikai vibrációja és erős zaja a vízben terjedve kedvezőtlenül hat a halakra. Közismert, hogy a halak próbálják elkerülni a feléjük közeledő nagyobb géphajókat. A Duna ausztriai szakaszán végzett felmérések szerint a hajók ún. „zaj szennyezése” 80%-120%-kal növeli az anti-stressz hormonként ismert kortizol termelődését a halakban (ponty, fenékjáró küllő, sügér) a zajmentes szituációhoz képest. A viszonylag akut stressz-reakció független a halfajok eltérő hallóképességétől. A rendszeresen megemelkedő kortizol szint

káros hatással lehet a halak növekedésére, az ivarszerveik fejlődésére és a szaporodásukra (Wysocki és társai 2006). A zajterhelés kecségére gyakorolt hatása nem ismert.

### **A hajók vízszennyezése**

A hajókból esetenként szivárgó üzemanyag és kenőanyagok kerülhetnek a vízbe. A hajótest, illetve annak rakterének takarításakor az eltávolított fenékvízzel szennyező anyagok juthatnak a folyóba. A hajózóút mentén és a kikötők környékén rendszeresen található a hajóról származó hulladék, drótkötél, alkatrész stb. a folyómederben. Előre nem jelezhető, rendkívüli vízszennyezések történhetnek továbbá hajóbalesetek bekövetkezésekor, ha a szállítmányból veszélyes anyagok kerülnek a vízbe.

A hajókból a vízbe kerülő veszélyes anyagoknak lehetnek kedvezőtlen hatásai a kecsége növekedésére, fejlődésére és reprodukciójára, valamint a táplálékszervezetei gyakoriságára.

### **Szennyező anyagok kibocsátása**

#### **Diffúz vízszennyezések**

Diffúz szennyezéskor nagyobb térbeli kiterjedésben kerül szennyező anyag a vízbe, elsősorban heves záporok hatására. A diffúz vízszennyezés dinamikája összefügg az időjárás szezonálisával, ezért időben és térben jóval változékonyabb, mint a pontszerű szennyezési források. A felszíni vizek legelterjedtebb diffúz szennyezését a mezőgazdasági eredetű szerves anyagok, növényi tápanyagok és növényvédőszer (gyomirtók, gombaölők, rovarirtók stb.) bemosódása okozza. Szervesanyagterhelés (humusz, növényi törmelék, mezőgazdasági hulladék stb.) esetén a lebomlási folyamat következtében nagyobb mértékben csökkenhet a víz oldott oxigéntartalma a meleg, nyári szélcsendes napokon. Az oldott oxigén hiányára érzékeny fajok, mint a kecsége, elmenekülnek, esetleg elpusztulnak a terhelt vízterületeken.

#### **Pontszerű vízszennyezések**

A pontszerű szennyezés során csővezetéken vagy nyílt csatornán keresztül, térben koncentráltan kerül a szennyező anyag a vizekbe. Többnyire szennyvízkezelőkből, záportározókból és ipari létesítményekből kijutó szennyezések okoznak pontszerű terhelést a nagyobb települések térségében. Budapesten például napi 300 000 m<sup>3</sup>/s tisztítatlan szennyvíz ömlött a Dunába, a központi szennyvíztisztító telep 2010-ben történt üzembehelyezését megelőzően. A korszerű szennyvízkezelési technológia alkalmazása sem jelent minden esetben teljes megoldást.

A halak különösen érzékenyen reagálnak a súlyos vízszennyezésekre, az egyedi szövettani elváltozásoktól a teljes populáció megváltozásáig. A folyók üledékben felhalmozódó nehézfémek és egyéb szennyező anyagok általában a bentikus szervezetekkel táplálkozó halfajokat, köztük a kecségét is veszélyeztetik. A Duna szerbiai szakaszán végzett felmérések szerint a kecsége kopolyájában, bőrében és májában kimutatható szubletális hisztopatológias elváltozások gyakorisága összefügg az üledékben kimutatható nehézfémek és antracén koncentrációjának növekedésével (Lenhardt és társai 2004, Jarić és társai 2011).

A dunai kecségék szervezetében akkumulálódó nehézfémek és nyomelemek mennyiségét a folyó szerbiai szakaszán (Palánka, Belgrád) 2006-ban gyűjtött minták alapján elemezték (Jarić és társai 2011). Összesen 18 féle fém (Ag, Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sr, Zn, Li) eloszlását vizsgálták a halak izomszövetében, májában, kopolyájában és beleiben. Az elemzés a

májban mutatta ki a legnagyobb, az izmokban pedig a legkisebb mértékű felhalmozódást. Az izomzat nehézfém tartalma emberi fogyasztás szempontjából a határérték (Európai Bizottság 1881/2006/EC rendelet szerint) alatti szinten volt, a kadmium kivételével. A kadmium mennyisége az izomban 70%-kal, a májban 560%-kal haladta meg a határértéket. A tanulmány felhívja a figyelmet arra, hogy indokolt lenne a természetes vizekből származó haltermékekben található szennyeződések hatékonyabb ellenőrzése, továbbá jelzi azt a problémát is, hogy az európai jogszabályokban számos fém esetében nincs hivatalosan meghatározott határérték. A kadmium egyébként veszélyes nehézfém, mivel nehezen ürül ki az emberi szervezetből (feleződési ideje harminc év). Súlyos károsodásokat okozhat, többek között gyomor- és bélpanaszokat, hosszabb távon károsítja a vesét és a csontokat, továbbá daganatkeltő hatással bír.

### Rendkívüli vízszennyezések

A rendkívüli vízszennyezések váratlanul, előre nem jelezhető időpontban és viszonylag gyorsan alakulnak ki, általában ipari balesetek bekövetkezésekor kiszabaduló veszélyes anyagok következtében, amelyek részben vagy teljesen elpusztíthatják a vizek halállományát, illetve a halak táplálékszervezeit.

Az elmúlt évtizedek egyik havária eseménye 1998-ban történt, amikor egy üzemzavar következtében nagyobb mennyiségű rovarölő szer jutott a Dunába. Nagytéténynél egy vegyi üzemből 120 liter Chinmix nevű ( $50 \text{ g l}^{-1}$  béta-cipermetrin hatóanyagot tartalmazó) rovarirtó csordogált a folyóba. A szennyezés forrásától lefelé 70 km távolságra, Dunaföldvárnál vett vízmintákban  $2,7\text{-}3,5 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$  cipermetrin hatóanyagot mutattak ki. A rákok és a halak számára ez letális mennyiség (az  $\text{LC}_{50}$  érték a csukánál  $0,9 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ , a pontynál  $2,7 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ , az ágascsápú rákoknál  $0,26 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ ), az esetet követő órákban jelentős mennyiségű hal pusztult el a Duna hosszú szakasza mentén (Pénzes 1998).

Emlékezetes esemény továbbá a nagybányai aranybánya zagyülepítőjének 2000-ben történt gátszakadása, amelynek következtében csaknem százezer köbméter cianid tartalmú szennyvíz került a Szamoson keresztül a Tiszába. A magyarországi folyószakaszon levonuló „cianid-hullám” számottevő mértékben és közvetlenül károsította a folyami élővilágot. Néhány héttel később, Borsabánya térségében, egy újabb hasonló baleset következtében nagy koncentrációjú, nehézfémekkel szennyezett zagyvíz ömlött a Visón keresztül a Tiszába. A toxikus iszap részben kiülepedett a folyó hullámterein, azonban az üledékből a táplálékhálózatba kerülő nehézfémek hosszabb ideig terhelik a vízi szervezeteket.

Egy másik közismert, emberéletet is követelő környezetkárosító szerencsétlenség az ún. ajkai vörösiszap-katasztrófa. Az Ajkai Timföldgyár Kolontár és Ajka között létesített vörösiszap-tárolójának gátja 2010 októberében átszakadt, és a kiömlő, erősen lúgos, maró hatású, több mint egymillió köbméter zagy elöntötte környék településeinek jelentős részét. A szennyező anyag a Marcalon keresztül eljutott a Rábába, onnan a Mosoni-Dunába és a Dunába is. Az internetező horgászok akkori posztjait figyelve megállapítható, hogy egészen Budapestig találtak elpusztult halakat a Duna partjai mentén a következő napokban. A beszámolók elsősorban bentikus folyami fajok, mint márna, szilvaorrú keszeg és kecsge tetemeiről adtak hírt (Szily 2010).





**24. ábra: A Duna budapesti szakaszán talált haltetek az ajkai vörösiszap-katasztrófát követő napokban (szilvaorrú keszeg és kecsege).**

#### **Műanyagok okozta környezetszennyezések**

A műanyagokkal történő környezeti szennyezések világszerte növekednek. A nem megfelelő hulladékkezelési technológiák eredményeként a környezetbe kerülő műanyagok hosszú ideig megmaradnak a természetes élőhelyeken, lebomlásuk évtizedekig, de akár évszázadokig is eltarthat. A folyamat során a műanyagokat alkotó polimerláncok szétesnek, de a biológiai lebontásuk nagyon lassú folyamat, mert a keletkező fragmentumok molekulatömege többnyire meghaladja a mikroorganizmusok számára hasznosítható méretet. A műanyagok mennyisége folyamatosan halmozódik a környezetben, ami ma már komoly környezeti problémákat idéz elő. A folyami vízrendszereken keresztül lefelé sodródó műanyag hulladék mintegy 80%-ban járult hozzá a tengerekben és óceánokban eddig felgyülemlett mintegy 270 millió tonna tömegű műanyag (Eriksen és társai 2014). A Duna ausztriai szakaszán például több mint 1 500 tonna, 5 cm-nél kisebb méretű műanyag törmelék sodródik évente a Fekete-tenger felé (Lechner és társai 2014).

A műanyagszennyezés egyik legfőbb problémájának a mikroműanyagokat (5 mm-nél kisebb műanyagdarabok) tekintik. A mikroműanyagok jelentős része a környezetbe kikerülő hulladékból származik, amelyek mechanikai, kémiai, fizikai és biológiai folyamatok eredményeként aprózódnak. A felszíni vizekben a mikroműanyagok a sűrűségüktől függően a víz felszínén lebeghetnek, vagy kiülepedhetnek az aljzaton. Térbeli eloszlásuktól függően különböző akvaticus fajokat érinthetnek, mint például a planktonikus szervezeteket, a makrogerincteleneket (különösen a kagylókat és rákokat), valamint a halakat.

A mikroműanyagok jelentős kockázatot jelentenek a vízi élőlényekre. A lenyelt műanyag részecskék a méretüktől, érdességüktől függően fizikai sérüléseket okozhatnak a halak tápcsatornájának felületén, beágyazódhatnak a kötőszövetekbe és nagyobb mennyiségben az emésztőszervek elzáródását is

előidézhetik (Wright és társai 2013). Csökkenthetik a táplálkozási aktivitást, illetve korlátozhatják a tápanyagok felszívódását.

Az 1 µm-nél kisebb műanyagzemcsék átjutnak a sejtmembránon, és napjainkban már a legtöbb ember vérében is kimutathatóak. A szervezetekbe kerülő mikroműanyagokból a gyártásuk során használt toxikus adalékanyagok oldódhatnak ki, amelyek befolyásolhatják az endokrin rendszer működését, az ösztrogén hormonok termelését, és ezen keresztül hatással lehetnek a reproduktív működésre is (Bordós és Reiber 2016). A nagy fajlagos felülettel, alacsony polaritású és hidrofób tulajdonságokkal rendelkező mikroműanyagokról kimutatták, hogy abszorbeálják a diklór-difenil-triklór-etánt (DDT), a poliklórozott bifenileket (PCB-eket), a policiklusos aromás szénhidrogéneket (PAH-okat), a biszfenol A-t (BPA), a polifluor-alkil anyagokat (PFAS), az antibiotikumokat és a nehézfémeket. Ezek az anyagok szintén hatással vannak az endokrin és a reproduktív rendszerre, valamint az immunrendszerre és az idegrendszerre (Vo és Pham 2021).

Nincsenek konkrét megfigyelések arra vonatkozóan, hogy a természetes vizeink halállományát, és ezen belül a kecsege populációit milyen szinten veszélyezteti, illetve károsítja a különböző összetételű műanyagok megjelenése és felhalmozódása a táplálékhálózatokban. Nem ismert pontosan a mikroműanyagokkal szennyezett halak fogyasztásának élelmiszerbiztonsági, illetve humán-egészségügyi kockázata sem, ezért fontos kutatási feladat a mikroműanyagok kumulatív toxikus expressziójának tisztázása a különböző mértékben szennyezett környezetben.

### Szúnyogállományok gyérítése

Az országos szúnyoggyérítési program keretében évente általában 770 000 hektár területet kezelnek kémiai módszerrel a csípőszúnyogok fejlődéséhez igazodva (áprilistól szeptemberig) (25. ábra), míg a kevésbé környezetterhelő biológiai módszerrel összesen legfeljebb 30 ezer hektárt. A **biológiai szúnyoggyérítés** során egy baktérium által termelt hatóanyagot juttatnak azokba a víztestekbe, ahol a szúnyoglárva fejlődnek. A módszer előnye, hogy csak a csípőszúnyogok lárvái pusztulnak el, de más állatokra nézve a biológiai hatóanyag elhanyagolható kockázatot jelent.

Magyarországon elterjedt gyakorlat, hogy a kezelt területek mintegy 96-99%-án kémiai módszerekkel gyérítik a szúnyogokat. A „**kémiai szúnyoggyérítés**” során a rovarok idegrendszerére ható piretroid hatóanyagot (deltametrin, lambda-cihalotrin) juttatnak permetezéssel a levegőbe, amely a kifejlett szúnyogokat pusztítja. A permetezés történhet légi és földi járműről is. A permetezőszer levegőbe juttatásának egyik lehetősége az ún. ULV (ultra low volume: 0,5-0,8 liter/hektár dózis) finomcseppeles eljárás, amikor vízben oldott hatóanyagot porlasztanak szét. ULV szórófejek használatával nagyon apró (90%-ban 50-60 µm átmérőjű) permetcseppek keletkeznek, amelyek lassan, akár órák alatt, szállnak le a talajszintre. A fentről lefelé süllyedő permet a repülő rovarokkal érintkezik elsősorban. A nem repülő, a levelek alsó felén rejtőzködő szúnyogokra hatástalan az eljárás, ezért a vizes bázisú ULV eljárás napnyugtakor vagy hajnalban hatékony, amikor a nagyobb szúnyogok aktivitása. A permetezés gépkocsiról is megvalósítható, de ha légi járműről történik, nagyobb terület kezelhető sokkal rövid idő alatt.

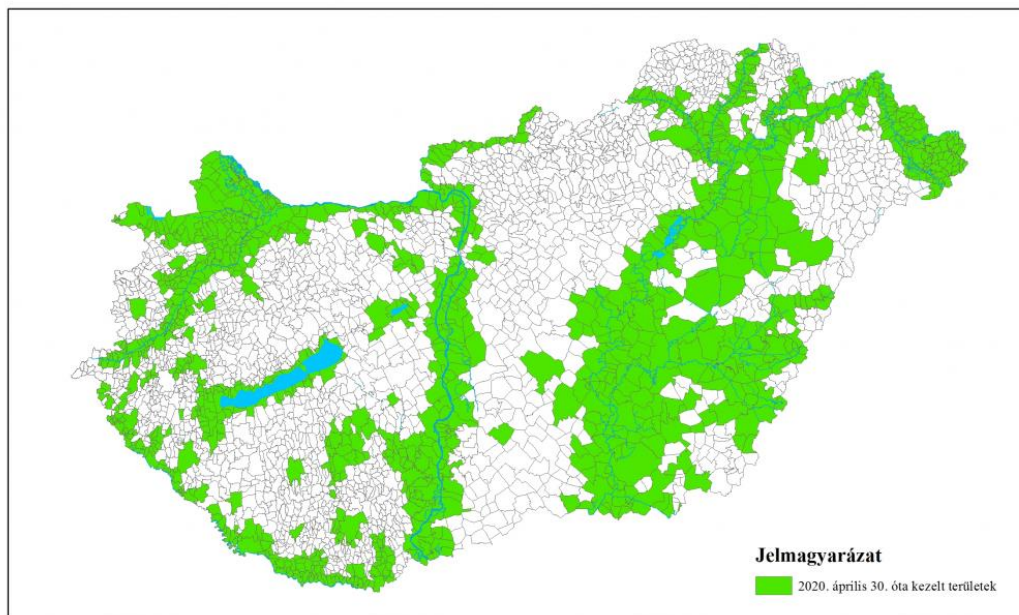
A kifejlett szúnyogok gyérítésének egy másik gyakori eljárása az ún. melegköd-képzés, amelynek alkalmazásakor a piretroid hatóanyagot paraffin-bázisú fehérolajban oldott formában, 500-600°C-ra hevítve porlasztják a levegőbe. A gépkocsira telepített melegködképző generátorral kivitelezett eljárás 20 µm-nél is kisebb átmérőjű cseppeket porlaszt a levegőbe. A permet tejfehér mérgező köd



formájában terjed vízszintes irányban, akár 40-60 percig is lebegve, ezért a nem repülő és növényzetben megbúvó rovarokat is hatékonyan pusztítja.

A melegköd-képzéssel történő gyérítés kapcsán készült felmérések azt igazolták, hogy az elhullott rovarok között a célcsoportot jelentő csipő szúnyogok aránya csak 0,1% volt (Fekete és társai 2006), ezért az eljárás elsősorban rovarirtásnak tekinthető, amely a szúnyogokat is gyéríti. A természetes rovarállományok általános veszélyeztetettségét jelzi többek között egy 27 éves felmérési sorozat, amelynek keretében Németország 63 természetvédelmi területén tanulmányozták a helyi rovarfauna állapotát. Az elemzések szerint szezonálisan 76%-kal, a nyár közepén pedig 82%-kal csökkent a repülő rovarok biomasszája a vizsgált 27 éves időszak alatt (Hallmann és társai 2017). A rovarállomány változatosságának és mennyiségének csökkenése várhatóan lépcsőzetes hatásokat vált ki a táplálékhálózatokban, és veszélyezteti az ökoszisztéma szolgáltatásokat. A szúnyoggyérítés céllal végzett kémiai kezelések következtében csökkenő rovarállománnyal magyarázható többek között a hazai molnárfeleske állomány mintegy 50%-os csökkenése 1999-2013 között. A szúnyoggyérítéseket követően általában megnő az elhullott madarak száma, és előfordulhat akár egész fészekaljnyi fióka pusztulása is (Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 2021a).

A levegőbe juttatott vagy vízfelszínre kerülő piretroid hatóanyagok fény hatására gyorsan lebomlanak. A lebomlási idő folyóvízben 5 napnál kevesebb, de a biológiai aktivitás tartósan fennmaradhat a rovarokban. A piretroid hatóanyagok nem tekinthetők rovar-szelektívnek, egyes vízi szervezetekre kifejezetten toxikusak, a halakban és a puhatestűekben felhalmozódhatnak. A rákokra és a halakra is különösen mérgezően hatnak (hal  $LC_{50}$ : 0,91-1,4  $\mu\text{g/l}$ ) (Polgár és társai 2006). Az 1990-es években bekövetkezett balatoni halpusztulások és a köztéri szúnyoggyérítések közötti kapcsolat igen valószínű, egyrészt az események időbeni egybeesése, másrészt az elpusztult halak kopolyájából kimutatható deltamethrin miatt (Csillik és társai 2000).



**25. ábra: A szúnyoggyérítési program során kémiai hatóanyaggal kezelt területek 2020-ban. (Forrás: BM OKF)**

A magyarországi szúnyoggyérítés gyakorlatában hiányoznak a hatékony intézkedések a felszíni vizek parti sávját érő terhelések elkerülésére. A piretroid hatóanyagok a vízi szervezetekre kifejezetten

veszélyes besorolásúak, ezért a növényvédelmi gyakorlatban tilos a készítményeket felhasználni a felszíni vizektől, vízfolyásoktól 5-50 m távolságon belül földi permetezés esetén. Ha a szer légi felhasználása engedélyezett, akkor a biztonsági távolság 100 m. Ezzel szemben, ha a piretroid tartalmú készítmény nem növényvédőszerként, hanem irtószerként kerül felhasználásra, elég egy 5 m-es biztonsági sávot tartani a vízfolyások partjaitól. Ez a szabályozás légi kijuttatás esetén természetesen betarthatatlan (Havasréti 2018). A Natura 2000 területként lehatárolt folyópartok mellett elhelyezkedő településeken tapasztalható volt az elmúlt években (2021-ben is), hogy folyópart mentén haladó úton is rendszeresen végeznek kémiai szúnyoggyérítést, amelynek során a permetezőszert a védett természeti terület fölé is sodródott. A szúnyoggyérítő kezelések nem egyszer a kecsge fontos táplálékát képező, egyébként védett vízi rovarok (pl. dunavirág kérész – természetvédelmi értéke 10 000 forint) tömeges rajzási időszakán belül történtek.

A piretroid hatóanyagok egészségügyi kockázatára<sup>3</sup> és az európai biológiai sokféleség folyamatos pusztulására tekintettel 2020-tól az Európai Unió betiltotta a kifejlett szúnyogok ellen alkalmazható kémiai készítmények légi úton történő kijuttatásának lehetőségét. Az országos szúnyoggyérítési programot a 1195/2016. (IV. 13.) Korm. határozat alapján a BM Országos Katasztrófavédelmi Főigazgatóság szervezi. A szervezet honlapja szerint 2020-ban és 2021-ben 650 000-750 000 ha területen végeztek szúnyoggyérítést, többnyire a Duna és a Tisza vízrendszere mentén. Mindenütt a kémiai hatóanyagok alkalmazása dominált, a kezelt területek 19-21%-án légi permetezéssel (a légi úton permetezett piretroid hatóanyagú szerek mennyisége mintegy 90-145 tonna lehetett évente). Biológiai módszereket ezzel szemben a területek 1,1-1,3%-án (9 050-12 170 ha) alkalmaztak. A légi úton történő kémiai szúnyoggyérítésre mindkét évben a Nemzeti Népegészségügyi Központ adott ideiglenes nemzeti engedélyt az uniós tilalom ellenére, a koronavírus járvány miatt elrendelt közegészségügyi veszélyhelyzetre történő hivatkozással.

Az ULV finomcseppest technológiával légi úton történő permetezés során az apró permetecseppek már enyhe légáramlat (<10 km/óra szélesség) hatására is több ezer méter távolságra sodródhatnak a célterületről, ahová nem tervezték a kijuttatását. A mező- és erdőgazdasági légi munkavégzésről szóló 44/2005. (V. 6.) FVM-KGM-KvVM együttes rendelet előírásai szerint az ULV technológia szántóföldi körülmények között nem alkalmazható 2008 óta, ezzel szemben kémiai szúnyoggyérítés hazai gyakorlata a mai napig használja.

A folyók közelében permetezett piretroid tartalmú készítmények közvetlenül kevésbé veszélyeztetik a folyómeder mélyebb területein tartózkodó kecsge populációkat. A rovarölő szerek azonban közvetlenül hatnak az ízeltlábúakra, köztük a fontos haltáplálékot jelentő árvaszúnyogokra, kérészekre, tegzesekre stb., és ezért közvetetten érintik az összes rovarfogyasztó állatfajt, gyakorlatilag a teljes táplálékláncre kihatnak. A szúnyoggyérítés hatását a kecsgére, illetve a természetes halállományokra és a halak táplálékkészleteire nem elemezték eddig Magyarországon. A

---

<sup>3</sup> A deltamethrin humán egészségügyi kockázatára hívták fel a figyelmet néhány évvel ezelőtt. Azoknál a 6-15 éves gyerekeknél, akiknél kimutatható volt a deltamethrin metabolitok jelenléte a vizeletben, több mint kétszer nagyobb valószínűséggel diagnosztizáltak figyelemhiányos hiperaktivitási rendellenességet (Richardson és társai 2015). A deltamethrin egyébként az EU COM(1999)706 besorolásában 1-es kategóriájú endokrin diszruptor anyagként szerepel, azaz a hormonrendszer károsításával például elnőiesedést okozhat férfiaknál, továbbá károsítja az ideg- és az immunrendszert, illetve daganatos betegségek kialakulásához is hozzájárulhat.

hazai halfogási adatsorokban megfigyelhető csökkenő trendek azonban valószínűleg összefüggésbe hozhatóak a rovarok, köztük a vízi rovarok biomasszájának jelentős csökkenésével, illetve az elmúlt évtizedekben elterjedt kémiai szünyoggyérítés és rovarirtás kiterjedt alkalmazásával. Halgazdálkodási és természetvédelmi szempontból elfogadhatatlan az árvaszünyogok, kérészek, tegzesek stb. tömeges pusztítása, és értelmetlen is, mivel nem vérrel táplálkoznak, és nem okoznak közegészségügyi problémát.

### Horgászati hasznosítás

A nem hasznosított populációk méretét általában az adott vízterület haleltartó képessége (a faj igényeinek megfelelő élőhelyek kiterjedése, az elérhető táplálék mennyisége és minősége, stb.) határozza meg. A populációk időbeni ingadozását az évenkénti szaporulat és mortalitás mértéke alakítja.

A halászati és a horgászati tevékenység korábban jelentős mennyiségű hal eltávolításával csökkentette a hazai kecsege populációk méretét. A 2000-es évek elejétől 2013-ig a hazai halászok kecsege fogása 7,6 tonnáról 2,2 tonnára, a horgászoké 4,5 tonnáról 3,3 tonnára apadt. A hanyatlás valamennyi nagyobb folyón tapasztalható volt. A halfogások közel másfél évtizedes csökkenő trendje a populációk méretének fogyatkozását jelzi. A hasznosítás fenntarthatóságának értékelésekor fontos kérdés, hogy a hasznosítás során a populáció egyedeinek eltávolításával kialakuló veszteség hogyan adódik hozzá az egyéb negatív hatásokhoz, amelyek szintén csökkentik a populáció egyedszámát. A populáció az összes veszteség (természetes mortalitás + horgászati mortalitás + antropogén terhelésből eredő mortalitás) kompenzálására törekszik.

A felelősségteljes természetesvízi halgazdálkodás alapja, a maximális hozamszint alatt történő hasznosítás fenntartása. A hozamszint a populációk dinamikáját jellemző mutatók (állomány mérete, egyedek növekedése, koreloszlása, kondíciója stb.) ismeretében becsülhető. A halgazdálkodási vízterületek kezelői és tudományos szakmai közösség sem rendelkezik a hazai kecsege populációk fenntartható hasznosításának tervezéséhez szükséges információval, és a 2014 előtti időszakban folytatott halászati és horgászati tevékenységgel összefüggő terhelés mértéke sem ismert. A jelenleg működő országos halbiológiai monitorozási programok (VKI, NBmR stb.) mintavételi eljárásai elektromos halászeszközöket alkalmaznak, amelyek módszertani korlátok miatt nem alkalmasak a meder mélyebb területein élő kecsege feltárására. Magyarországon nem működik a tokfélék természetes populációinak tanulmányozására irányuló monitorozó rendszer, eltérően a többi dunai ország gyakorlatától, ezért a kecsegeállományok gyarapítása érdekében végzett haltelepítések hatékonyságának értékeléséhez is hiányoznak az objektív megfigyelések.

A folyami halgazdálkodás keretében évtizedek óta telepítenek kecsegét a Duna és Tisza hazai szakaszán és egyes mellékfolyóikon a csökkenő egyedszámú populációk utánpótlásának javítása érdekében. Például a MOHOSZ közfeladat-ellátása keretében egy középtávú szakmai programot indított 2021-ben a kecsege, mint „nem fogható” státuszú halfaj állományának és élőhelyeinek felmérésére, valamint jelölt egyedek telepítésére. A program azt kívánja bizonyítani és biztosítani, hogy a kecsege legyen újra fogható hal Magyarországon 2025-től. Ennek érdekében pályázatot írtak ki a dunai és tiszai halgazdálkodási hasznosítói részére „A kecsegeállomány-növelő telepítése és a fogások monitorozása a foghatóvá tétel érdekében” jogcímen. A három évre tervezett akcióval 30 cm-nél hosszabb, jelölt kecsegék kihelyezését támogatják. A tevékenység részleteire vonatkozó szakmai érdeklődésre a MOHOSZ nem adott tájékoztatást, ezért a „Legyen a kecsege horgászati

hungarikum” szlogennel propagált akció inkább marketing eszköznek látszik, és kétséges, hogy effektív megoldást jelent az önfenntartó populációk gyarapításában és populációk terhelésekkel szembeni rezisztenciájának növelésében.

Az elmúlt négy évtized kecsége telepítései nem voltak tekintettel a vad populációk genetikai integritásának megőrzésére. A halgazdálkodási hasznosítók általában nem foglalkoztak azzal a kérdéssel, hogy honnan származnak azok a tenyészhalak, amelyeknek a szaporulatát a vizeikbe telepítették. Előfordul, hogy a dunai eredetű kecsegét a Tiszába, és a tiszait a Dunába helyezik. További probléma, hogy egy-egy szaporítás alkalmával csak korlátozott számú tenyészhalból nyernek ivarterméket, ezért a telepített halak genetikai változatossága elmarad a természetes populációkra jellemző szinttől. A beltenyésztés elkerülése érdekében legalább ötven effektív tenyészállatot kellene bevonnai a szaporításba (Dodge és Mack 1996), de ez a feltétel a hazai gyakorlatban általában nem teljesül. Kérdéses, hogy az akvakultúrákban nevelt tenyészhalak szaporulata, amelyek a vad populációt jellemző génekészletnek csak egy töredékét vagy éppen azok keverékét testesíti meg, milyen mértékben befolyásolja a csökkenő egyedszámú populációk természetes genetikai variabilitását és ellenálló képességét.

Számos tokfaj esetében ismert, hogy egy adott folyószakaszon belül több szubpopuláció fordul elő, amelyek ún. metapopulációt alkotnak. A szubpopulációk az ívóhelyeiket és a vándorlási viselkedésüket tekintve elkülönülnek (Bayley és Li 1996). Feltételezhető, hogy a közép-dunai vízrendszer kecségeállománya is metapopulációt alkot. A metapopulációkra általában polimorf szaporodási viselkedés jellemző, amely előnyös lehet a folyami élettér sztochasztikus változékonyságához történő alkalmazkodásban. 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 és a nagyobb léptékű környezeti gradiensekhez. Egyes szerzők szerint (Currens és társai 1990) a szaporodási polimorfizmus genetikailag kontrolált.

A Dunában Ercsinél és a Bajánál gyűjtött kecségék korábbi genetikai vizsgálata a géncserélődés gyakoriságát igazolta az egymástól 135 km távolságra gyűjtött minták egyedei között és csak minimális különbséget mutatott ki. Az egyedek közötti molekuláris variancia lényegesen meghaladta az eltérő helyről gyűjtött halak közötti különbséget. A vizsgálatok eredményei alapján a populáció még diverznek tekinthető, ugyanakkor az is megállapítható volt, hogy a beltenyésztettség fenyegetheti a populációkat a jövőben (Józsa és társai 2016).

A Duna vízrendszerében nem ismert a kecsége szubpopulációinak előfordulása. A Volga alsó, mintegy 650 km hosszú szabadfolyású szakaszán (a volgográdi vízlépcsőtől a Kaszpi-tengerig) azonban az 1970-es évektől a 2000-es évek kezdetéig végzett felmérések szerint, a kecsége három nagyobb, morfológiailag is eltérő populációja volt elkülöníthető. Közülük két populáció egyedei ugyanazon a folyószakaszon vándoroltak, de az ívóhelyeik jól elhatárolódtak és részben a táplálékkereső területeik is (Khodorevskaya és társai 2009, Kalmykov és társai 2010). A felmérések időszakában nem telepítettek kecsegét a Volgába, hanem gyérítő halászatokkal csökkentették az állományát, mivel az ikrafogyasztása veszteségeket okozott az értékesebb tokfélék természetes utánpótlásában.



## Predátorok

A kecsege a folyómeder mélyebb szakaszain tartózkodó bentikus halfaj, ezért a legtöbb halevő madár számára nem elérhető. A kormorán (*Phalacrocorax carbo*) viszont képes 6-10 m mélyre, de esetenként akár 35 m-ig is merülve felkutatni az aljzat közelében rejtőző halakat (Grémillet és társai 2006), ezért a táplálékszervezeteinek spektrumában a kecsege is előfordul. Zavaros vízben, mérsékelt fényviszonyok mellett, de akár éjszakai sötétségben is hatékonyan halászik. A víz alatt vizuálisan csak 1 méternél kisebb távolságból észleli a halak egyedeit, a füle azonban alkalmas a vízben terjedő rezgések érzékelésére, ezért a különleges hallása is segíti a víz alatti tájékozódásban. Hasonló képességgel rendelkeznek többek között a pingvinek és a teknősök is (Larsen és társai 2020).

A kormorán nagy telepeken fészkel a Kárpát-medence halban gazdag vidékein a 19. században (Lázár 1874), elsősorban a nagyobb kiterjedésű folyami árterek mentén. A 19. század végére az európai állomány jelentősen megfogyatkozott, valószínűleg az átfogó folyószabályozások következtében. A 20. század első felében már nem költött Magyarországon, csak kóborló példányait észlelték szórányosan a téli időszakban. Az 1940-es évek végén jelent meg újra néhány költő pár a Kis-Balaton nádasaiban, majd egyre több helyen alakultak ki fészkelő telepek (Keve 1973). A 20. század második felében az európai állomány közel két nagyságrenddel növekedett az éghajlati változások, valamint a természetvédelem korlátozó szabályai és a vizes élőhelyek fejlesztése eredményeképp. A 21. század kezdetén 1,7-1,8 millió egyedre becsülték a kormorán európai állományának méretét (Kindermann 2008). A Közép-, Kelet- és Dél-Európában, valamint Ázsiába elterjedt *P. c. sinensis* alfaj magyarországi populációjának mérete mintegy 1 800-3 000 költő párra növekedett a 20. század végére, és ezen felül megközelítőleg 25 000-30 000 telető-vonuló példány érkezik észak felől a késő őszi és téli hónapokban. A keményebb teleken, a vizek befagyásával az áttelelő madarak jelentős része továbbvonul déli irányba. A 21. század kezdete óta a magyarországi állomány mérsékeltlen csökkent (Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 2021b) a kilövések számának növekedésével.



26. ábra: Gyérítés során a Duna mentén lelőtt kormorán gyomrában talált kecsege. (Fotó: Dudás T.)

A nagyobb víztereken a kormorán által okozott halgazdálkodási kár általában a megfigyelt egyedszámok, a tartózkodási idő és a napi táplálékigény alapján becsülhető. A kormoránok éves halfogyasztása 2 428 tonnára becsülhető Magyarországon (Faragó és társai 2006). A közvetlen halfogyasztás mellett a csőr ütötte sebek is okozhatnak veszteségeket a halállományban. A halak bőrén kialakuló sebek nehezebben gyógyulnak a téli hideg hónapokban, és a sérült, legyengült egyedek jelentős része fertőzések következtében elpusztul. További gondot jelent, hogy a vermesítésben megzavart halak nyugtalanul viselkednek, gyakran a hidegebb, part menti sekély vizek felé menekülnek, ami csökkenti a téli időszak túlélésének valószínűségét.

A halgazdálkodási vízterületek kezelőinek vélekedése szerint a kormorán halfogyasztása érzékenyen érintette a hazai folyók, különösen a Duna kecsegeállományát. Számos szóbeli közlés és fényképpel is megerősített megfigyelés igazolja a kormorán kecsegefogyasztását (26. ábra). A Duna és a Tisza mentén az utóbbi években végrehajtott kormorán gyérítések során lelőtt madarak gyomortartalmának elemzése során viszonylag kis gyakorisággal került elő kecsege maradvány a táplálékalkotók között.

### Idegenhonos halfajok

A Dunában előforduló idegenhonos halfajok közül a szibériai tok (*Acipenser baerii*) előfordulása lehet hatással a kecsege hazai populációira. A szibériai tok elterjedése Szibériában a nagyobb folyami vízrendszerekben jellemző, az Obtól a Kolimáig, valamint a Bajkál-tóban. Európában csak a Pecsora folyóban ismert természetes állománya (Berg 1948). Magyarországon néhány haltermelő üzem foglalkozik tenyésztésével 1982 óta. A kecsegevel létrehozott hibridjét is nevelik. A Dráva hazai szakaszán 1996-ban és 1997-ben 700 kg szibériai tok és kecsege hibrid került kihelyezésre engedély nélkül (Pintér 1989). Számos alkalommal telepítették horgász és kerti tavakba a 2000-es évek kezdetétől. Az intenzív üzemekből vagy a horgászok tavaiból megszökött példányai szórványosan előkerültek a Duna szlovák-magyar szakaszán is (Masár és társai 2006, Farský és társai 2013).

A szibériai tok természetes szaporodása nem jellemző az európai vizekben, azonban hibrid példányainak jelenlétét mutatták ki a Duna német-osztrák szakaszán, Jochhenstein közelében (Ludwig és társai 2009). Az 1970-es évektől kezdve számos kísérlet történt a kecsege visszatelepítésére a Duna németországi és ausztriai szakaszán, de önfenntartó populáció sikeres létrehozására nincs bizonyíték. A Jochhensteinnél gyűjtött halak genetikai és külső morfológiai vizsgálata szerint 14 példányból 7 kecsege és 1 szibériai tok volt, valamint 6 példányt a két faj hibridjeként azonosítottak. Az eredmények alapján a szerzők a szibériai tok természetes szaporodására, illetve hibridizációjára következtettek. Megváltozott élőhelyi körülmények mellett a tokfélék hajlamosak a fajok közötti hibridizációra, ezért a szibériai tok előfordulása a Duna vízrendszerében potenciálisan veszélyezteti a természetes kecsege populációk genetikai integritását (Ludwig és társai 2009).

### Az éghajlat változása

A Kárpát-medencére vonatkozó klímaváltozási forgatókönyvek nehezen kezelhető jövőképet prognosztizálnak a vízzel kapcsolatos problémák terén, nem csak a hőmérséklet emelkedése, hanem a csapadékviszonyok éven belüli átrendeződése miatt is. A legnagyobb mértékű felmelegedés a nyári félévben várható, ugyanakkor a csapadék mennyiségének csökkenése szintén ebben az időszakban valószínűsíthető. A klímaváltozással szélsőségesebbé váló csapadékeloszlás extrém lefolyásokat eredményez, ezért a folyókon gyakrabban alakulnak ki nagyobb árhullámok. Az elhúzódo

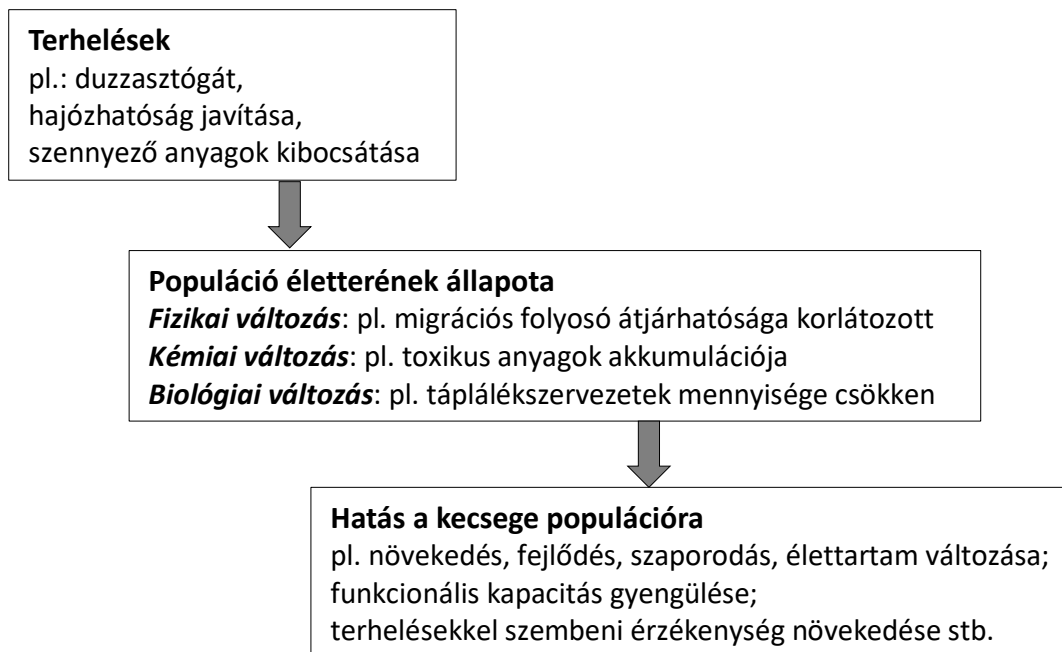


csapadékhiánnyal összefüggően rendszeressé válnak az alacsony vízállások, amikor a párolgás mértéke meghaladja a vízgyűjtőkről érkező vízmennyiségek összegét. A megváltozó hidrológiai, hidro-morfológiai és vízkémiai folyamatok nagyban befolyásolják folyami vízrendszerek élővilágát és élőhelyi sokféleségét.

Az éghajlattal változó hidrológiai folyamatok módosítják a kecsge élőhelyeit, a szaporodásának eredményességét, az egyedek túlélésének valószínűségét a korai egyedfejlődés időszakában, valamint a hőmérséklet emelkedése közvetlenül befolyásolja a kecsge aktivitását, vándorlási viselkedését, ivarszerveinek fejlődését stb. Ha a viszonylag gyorsan változó környezethez csak lassan alkalmazkodik a kecsge, akkor a populációinak számottevő csökkenése, illetve kihalása várható a Duna vízrendszerében.

## A kecsge populációkra ható terhelések értékelése

A hatékony fajmegőrzés előfeltétele a különböző terhelések következtében kialakuló és a populációk szerkezetének vagy működésének változásában megmutatkozó hatások összehasonlítása és értékelése. A társadalmi és gazdasági hajtóerők eredményeként fokozódó környezeti terhelések komplex és nehezen számszerűsíthető módon hatnak a folyók halállományára és azon belül a kecsge populációkra. Az antropogén terhelések általában az adott populáció életterének (populációt körülvevő fizikai környezet) ökológiai állapotát módosítják. Az ökológiai állapot módosulása alakítja azokat a fizikai, kémiai vagy biológiai tényezőket, amelyek változása hatással van a populációra. Egy adott környezeti terhelés értékelésekor eldöntendő kérdés, hogy az érintett életterben történt változásnak lehet-e negatív hatása a kecsge populációkra.



27. ábra: A kecsge populációban megjelenő kedvezőtlen hatások sematikus kapcsolata az antropogén terhelésekkel

A populáció életterének módosulásából eredő releváns ható tényezők nem feltétlenül eredményeznek közvetlenül kimutatható változást a populációban, ezért célszerű megkülönböztetni a potenciális és az effektív hatásokat.

- A **potenciális hatás** jelei kevésbé nyilvánvalóak, mert a megvalósulása csak bizonyos bekövetkezési valószínűséggel várható. Előfordulhat, hogy egy effektív hatás megfelelő vizsgálatok hiányában nem igazolható, hanem csak feltételezhető, ezért azt potenciálisnak kell tekinteni. A populációt veszélyeztető potenciális hatás egy bizonyos kockázati szinttel jellemezhető. A hatás kockázatának mértéke függ a bekövetkezés valószínűségétől, az előfordulás gyakoriságától, valamint a várható következmények súlyosságától.
- Az **effektív hatás** jelei észlelhetőek, mint például a populációt alkotó egyedek növekedésének, fejlődésének, szaporodásának, élettartamának változása, a populáció méretének csökkenése, funkcionális kapacitásának gyengülése stb. A tényleges negatív hatás egy bizonyos veszteséggel jellemezhető, amelynek mértéke a hatás térbeli kiterjedésétől, időbeli tartósságától és a következményeinek súlyosságától függ.

A potenciális hatás becsült kockázatának (**K**) értékelésére az alábbi egyszerű séma használható:

A hatás bekövetkezésének becsült valószínűsége (**V**) két lehetőség szerint pontozva:

- 1 – alacsony, <50 % valószínűség 5 éven belül (1 generációs periódus)
- 2 – magas, >50 % valószínűség 5 éven belül

A dunai vagy a tiszai állományban várható veszteség súlyosságának (**S<sub>p</sub>**) értékelése két lehetőség szerint pontozva:

- 1 – mérsékelt, a populáció szaporodóképes egyedeinek 10 éven belüli mennyiségi csökkenése kisebb, mint 20%.
- 2 – jelentős, a populáció szaporodóképes egyedeinek 10 éven belüli mennyiségi csökkenése több, mint 20%.

A kockázat mértéke  $K = V + S_p$  alapján:

- alacsony szintű, ha  $K = 2$
- közepes szintű, ha  $K = 3$
- magas szintű, ha  $K = 4$

A effektív hatással összefüggő becsült veszteség (**EV**) értékelésére az alábbi séma használható:

A veszteség becsült térbeli kiterjedése (**T**) két lehetőség szerint pontozva:

- 1 – inkább lokális, 200 km-nél rövidebb folyószakaszon érvényesülő hatás.
- 2 – inkább regionális, 200 km-nél hosszabb vagy több folyószakaszon érvényesülő hatás.

A dunai vagy a tiszai állomány veszteségének becsült súlyossága (**S<sub>E</sub>**) két lehetőség szerint pontozva:

- 1 – mérsékelt, a populáció szaporodóképes egyedeinek mennyiségi csökkenése, illetve hiánya kisebb, mint 20%.
- 2 – jelentős, a populáció szaporodóképes egyedeinek mennyiségi csökkenése, illetve hiánya több mint 20%.

A veszteség mértéke  $EV = T + S_E$  alapján:

- alacsony szintű, ha  $EV = 2$
- közepes szintű, ha  $EV = 3$
- magas szintű, ha  $EV = 4$

A különböző terhelésekre visszavezethető hatásokat az alábbi szempontok alapján elemeztük:

- hatás a kecsge számára tolerálható vízminőségre
- hatás a kecsge táplálékszervezeteire, azok elérhetőségére
- hatás a kecsge sikeres szaporodására
- hatás a kecsge korai egyedfejlődésének zavartalanságára
- hatás a kritikus időszakok (tél, árhullám, aszály) túlélésének valószínűségére

A terheléseket a hozzájuk rendelhető kockázatok, illetve veszteségek összesítésével rangsoroltuk (7. táblázat).

2. táblázat: A különböző terhelésekre visszavezethető és a populációkat érintő kedvezőtlen hatások elemzése a kecsge számára tolerálható vízminőség szempontjából

| hatáselemzés<br>- tolerálható vízminőség |                       | negatív hatás | kockázat |             |          | veszteség    |           |                  |            |           |
|--|-----------------------|---------------|----------|-------------|----------|--------------|-----------|------------------|------------|-----------|
| Terhelések                               |                       |               | nincs    | potenciális | effektív | valószínűség | súlyosság | kockázat mértéke | kiterjedés | súlyosság |
| Folyószabályozás                         | duzzasztás, vízlépcső |               |          | x           |          |              |           | 2                | 1          | 3         |
|  | hajózhatóság javítása |               |          | x           |          |              |           | 2                | 1          | 3         |
| Hajóforgalom                             |                       |               | x        |             | 1        | 1            | 2         |                  |            |           |
| Diffúz vízszennyezés                     | növényi tápanyagok    |               | x        |             | 2        | 1            | 3         |                  |            |           |
|  | növényvédő szerek     |               | x        |             | 2        | 1            | 3         |                  |            |           |
| Pontszerű vízszennyezések                |                       |               |          | x           |          |              |           | 1                | 1          | 2         |
| Rendkívüli vízszennyezések               |                       |               | x        |             | 1        | 2            | 3         |                  |            |           |
| Műanyagok okozta környezetszennyezés     |                       | x             |          |             |          |              |           |                  |            |           |
| Szúnyoggyérítés                          |                       | x             |          |             |          |              |           |                  |            |           |
| Horgászat                                |                       | x             |          |             |          |              |           |                  |            |           |
| Predátor                                 | kormorán              | x             |          |             |          |              |           |                  |            |           |
| Idegenhonos faj                          | szibériai tok         | x             |          |             |          |              |           |                  |            |           |
| Klímaváltozás                            |                       |               |          | x           |          |              |           | 2                | 1          | 3         |

3. táblázat: A különböző terhelésekre visszavezethető és a populációkat érintő kedvezőtlen hatások elemzése a kecsge táplálékszervezeteinek elérhetősége szempontjából

| hatáselemzés<br>- táplálékszervezetek |                       | negatív hatás | kockázat |             |          | veszteség    |           |                  |            |           |
|---------------------------------------|-----------------------|---------------|----------|-------------|----------|--------------|-----------|------------------|------------|-----------|
| Terhelések                            |                       |               | nincs    | potenciális | effektív | valószínűség | súlyosság | kockázat mértéke | kiterjedés | súlyosság |
| Folyószabályozás                      | duzzasztás, vízlépcső |               |          | x           |          |              |           | 2                | 2          | 4         |
|                                       | hajózhatóság javítása |               |          | x           |          |              |           | 2                | 1          | 3         |
| Hajóforgalom                          |                       |               | x        |             | 2        | 1            | 3         |                  |            |           |
| Diffúz vízszennyezés                  | növényi tápanyagok    |               | x        |             | 1        | 1            | 2         |                  |            |           |
|                                       | növényvédő szerek     |               | x        |             | 1        | 1            | 2         |                  |            |           |
| Pontszerű vízszennyezések             |                       |               | x        |             | 2        | 1            | 3         |                  |            |           |
| Rendkívüli vízszennyezések            |                       |               | x        |             | 1        | 2            | 3         |                  |            |           |
| Műanyagok okozta környezetszennyezés  |                       |               | x        |             | 2        | 1            | 3         |                  |            |           |
| Szúnyoggyérítés                       |                       |               |          | x           |          |              |           | 2                | 2          | 4         |
| Horgászat                             |                       | x             |          |             |          |              |           |                  |            |           |
| Predátor                              | kormorán              | x             |          |             |          |              |           |                  |            |           |
| Idegenhonos faj                       | szibériai tok         | x             |          |             |          |              |           |                  |            |           |
| Klímaváltozás                         |                       |               | x        |             | 2        | 1            | 3         |                  |            |           |

4. táblázat: A különböző terhelésekre visszavezethető és a populációkat érintő kedvezőtlen hatások elemzése a kecsege szaporodási sikere szempontjából

| hatáselemzés<br>- szaporodás         |                       | negatív hatás |             |          | kockázat     |           |                  | veszteség  |           |                   |
|--------------------------------------|-----------------------|---------------|-------------|----------|--------------|-----------|------------------|------------|-----------|-------------------|
|                                      |                       |               |             |          | valószínűség | súlyosság | kockázat mértéke | kiterjedés | súlyosság | veszteség mértéke |
| Terhelések                           |                       | nincs         | potenciális | effektív |              |           |                  |            |           |                   |
| Folyószabályozás                     | duzzasztás, vízlépcső |               |             | x        |              |           |                  | 2          | 2         | 4                 |
|                                      | hajózhatóság javítása |               |             | x        |              |           |                  | 2          | 1         | 3                 |
| Hajóforgalom                         |                       |               | x           |          | 2            | 1         | 3                |            |           |                   |
| Diffúz vízszennyezés                 | növényi tápanyagok    |               | x           |          | 1            | 1         | 2                |            |           |                   |
|                                      | növényvédő szerek     |               |             | x        |              |           |                  | 1          | 1         | 2                 |
| Pontszerű vízszennyezések            |                       |               |             | x        |              |           |                  | 1          | 2         | 3                 |
| Rendkívüli vízszennyezések           |                       |               | x           |          | 1            | 1         | 2                |            |           |                   |
| Műanyagok okozta környezetszennyezés |                       | x             |             |          |              |           |                  |            |           |                   |
| Szúnyoggyérítés                      |                       |               | x           |          | 1            | 1         | 2                |            |           |                   |
| Horgászat                            |                       |               |             | x        | 1            | 1         | 2                |            |           |                   |
| Predátor                             | kormorán              | x             |             |          |              |           |                  |            |           |                   |
| Idegenhonos faj                      | szibériai tok         |               | x           |          | 1            | 1         | 2                |            |           |                   |
| Klímaváltozás                        |                       |               |             | x        |              |           |                  | 2          | 1         | 3                 |

5. táblázat: A különböző terhelésekre visszavezethető és a populációkat érintő kedvezőtlen hatások elemzése a kecsege korai egyedfejlődése szempontjából

| hatáselemzés<br>- korai egyedfejlődés |                       | negatív hatás |             |          | kockázat     |           |                  | veszteség  |           |                   |
|---------------------------------------|-----------------------|---------------|-------------|----------|--------------|-----------|------------------|------------|-----------|-------------------|
|                                       |                       |               |             |          | valószínűség | súlyosság | kockázat mértéke | kiterjedés | súlyosság | veszteség mértéke |
| Terhelések                            |                       | nincs         | potenciális | effektív |              |           |                  |            |           |                   |
| Folyószabályozás                      | duzzasztás, vízlépcső |               |             | x        |              |           |                  | 2          | 2         | 4                 |
|                                       | hajózhatóság javítása |               |             | x        |              |           |                  | 2          | 1         | 3                 |
| Hajóforgalom                          |                       |               | x           |          | 2            | 1         | 3                |            |           |                   |
| Diffúz vízszennyezés                  | növényi tápanyagok    |               | x           |          | 1            | 1         | 2                |            |           |                   |
|                                       | növényvédő szerek     |               | x           |          | 1            | 1         | 2                |            |           |                   |
| Pontszerű vízszennyezések             |                       |               |             | x        |              |           |                  | 1          | 2         | 3                 |
| Rendkívüli vízszennyezések            |                       |               | x           |          | 1            | 2         | 3                |            |           |                   |
| Műanyagok okozta környezetszennyezés  |                       |               | x           |          | 2            | 1         | 3                |            |           |                   |
| Szúnyoggyérítés                       |                       |               | x           |          | 2            | 1         | 3                |            |           |                   |
| Horgászat                             |                       | x             |             |          |              |           |                  |            |           |                   |
| Predátor                              | kormorán              | x             |             |          |              |           |                  |            |           |                   |
| Idegenhonos faj                       | szibériai tok         | x             |             |          |              |           |                  |            |           |                   |
| Klímaváltozás                         |                       |               |             | x        |              |           |                  | 2          | 1         | 3                 |

6. táblázat: A különböző terhelésekre visszavezethető és a populációkat érintő kedvezőtlen hatások elemzése a kecsge életmenetében előforduló kritikus időszakok túlélése szempontjából

| hatáselemzés<br>- kritikus időszakok túlélése |                       | negatív hatás |             |          | kockázat     |           |                  | veszteség  |           |                   |
|---|-----------------------|---------------|-------------|----------|--------------|-----------|------------------|------------|-----------|-------------------|
|   |                       |               |             |          | valószínűség | súlyosság | kockázat mértéke | kiterjedés | súlyosság | veszteség mértéke |
| Terhelések                                    |                       | nincs         | potenciális | effektív |              |           |                  |            |           |                   |
| Folyószabályozás                              | duzzasztás, vízlépcső |               | x           |          | 2            | 1         | 3                |            |           |                   |
|   | hajózhatóság javítása |               |             | x        |              |           |                  | 1          | 1         | 2                 |
| Hajóforgalom                                  |                       |               | x           |          | 2            | 1         | 3                |            |           |                   |
| Diffúz vízszennyezés                          | növényi tápanyagok    |               | x           |          | 2            | 1         | 3                |            |           |                   |
|   | növényvédő szerek     |               | x           |          | 2            | 1         | 3                |            |           |                   |
| Pontszerű vízszennyezések                     |                       |               |             | x        |              |           |                  | 1          | 1         | 2                 |
| Rendkívüli vízszennyezések                    |                       |               | x           |          | 1            | 2         | 3                |            |           |                   |
| Műanyagok okozta környezetszennyezés          |                       | x             |             |          |              |           |                  |            |           |                   |
| Szúnyoggyérítés                               |                       |               | x           |          | 1            | 1         | 2                |            |           |                   |
| Horgászat                                     |                       |               | x           |          | 1            | 1         | 2                |            |           |                   |
| Predátor                                      | kormorán              |               |             | x        |              |           |                  | 2          | 2         | 4                 |
| Idegenhonos faj                               | szibériai tok         | x             |             |          |              |           |                  |            |           |                   |
| Klímaváltozás                                 |                       |               |             | x        |              |           |                  | 2          | 1         | 3                 |

7. táblázat: A kecsge populációkat érintő kedvezőtlen hatásokat előidéző terhelések értékelése.

| Terhelés                             |                       | potenciális hatás |                   |            |                     |                    | effektív hatás    |            |                   |            |                     |                    |
|--------------------------------------|-----------------------|-------------------|-------------------|------------|---------------------|--------------------|-------------------|------------|-------------------|------------|---------------------|--------------------|
|                                      |                       | kockázat mértéke  |                   |            |                     |                    | veszteség mértéke |            |                   |            |                     |                    |
|                                      |                       | vízminőség        | táplálékszervezet | szaporodás | korai egyedfejlődés | kritikus időszakok | összes kockázat   | vízminőség | táplálékszervezet | szaporodás | korai egyedfejlődés | kritikus időszakok |
| Folyószabályozás                     | duzzasztás, vízlépcső |                   |                   |            | 3                   | 3                  | 3                 | 4          | 4                 | 4          | 0                   | 15                 |
|                                      | hajózhatóság javítása |                   |                   |            |                     |                    | 3                 | 3          | 3                 | 3          | 2                   | 14                 |
| Hajóforgalom                         |                       | 2                 | 3                 | 3          | 3                   | 3                  |                   |            |                   |            |                     |                    |
| Diffúz vízszennyezés                 | növényi tápanyagok    | 3                 | 2                 | 2          | 2                   | 3                  |                   |            |                   |            |                     |                    |
|                                      | növényvédő szerek     | 3                 | 2                 |            | 2                   | 3                  |                   |            | 2                 |            |                     | 2                  |
| Pontszerű vízszennyezések            |                       |                   | 3                 |            |                     |                    | 2                 |            | 3                 | 3          | 2                   | 10                 |
| Rendkívüli vízszennyezések           |                       | 3                 | 3                 | 2          | 3                   | 3                  |                   |            |                   |            |                     |                    |
| Műanyagok okozta környezetszennyezés |                       |                   | 3                 |            | 3                   |                    |                   |            |                   |            |                     |                    |
| Szúnyoggyérítés                      |                       |                   |                   | 2          | 3                   | 2                  |                   | 4          |                   |            |                     | 4                  |
| Horgászat                            |                       |                   |                   | 2          |                     | 2                  |                   |            |                   |            |                     |                    |
| Predátor                             | kormorán              |                   |                   |            |                     |                    |                   |            |                   |            | 4                   | 4                  |
| Idegenhonos faj                      | szibériai tok         |                   |                   | 2          |                     |                    |                   |            |                   |            |                     |                    |
| Klímaváltozás                        |                       | 3                 | 2                 | 2          | 2                   | 2                  |                   |            |                   |            |                     |                    |



A kecsge populációkat kedvezőtlenül befolyásoló effektív hatások háttérben álló terhelések közül a duzzasztóművek és vízlépcsők építése, a hajózhatóságot javító folyószabályozások, valamint a pontszerű vízszennyezések a legjelentősebbek az értékelés eredménye szerint. Jelentős továbbá a szúnyoggyérítésre és kormorán predációjára visszavezethető veszteség is.

Az effektív hatásokat eredményező terhelések rangsora az okozott populációs veszteségek becsült mértéke alapján:

- 1) keresztirányú folyámszabályozási létesítmények (duzzasztók, vízlépcsők stb.),
- 2) hajózhatóság javítása (kis- és középvízi folyószabályozások),
- 3) pontszerű vízszennyezések,
- 4) szúnyoggyérítés,
- 5) kormorán halfogyasztása,
- 6) diffúz vízszennyezés – növényvédő szerek bemosódása.

A kecsge populációkat veszélyeztető potenciális hatásokkal összefüggő terhelések közül figyelemre méltó a hajóforgalom, a rendkívüli vízszennyezések, a diffúz vízszennyezések és a klímaváltozás. Említést érdemel továbbá a szúnyoggyérítés és a mikroműanyagok okozta szennyezés is.

A populációkat veszélyeztető potenciális hatásokat előidéző terhelések rangsora a kockázatuk becsült mértéke alapján:

- 1) hajóforgalom,
- 2) rendkívüli vízszennyezések
- 3) diffúz vízszennyezés – tápanyagok és növényvédő szerek bemosódása
- 4) klímaváltozás
- 5) szúnyoggyérítés
- 6) mikroműanyagok okozta szennyezés
- 7) horgászati hasznosítás
- 8) a szibériai tok előfordulása a Duna magyarországi szakaszán

A potenciálisnak minősített hatásokat létrehozó terhelések esetében is valószínű az effektív hatás, de annak igazolásához nem állnak rendelkezésre megfelelő kutatási eredmények.

## A kecsge fajmegőrzési terve

### A fajmegőrzés stratégiája

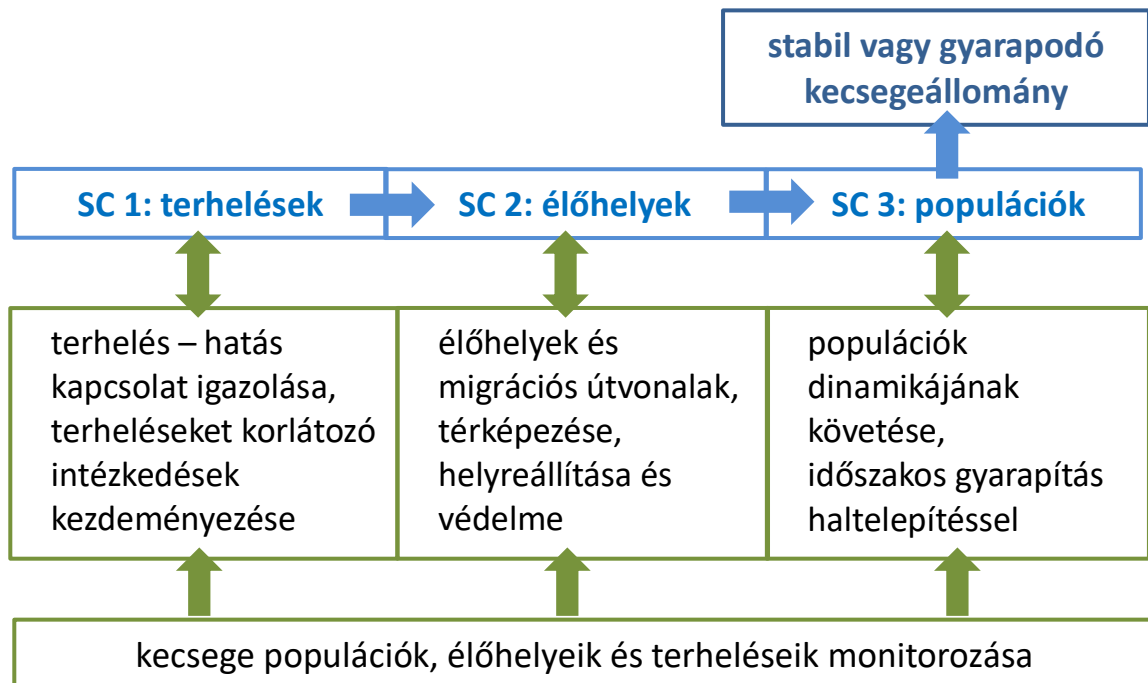
A fajmegőrzési terv általános célja a kecsgeállomány mennyiségi csökkenésének megállítása, gyarapodásának elősegítése a hazai folyami vízrendszerekben. Az általános távlati cél eléréséhez megvalósítandó stratégiai célok (SC) három témakörhöz kapcsolódnak:

**SC 1:** A kecsge populációkat és azok életterét befolyásoló **terhelések** mérséklése vagy megszüntetése.

**SC 2:** A kecsge zavartalan egyedfejlődését és életfeltételeit biztosító **élőhelyek** helyreállítása.

**SC 3:** Az öfenntartó kecsge **populációk** életképességének javítása.

A stratégiai célkitűzések iránymutatást adnak a részcélok és a konkrét operatív szintű tevékenységek (projektek, feladatok) meghatározásához.



28. ábra: A kecsge fajmegőrzési terv stratégiai céljainak és operatív tevékenységeinek kapcsolata.

A fajmegőrzés eszközei lehetnek megelőző jellegűek, amelyek elsősorban a kecsge életterét és élőhelyét módosító tevékenységekre irányulnak. A megelőzés történhet a terhelő vagy veszélyeztető tevékenység tiltásával, az elővigyázatosság elve alapján történő korlátozásával, valamint a fenntarthatóság koncepciója szerinti szabályozásával. A fajmegőrzés eszközei lehetnek továbbá helyreállító jellegűek, amelyek inkább a populációk életterére, és közvetlenül a populációkra irányulnak. A helyreállító intézkedések elsősorban a folyamatszabályozással összefüggő terhelések következményeinek kezelésében lehetnek eredményesek.

A stratégiai célok megvalósításához nélkülözhetetlen a hazai kecsgeállomány monitorozásának fejlesztése, a populációk tartózkodási területeinek feltárására és vándorlásának nyomon követése alkalmas infrastruktúra kiépítésével. A monitorozás keretében megoldandó feladat a populációk

dinamikájának tanulmányozása, valamint a különféle antropogén terhelésekből eredő ok-okozati hatásláncok hipotéziseinek (potenciális hatások) vizsgálata.

## **A populációkat és azok életterét befolyásoló terhelések kezelése (SC 1)**

### **A szennyező anyagok kibocsátásának csökkentése**

A vízszennyezések csökkentésével kapcsolatos kérdések (növényi tápanyagterhelést, növényvédő szerek használata, kommunális szennyvizek stb.) kezelése a vízgyűjtő-gazdálkodási tervekben rögzített és kiterjedt tervezési folyamat során kidolgozott intézkedések alapján történik, az EU Települési Szennyvíz Irányelv és az EU Víz Keretirányelv célkitűzései alapján.

A vízminőség javítására és megőrzésére számos lehetőség ismert, mint például:

- hagyományos vízminőség-védelmi intézkedések
- vízkormányzási, vízszinttartási lehetőségek kihasználása
- mellékágak megfelelő vízcseréje, időszakos öblítővíz biztosítása
- vízminőség célú kotrások végrehajtása feliszapolódott vizekben
- területhasználatok korlátozása az időszakosan elöntésre kerülő területeken
- vegyszerhasználat csökkentése a mezőgazdaságban – rezisztens növényfajták létrehozása precíziós géntechnológia alkalmazásával
- biológiai szűrőmezők kialakítása
- természetközeli gyökérszűrő szennyvíztisztító rendszerek kialakítása
- tisztított szennyvizek többcélú hasznosítása

A vízminőséget javító beavatkozások (szennyvizek kezelése, üledék eltávolítás kotrással stb.) hatásait nyomon kell követni az egészséges és fajgazdag élővilág megőrzése érdekében. Vizsgálni kell többek között a halállomány állapotát és hosszú idejű változását, az egyes fajok populációdinamikáját, a terhelő hatások indikátorait stb.

A mikroműanyagok mennyiségi növekedésével jelentkező ökotoxikológiai kockázatokról a vízi élővilág, különösen a halállomány vonatkozásában nem rendelkezünk megfelelő ismeretekkel. Bizonyos negatív hatások kimutathatók (emésztőszervi elváltozások, szövetekbe való bekerülés, szennyezőanyagok transzportja), ezért a kecsge védelmétől függetlenül, élelmiszer- és környezetbiztonsági szempontból is indokolt kutatásokat indítani az alábbi témákban:

- A mikroműanyagok útja a vízi táplálékhálózatokban.
- Különböző összetételű műanyagok és az általuk adszorbeált szennyező anyagok hatásai a vízi szervezetekre, különösen a halakra.

### **A szúnyoggyérítés módszereinek megváltoztatása**

A szúnyogmentes környezet igénye jelentős nyomásként jelenik meg a lakosság részéről, és feltehetően erre vezethető vissza az uniós előírásokat mellőző hazai szúnyogirtási gyakorlat, amely többnyire (98%) a kifejlett szúnyogokat gyéríti kémiai hatóanyagokkal, gyakran légi permetezéssel. Nyugat-Európában ezzel szemben a lárvákat pusztítják biológiai készítményekkel. A biológiai eljárás is megakadályozza a szúnyogok által terjesztett betegségek terjedését, és sokkal kevesebb mérgező anyaggal terheli a természetes élőhelyeket. Megfelelő felmérések hiányában nem ismert pontosan, hogy a szúnyogok gyérítése céljából országosan alkalmazott kémiai rovarirtás milyen mértékben károsítja a kecsge, illetve a hazai halak táplálékszervezeteit, ezért célszerű kutatásokat indítani ebben a témakörben.

A biológiai készítménnyel (pl. VectoBac 12 AS) történő szúnyog lárvagyérítés hatóanyaga a *Bacillus thuringiensis var. israelensis* baktérium által termelt toxikus fehérje, amit a szúnyoglárvák élőhelyeire kell a kiszórni. A szúnyogok szaporodásában meghatározó jelentőségű vizes élőhelyek általában nehezen bejárható, sűrű növényzettel benőtt, esetleg árvizes területen találhatóak. A gépkocsival vagy vízi járművel megközelíthető helyszíneken nagynyomású permetezővel juttatják a permetezőszert vízterületre. Ahol ez a feladat nehezen kivitelezhető, ott gyalogosan kézi permetezővel is történhet a permetezés. A nagyobb kiterjedésű vizes élőhelyeken a légi jármű alkalmazásával lehet hatékony a kezelés, amikor olyan granulált hatóanyagot szórnak a felszínre, amely áthullik a fák lombzatán és nem tapad meg növényzeten. A vízfelületre juttatott biológiai hatóanyagot a vízi szervezetek elfogyasztják, és az szelektíven csak a csípőszúnyogok (*Culicidae*) és a púposszúnyogok (*Simuliidae*) lárváit öli meg. Más állatokra nézve a készítmény elhanyagolható kockázatot jelent. A hatóanyag csak a szúnyoglárvák tápcsatornájában fejti ki a hatását. A megfelelő időben indított kezeléssel, a csípőszúnyogok tömeges megjelenése bizonyos mértékig megelőzhető. A biológiai módszer nehézsége ugyanakkor, hogy több háttér munkát és tervezést igényel, mert a szúnyogok fejlődésének csak egy rövid szakaszában alkalmazható, ezért előzetesen fel kell felderíteni a szúnyoglárvák potenciális élőhelyeit. Egy adott település környezetében az összes tenyészőhelyet kezelni kell ahhoz, hogy ne lepjék el újra a védendő területet a szúnyogok.

A lakott területeken megjelenő szúnyogok egy része nem a vizes természeti területeken fejlődik, hanem a házak körüli vízgyűjtő edényekben, hulladékban, árkokban, ezért esős időjárást követően tömegessé válhat a szúnyogok megjelenése a településeken, a tájegységtől függetlenül. Ez a probléma nem befolyásolható közvetlenül a biológiai lárvagyérítéssel, emiatt a lakosság megfelelő tájékoztatásával a háztáji védekezést is célszerű elősegíteni. Ezen a téren fontos lenne a korrekt tájékoztatásra épülő társadalmi tudtaformálás, amiben a MOHOSZ, mint a halgazdálkodási vízterületek halállományának védelméért felelős civil szervezet, is meghatározó szerepet vállalhatna. A horgásztársadalom együttműködésével a szúnyoglárvák potenciális élőhelyeinek felderítése is eredményesebbé válhat, ami jelentősen növeli a biológiai védekezés hatékonyságát.

#### **A horgászati célú halgazdálkodás felülvizsgálata**

*A halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról szóló 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet* a „nem fogható” halfajok közé sorolta a kecs eget 2014-től, ezért a természetesvízi fogásából származó kecs ege hasznosítására gyakorlatilag nincs lehetőség, a horgászok valamennyi megfogott példányt kötelesek visszaengedni. A jogszabályban rögzített előírások betartását a halóri szolgálatok ellenőrzik. Az illegálisan kifogott halak mennyisége nem ismert, de a hazai halóri tevékenység hatékonynak tekinthető, ezért az orvhorgászok és orvhalászok fogása feltételezhetően nem veszélyezteti a kecs ege populációk fennmaradását napjainkban.

A közel négy évtizedes múltra visszatekintő halgazdálkodási célú kecs ege telepítési gyakorlat potenciálisan veszélyezteti a vad populációk genetikai integritásának megőrzését, ezért célszerű a populációk összetételét feltáró több markerre alapozott genetikai vizsgálatokat kiterjeszteni a nagyobb folyóink teljes szakaszára. A kutatások eredményeinek ismeretében érdemes meghatározni, hogy milyen telepítési stratégia javasolható: a beltenyészet elkerülése, illetve a szubpopulációk megőrzése.

A kecs ege telepítések nem koordináltak, hanem a halgazdálkodási hasznosítók egyedi döntései alapján történnek általában, és ennek megfelelően a beszerzési forrásai is eltérőek lehetnek. A

kihelyezett halak genetikai ellenőrzésére nem megoldott, ezért célszerű lenne a tenyésztőktől függetlenül működő laboratóriumi infrastruktúrát létrehozni, amely igény esetén információt szolgáltat a halgazdálkodási hatóságnak és halgazdálkodási hasznosítóknak a telepíteni kívánt halak genetikai összetételéről.

#### **A populációkat veszélyeztető predátorok állományának szabályozása**

A haleyő predátorok közül elsősorban a kormorán halfogyasztása lehet negatív hatással a kecsgeállományra. A kormorán tömeges jelenléte a természetes vizeken, illetve a tógazdaságokban kedvezőtlen a gazdálkodók számára, ezért az Agrárminisztérium a „Kárókatona gyérítés lőszerbeszerzési támogatása” elnevezésű pályázattal segíti a kormorán magyarországi gyérítését 2015 óta. A támogatás a madarak kilövéséhez használt ólommentes sörétes lőszer költségeihez biztosít hozzájárulást, a kilőtt egyedek után fizetett egységár formájában. A pályázati keretösszeg 2015-től 2017-ig 7, 10 és 11 millió Ft volt az egymást követő években, és a kilőtt példányok száma 8 363, 9 419 és 10 127 db volt. A támogatást 2018-ban 13,5 millió Ft-ra növelték. A kormorán probléma kezelése kapcsán felmerülő konfliktusok elfogadható kezelése érdekében jött létre a szakértőkből álló Kárókatona Munkacsoport, amelynek feladata többek között a gyérítési program hatásainak nyomon követése, valamint a védett természeti értékek károsodásának megelőzése. Az elmúlt mintegy másfél évtizedben a kormorán hazai állományának enyhe, de folyamatos csökkenése figyelhető meg. A költő párok száma 2000-ben közel 3 500 volt és 2015-re számuk 2 440-re csökkent. A kormorán gyérítésének támogatása a halállomány általános védelmére irányul, így az a kecsge populációk nagyobb arányú túléléséhez is hozzájárul, különösen a téli időszakban. A hazai kecsgeállomány védelme érdekében nem indokolt a jelenlegi gyakorlatot meghaladó további intézkedés a kormorán predációs hatásának mérséklésére.

#### **Az idegenhonos tokfélék terjedésének megakadályozása**

A Magyarországon előforduló idegenhonos halfajok közül a szibériai tok előfordulása veszélyezteti a természetes kecsge populációk genetikai integritását. Érdeemes megjegyezni azonban, hogy a szibériai folyókban a kecsge és a szibériai tok populációi hasonló élőhelyeken fordulnak elő és a hibridizációjuk nem általános. A szibériai tok jelenlétét csak szórványos adatok jelzik a Duna hazai szakaszán, természetes szaporodására nincs bizonyíték.

A halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról szóló 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet 28.§ (17) bekezdése az őshonos halállomány védelme érdekében egyértelműen tiltja a máshonnan származó idegenhonos halak természetes vizekbe történő engedését és visszaengedését. A halgazdálkodási hatóságoknak a jogszabálynak megfelelően meg kell akadályozniuk, a szibériai tok természetes vizekbe történő bejutását. Ezzel kapcsolatban megfontolandó a zártnak minősített horgásztavakba történő telepítés korlátozása, valamint a díszhalként történő hazai forgalmazás tiltása is.

Fokozott figyelemmel kellene ellenőrizni továbbá a természetes vizekbe kihelyezésre kerülő kecsge szállítmányokat, mivel többször is előfordult, hogy a haltermelők szibériai tokot vagy annak kecsgeével keresztezett hibrid példányait adták el kecsge helyett, amit a vevők általában nem ismertek fel.

## A kecsge zavartalan fejlődését és életfeltételeit biztosító élőhelyek helyreállítása (SC 2)

### A keresztirányú folyamatszabályozási létesítmények hosszirányú átjárhatóságának javítása

A kecsge populációk szabad vándorlása a folyami vízrendszer változatos élőhelyeinek funkcionális konnektivitása esetén valósul meg. A vándorlás alapvető szerepet játszik a kecsge életmenetében. Lehetővé teszi a térben kiterjedt és időben változékony élőhelyek hasznosítását, a távoli táplálékforrásokhoz való hozzájutást, az íváshoz leginkább alkalmas élőhelyek elérését, ahol a fejlődő embriók számára is kedvezőbbek az élőhelyi adottságok.

A vízfolyások hosszirányú átjárhatóságát korlátozó létesítmények halakat érintő kedvezőtlen hatásai évszázadok óta ismertek, amelyek enyhítésére számos műszaki megoldást fejlesztettek ki különböző ötletek alapján. A 19. század második felében publikálták az első olyan tanulmányokat, amelyek hallépcsők és egyéb halátjárók terveit ismertetik (Clay 1995). Tudományos alapokon kidolgozott megoldásokat a 20. század kezdetén jelentettek meg először (Nemenyi 1941).

A vízfolyások hosszirányú átjárhatóságának és ökológiai állapotának javítása, és közvetetten a vándorló halfajok védelme megjelenik a magyar vízpolitikát szabályozó Víz Keretirányelv (VKI) követelményeinek Magyar Végrehajtási Stratégiájában, illetve a 1127/2010. (V.21.) és 1155/2016. (III. 31.) kormányhatározatok mellékleteként megjelent Magyarország első és második Vízyűjtő-gazdálkodási Tervében (VGT1 és VGT2).

Az átjárók alapkonceptiója általában a mérsékelt vízáramlási sebesség létrehozása küszöbökkel, ahol a küszöbökön kialakított rések biztosítanak áthaladási lehetőséget a halak számára. A gyarapodó tapasztalatok ellenére számos területen akadnak még nehézségek a hatékonyan működő hallépcsők és egyéb áteresztő csatornák tervezésében. A különböző típusú halátjárók működésének vannak bizonyos korlátai, mint például a kedvező hidraulikai viszonyok fenntartásának lehetősége a változó vízállás és vízhozam esetén. Az említett korlátokon túlmenően azonban inkább az határozza meg az átjárók hatékonyságát, hogy a létrehozott hidraulikus viszonyok hogyan illeszkednek az adott vízfolyás halfaunájához és az egyes halfajok vándorlási viselkedéséhez.

Ahhoz, hogy a folyón felfelé vándorló halak sikeresen jussanak át az útvonalukat elzáró akadályon, meg kell találniuk az átvezetésüket segítő létesítmény bejáratát. Különösen fontos a bejárat elhelyezése és kialakítása, továbbá egy olyan vízáramlás létrehozása, amely a bejáratához vonzza a halakat. Általános tapasztalat, hogy a halak tereléséhez a folyó vízhozamának legalább 5-10%-a szükséges. Az átjáró medrében ugyanakkor a terelő vízhez képest közel egy nagyságrenddel kisebb vízmennyiséget kell áteresztetni az eredményes átjutáshoz. A vízáramlás komplex módon hat a halakra és a különböző fajok reakcióira vonatkozó ismeretek ma még hiányosak (NMFS 2004, Williams és társai 2014).

A folyón lefelé történő vándorlás részletei kevésbé ismertek, mint a felső szakasz irányába történő vonulás. A folyásiránnyal megegyező haladás során általában nincsenek akadályok, viszont lehetnek veszélyes létesítmények, mint például a vízerőművek turbinakamrái, amelyek a rajtuk áthaladó halak jelentős sérülését és pusztulását okozhatják. A halak távoltartása a veszélyes helyektől nehezen oldható meg. A kisebb folyókon hatékonyan használhatóak az elektromos halzárak. A nagyobb folyókon is jól működő terelőrendszerek fejlesztéséhez innovatív megoldásokra van szükség (Pavlov és Mikheev 2017).



A hazai folyókon a szélsőséges vízjárási helyzetek növekvő gyakorisága várható, amihez a vándorló folyami halfajok, mint a kecsege, akkor képesek alkalmazkodni, ha nem korlátozott az élőhelyek, illetve a távolabbi folyószakaszok közötti szabad vándorlásuk. Ebből a szempontból is fontos a vándorlási útvonalat biztosító folyami ökológiai folyosók fenntartása és helyreállítása.

#### **A folyami élőhelyek védelme és helyreállítása**

Az élőhely-védelem fontos kérdései a területi lehatárolás és a biológiai funkciók tartós fennmaradásának biztosítása. A természetmegőrzési célú élőhely-védelem törekvései gyakran egybeesnek a természetesvízi halgazdálkodás érdekeivel, ugyanakkor az utóbbi szempontrendszere a hasznosítható halfajok populációinak gyarapítását helyezi előtérbe.

A kecsege populációk megőrzése szempontjából alapvető élőhelyek meghatározásakor elsősorban a faj egyedfejlődési ciklusának szűk keresztmetszetét jelentő területekre (szaporodás, korai egyedfejlődés és teletés) kell figyelmet fordítani. Ezzel kapcsolatos feladat a szaporodó, ivadéknevelő és teletőhelyek lokalizálása, valamint azok ökológiai állapotának értékelése. Ahol az élőhelyek állapota jónak minősíthető, ott a védelmüket kell előtérbe helyezni. Ha korlátozott a kecsege egyedfejlődésének megfelelő feltételeket biztosító élőhelyek kiterjedése, akkor a helyreállításuk, vagy kialakításuk lehetőségét kell megvizsgálni.

A kecsege élőhelyeinek lokalizálásában elsősorban az élőhelyek használatát megfigyelő monitorozás eredményei nyújtanak hasznosítható információt.

#### **Az önfenntartó kecsege populációk életképességének javítása (SC 3)**

##### **Haltelepítés**

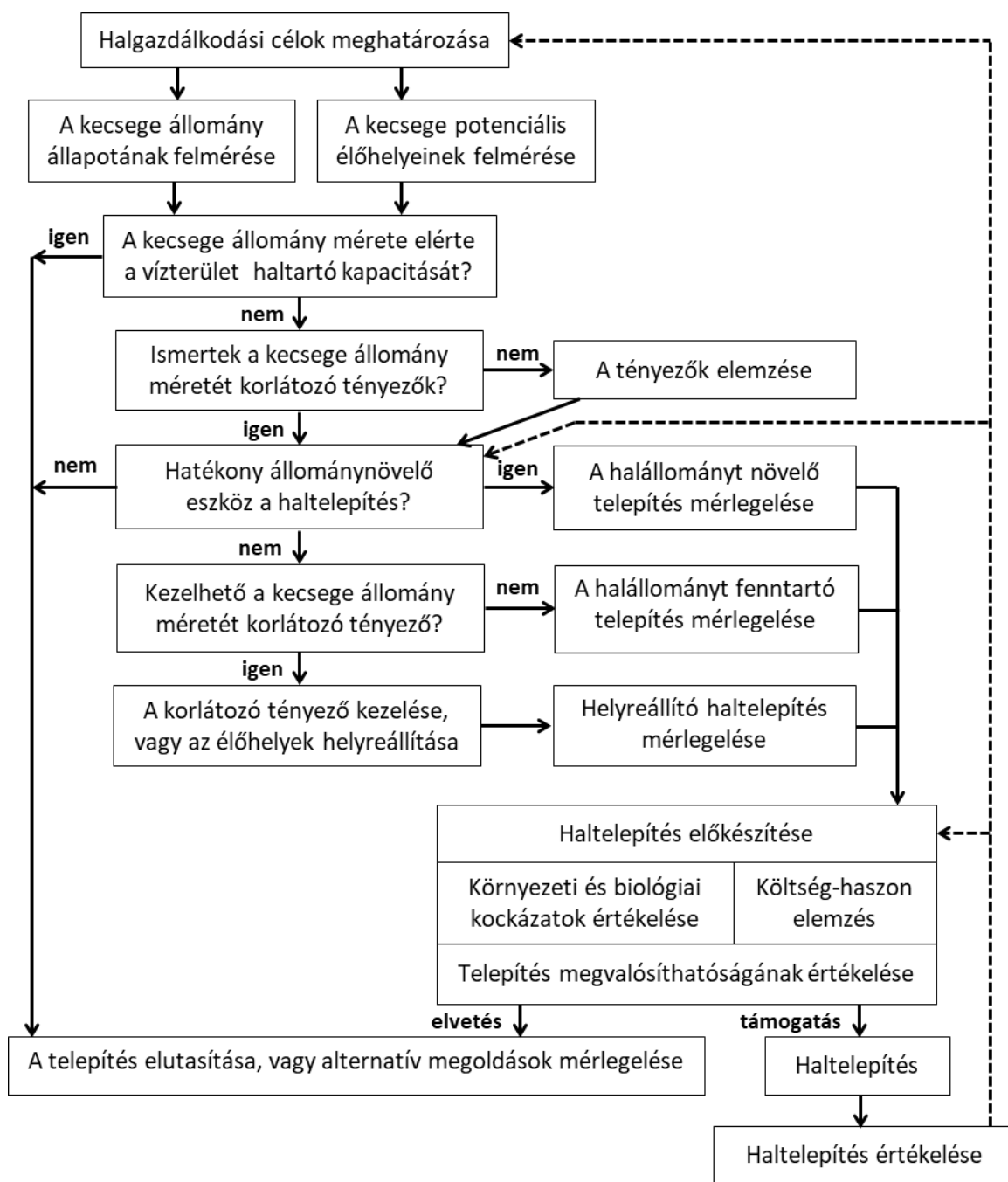
A haltelepítés évtizedek óta alkalmazott eszköz a kecsege populációk utánpótlásának javításában. A korábbi gyakorlattól eltérően ma már nem a lárvák és a néhány centiméteres ivadék, hanem a nagyobb méretű, egyéves vagy kétnyaras növendék halak kihelyezésével javítják az állománypótlás hatékonyságát. Több hazai halgazdaság foglalkozik a kecsege szaporításával és nevelésével, ezért előzetes megrendelés esetén a meglévő termelői kapacitással biztosítható a nagyobb méretű ivadék, illetve növendék előállítás a természetes populációk gyarapításához szükséges mennyiségben.

A természetesvízi halasítások hatékonyságának elemzései többnyire azt igazolják, hogy a folyami telepítések kevésbé eredményesek, mint az állóvizekbe történő halkihelyezések. A folyami halak ívó és ivadéknevelő élőhelyeinek helyreállítása általában hatékonyabban segíti a populációk gyarapodást (Steel és társai 1998). A haltelepítések hatékonysága ugyanakkor növelhető a potenciális kockázatok átfogó elemzésével (30. ábra).



**29. ábra: Mesterségesen szaporított, egyéves kecsge kihelyezése a Dunába. A hal hátán belövészállal rögzített műanyag haljel látható.**

A hazai kecsge telepítések hatékonyságára vonatkozó ismereteink meglehetősen hiányosak, ezért a kihelyezett halak viselkedésének, megmaradásának és vándorlásának monitorozása mindenképpen indokolt. Nincsenek tapasztalataink többek között a lokálisan eltérő élőhelyi adottságokhoz való alkalmazkodást segítő szaporodási polimorfizmus (lásd a Horgászati hasznosítás c. fejezetet) előfordulására vonatkozóan. A hosszabb távon hatékony védelmi intézkedések tervezéséhez alapvető információt jelentene a közép-dunai kecsge populációk genetikai struktúrájának feltárása. A felmérések eredményei alapján lehetne igazolni vagy elvetni a metapopulációra vonatkozó feltételezést, továbbá a valószínűleg genetikailag is determinált szaporodási polimorfizmus (Currens és társai 1990) működését. Addig is, amíg ezek a kérdések szakmailag megalapozott választ kapnak, törekedni kell arra, hogy lehetőleg a telepítendő vízterületről befogott anyahal állomány szaporításából származzanak a kihelyezésre kerülő kecsgék. Mérlegelni kell ugyanakkor a beltenyésztés kockázatát is, amelynek elkerüléséhez közel ötven effektív tenyészállatot célszerű bevonni a szaporításba (Dodge és Mack 1996).



30. ábra: A kecsge telepítését megalapozó döntéshozatal folyamata

### A kecsge mesterséges szaporítása

A kecsge szaporításával már a 19. század közepén próbálkoztak Oroszországban. Az ívőhelyekre vándorló halakból lefejt ikrát mesterséges termékenyítés után védett körülmények között keltették, majd a lárvákat a természetes ívő helyek környékén helyezték ki a folyókba. Az első eredményes szaporítást az Ural folyó térségében végezték 1869-ben (Ovsyannikov 1870). Az orosz haltenyésztők az 1930-as években dolgozták ki a hipofízis kivonattal indukált ovulációval (hipofizálás) 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 tejesek részére (Horváth és Lukowicz 1982, Williot és Rouault

1982). A szárított készítményben levő gonadotrop-hormon pontos mennyisége ismeretlen, továbbá előfordulhat, hogy immunreakciót kiváltó biológiailag aktív anyagot tartalmaz, ezért a hipofízis alkalmazását ma már nemzetközi előírások korlátozzák. A hipofízissel kapcsolatos nehézségek kiküszöbölésére kezdték el alkalmazni a halak luteinizig hormone-releasing hormonjainak, szintetikus úton előállított különböző analógjait (LHRHa). Ezek közül elsősorban a des-Gly10(D-Ala6)-GnRH Ethylamid érdemel említést, amelynek 100 µg/kg-os dóziséval a hipofízis kivonathoz hasonló hatás érhető el a kecsége esetében (Horváth és társai 1986, Rónyai 1991). 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).

A kecsége szaporításának és ivadéknevelésének módszereiről Ittész és társai (2019) részletes leírást adnak. A folyamat röviden: 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. A tokfélék petevezetőjének sajátos felépítése következtében általában nem lehet az összes ikrát lefejni, ezért esetenként a hasfal felnyitásával távolítják el az ovulált ikraszemeket.

A hímek ivarnyílásából egy fecskendőre szerelt műanyag csövön keresztül, a hasfalra gyakorolt nyomás hatására jelentős mennyiségű sperma szívható le. Egy-egy haltól néhány órán keresztül több alkalommal is nyerhető hímivarsejt, amely 1-4° C-on tárolva károsodás nélkül akár több napig is eltartható. Vízzel érintkezve a kecsége hímivarsejtei viszonylag hosszú ideig, néhány óráig életképesek. Termékenyítés előtt az ikráról el kell távolítani a spermiumok mozgását gátló ovariális folyadékot. Egy-egy anyaghalból 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 gátló oldatot öntenek az előzőleg átmosott ikrára, amelyben 40-50 percig kíméletes 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 és társai 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 kecsége 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. Az

ikra termékenyülési százalékának megállapításához a 2-4 sejtes vagy a gasztruláció utáni állapot a legalkalmasabb.

A nem táplálkozó, szabad embrionális periódus a hőmérséklettől függően 5-15 napig tart. A 6-8 mm-es embriókat ún. gyertyázó úszó mozgás és pozitív fototropizmus jellemzi. Az önálló táplálkozás megkezdését követően viszonylag gyors növekedésnek indulnak a lárvák.

A mesterséges körülmények között keltegetett 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 ivadékot 1-2 ha területű tavakba telepítik, 30.000-120.000 ind./ha sűrűséggel. Az előnevelés alatt 30-40 % mortalitás várható (Milstein 1970). A nyárvégi-koraőszi időszakra az ivadék elérheti a 8-18 cm testhosszúságot (Sokolov és Vasilev 1989).

### **A fajmegőrzési feladatok megvalósításának feltételei**

Nagyobb folyókban a kecsge halászati jelentősége kiemelkedő volt a történelmi időkben, de a 20. században, különösen annak végétől a populációk fogyatkozását jelezték a halászok és horgászok csökkenő fogási eredményei. A kecsge országos fajmegőrzési terv célja a hazai folyókban fennmaradt populációk apadásának megállítása, valamint a gyarapodásukat elősegítő intézkedési lehetőségek és szakmai feladatok áttekintése. Az általános cél elérését biztosító stratégiai célkitűzések megvalósításában jelentős eredmények érhetőek el egy közel tízéves távra tervezett fajvédelmi program keretében.

Az emberiség történelmének elmúlt évszázada során a folyóvízi ökoszisztémákat módosították legnagyobb mértékben a társadalmi és gazdasági hajtóerők okozataként fokozódó környezeti terhelések. Ezek negatív következményeit jelzi többek között a hazai kecsgeállomány apadása.

A halgazdálkodási hasznosítók gyakran hangoztatják azt a véleményt, hogy a kecsge természetes szaporulatának csökkenését mesterségesen szaporított halak telepítésével lehet, illetve kell pótolni, mert „a természetes ívóhelyek már nem funkcionálnak”. Ez a gyakorlat tüneti kezelés, és nem jelent megoldást a probléma okainak megszüntetésére. A kecsge fajmegőrzési terv koncepciója ettől eltérő megoldásokat helyez előtérbe.

A faj megőrzésének kiindulópontja az emberi tevékenység és a halpopulációk változásai közötti ok-okozati összefüggések azonosítása, valamint ezek egymásra épülő, halmozott hatásainak megértése. A hatásfolyamatok feltárásakor számos olyan kérdés vetődik fel, amelyek megválaszolásához célirányos vizsgálatokra és felmérésekre van szükség.

Fontos, megoldandó feladat, a kecsge populációk változásainak megfigyelése. Magyarországon nem működik a tokfélékre, illetve kecsgére irányuló monitorozó rendszer, eltérően a legtöbb Duna menti ország kutatási gyakorlatától. Az elmúlt években számos nemzetközi projekt szerveződött a dunai tokfélék és vándorló halak kutatására, de magyarországi intézmény nem, vagy csak érintőlegesen, a halak szaporítására és telepítésére irányuló fajvédelem területén vett részt ezekben. A hazai folyókat benépesítő kecsge populációk kutatásában nem történt előrelépés, ugyanakkor a monitorozás módszertanára vonatkozó részletes szakmai leírás és programjavaslat (Guti 2021) már elkészült.

A fajmegőrzési tervben megjelenő koncepció a kecsge szaporodási sikerének és természetes utánpótlásának javítására irányul, egyrészt a populációkat befolyásoló terhelések enyhítésével, másrészt a populációk élettérének helyreállításával. A védelmi intézkedések mozgásterét ugyanakkor behatárolják a folyók gazdasági hasznosítására vonatkozó társadalmi elvárásokból eredő korlátok.

A kecsge ún. ernyőfajnak tekinthető, azaz más halfajok igényeit átfedő összetett élőhelyi igények jellemzik, és ebből kifolyólag élőhelyeinek védelme több más faj megőrzését is lehetővé teszi az ökológiai közösségben.

A kecsge populációk dinamikája a folyami vízrendszer ökológiai integritásának fontos indikátoraként is értékelhető. Ennek megfelelően az öfenntartó populációk egyedszámának gyarapodása a folyók ökológiai állapotának javulását jelzi.

A kecsge populációkat kedvezőtlenül befolyásoló hatások háttérben álló ismert terhelések közül a duzzasztóművek és vízlépcsők építése, a hajózhatóságot javító folyószabályozások, a vízszennyezések és a szúnyoggyérítés a legjelentősebbek. Nem antropogén eredetű terhelés továbbá a kormorán predációjára visszavezethető veszteség. Ezek kezelésére és enyhítésére számos intézkedés javasolható, mint a folyók hosszirányú átjárhatóságának javítása, a kecsge élőhelyek feltérképezése és védelme, a biológiai hatóanyaggal történő szúnyoggyérítés támogatása a kémiai hatóanyagok használatával szemben, a toxikus szennyezőanyagok bioakkumulációjának monitorozása stb.

A fajmegőrzés keretében a populációkat veszélyeztető potenciális hatások feltárása és értékelése is lényeges feladat. Ezek közül említést érdemel a hajóforgalommal összefüggő hatások vizsgálata, a klímaváltozás várható következményeinek elemzése stb. A feltételezett kedvezőtlen hatások igazolása esetén hatékony megelőző vagy enyhítő intézkedéseket kell kezdeményezni.

A fajmegőrzés további eszköze az öfenntartó populációk erősítése mesterségesen szaporított halak telepítésével, ami elsősorban időszakos és nem folyamatos tevékenységként javasolható. A telepítések tervezése során a természetes populációk genetikai integritásának megőrzésére is törekedni kell. Ehhez a populációk genetikai vizsgálata biztosíthat értékelhető információt.



## Irodalom

- Antipa, G. 1909: Fauna ihtiologică a României. Institutul de arte grafice "Carol Göbl" Bucuresti, 295 p.
- Aristovskaya, G. V. 1954: Pitanie ryb – bentofagov Srednei Volgi i ikh pishchevye vzaimootnosheniya. Trudy Tatarskogo otdeleniya VNIORKH 7: 76-133.
- Astakhov, V. I. 2006: Evidence of Late Pleistocene ice-dammed lakes in West Siberia. In: Boreas 35/4: 607-621.
- Badertscher, S., D. Fleitmann, H. Cheng, R. L. Edwards, O. M. Göktürk, A. Zumbühl, M. Leuenberger, O. Tüysüz 2011: Pleistocene water intrusions from the Mediterranean and Caspian seas into the Black Sea. Nature Geoscience, DOI: 10.1038/ngeo1106.
- Balon, E. K. 1967: Ryby Slovenska. Obzor, Bratislava, 412 p.
- Bayley, P.B., H. W. Li 1996: Riverine Fishes. p. 92-122. In: Petts, G. and Callow, P. (Eds.) River Biota. Blackwell Science Ltd.
- Bănărescu, P. 1964: Pisces - Osteichthyes (pesti ganoizi si osisi). Editura Academiei Republicii Populare Romîne, Bucuresti. 962 p.
- Bemis, W.E., E.K. Findeis, L. Grande 1997: An overview of Acipenseriformes. Environ. Biol. Fishes, 48: 25-71.
- Berg, L. S. 1948: Ryby presnykh vos SSSR i sopredel nykh stran 1. Izd. Akademii Nauk SSSR, Moskva-Leningrad, 468 p.
- Birstein, V. J., W. E. Bemis 1997: How many species are there within the genus Acipenser? Environmental Biology of Fishes 48: 157-163.
- Bloesch, J., T. Jones, R. Reinartz, B. Striebel 2006: Action Plan for the Conservation of Sturgeons (*Acipenseridae*) in the Danube River Basin. Nature and environment, 144. Council of Europe Publishing, 121 p.
- Bordós G., J. Reiber 2016: Mikroműanyagok a környezetben és a táplálékláncban. Élelmiszervizsgálati közlemények, 62/2: 1021-1037.
- Chebanov, M. S., E. V. Galich 2013: Sturgeon hatchery manual. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, 558, 338 p.
- Clay, C. H. 1995: Design of Fishways and Other Fish Facilities, 2nd edn. Boca Raton, LA: Lewis Publishers, 248 p.
- Csillik, B., J. Fazakas, J. Nemcsók, E. Knyihár-Csillik 2000: Effect of the pesticide Deltamethrin on the Mauthner cells of Lake Balaton fish. Neurotoxicology, 21(3): 343-352.
- Currens, K.P., C.B. Schrech, 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.
- Deckert, K., G. Sterba 1967: Urania Tierreich, Fische. Leipzig, Jene, Berlin, Urania Verlag, 533 p.
- Diksha, B. 2019: Reconstructing the Pleistocene connectivity history of the Black Sea and the Caspian Sea using strontium isotopes. School of Geographical Sciences, University of Bristol, 262 p.
- 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.
- Dudich E., Loksa I. 1968: Állatrendszertan. Tankönyvkiadó, Budapest, 708 p.
- Eriksen M., L. C. M. Lebreton, H. S. Carson, M. Thiel, C. J. Moore, et al. 2014: Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. PLoS ONE 9 (12): e111913. doi:10.1371/journal.pone.0111913
- Faludi J. 1973: A Fertő tó halfaunája különös tekintettel az angolna és a fogassüllő gazdasági jelentőségére. Diplomadolgozat, Sopron, 157 p.
- FAO (Fisheries and Aquaculture Department). 2016. Acipenser ruthenus. Database on introductions of aquatic species. Available: <http://www.fao.org/fishery/introsp/15/en>.
- Faragó, S., L. Gosztonyi, K. Keresztessy, G. Gyói 2006: Fish consumption by cormorants in Hungary. p. 61-73. In: Hanson, A., J. Kerekes, J. Paquet (Eds.) Limnology and Aquatic Birds: Abstracts and

- Selected Papers from the Fourth Conference of the Societas Internationalis Limnologiae (SIL) Aquatic Birds Working Group. Canadian Wildlife Service Technical Report Series No. 474 Atlantic Region.
- Farský, M., J. Hajdú, L. Pekárik, J. Kautman 2013: On the occurrence of the Siberian sturgeon (*Acipenser baerii* Brandt, 1869) in Slovak–Hungarian section of the Danube. *Pisces Hungarici*, 7: 139-140.
- Fekete G., Darvas B., Gergely G. 2006: Csípőszúnyoglárva-tenyészőhelyek a Velencei-tó térségében. p. 19-20. In: Székács A. (Ed.) *Környezetbarát védekezési technológiák csípőszúnyogok ellen.* MTA Növényvédelmi Kutatóintézete.
- Fieszl, J., E. Bogacka-Kapusta, A. Kapusta, U. Szymanska, A. Martyniak 2011: Feeding ecology of sterlet *Acipenser ruthenus* L. in the Hungarian section of the Danube River. *Arch Pol Fish.* 19: 105-111.
- Friedrich, T., J. Gessner, R. Reinartz, B. Striebel-Greiter 2018: Pan-European Action Plan for Sturgeons. *T-PVS/Inf(2018)6*, 85 p.
- Gesner, J., J. Freyhof, M. Kottelat 2010: *Acipenser ruthenus*. The IUCN red list of threatened species 2010. Available: <http://www.iucnredlist.org/details/full/227/0>.
- Ginzburg, A. S., 1963: *Instruktsiya po isskustvennomu osemneniyu osetrovikh ryb.* GLAVRYBVOD, Moscow, 23 p.
- Grémillet, D., M.R. Enstipp, M. Boudiffa, et al. 2006: Do cormorants injure fish without eating them? An underwater video study. *Marine Biology* 148, 1081-1087.
- Gurov, M. I. 1966: *Promyslovoe ispolzovanie sterlyadi Tsimlyanskogo vodokhranilishcha.* Rybnoe khozyaistvo 8: 13-15.
- Guti, G. 2006: A tokfélék (*Acipenseridae*) jelenlegi helyzete és védelme Magyarországon. *Halászatfejlesztés.* 31: 123-136.
- 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. 2020: A Dunai Hajút Fejlesztési Program hatása a folyó halállományára és a horgászati célú halgazdálkodásra. *Kutatási jelentés*, 56 p.
- Guti G. 2021: Környezeti monitoring rendszer biológia sokféleség fenntartásához. A veszélyeztetett vándorló halfajok – elsősorban kecsege – populációinak monitorozása. *Kézirat*, 71 p.
- 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.
- Györe K. 1995: *Magyarország természetesvízi halai.* Vízi Természet- és Környezetvédelem 1. KGI, 339 p.
- Györe K., Váry Zs. 1993: A tiszai kecsege (*Acipenser ruthenus* L.) növekedése, mortalitása, hozama, populációnagysága a folyó Csongrád-Szeged közötti szakaszán. XVII. Halászati Tudományos Tanácskozás. *Halászatfejlesztés*, 16: 81-101.
- Hallmann, C. A., M. Sorg, E. Jongejans, H. Siepel, N. Hofland, H. Schwan, et al. 2017: More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12 (10): e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hankó B. 1933: A hajdani Alföld ősi állatvilága. A Debreceni Tisza István Tudományos Társaság Honismereti Bizottságának Kiadványai. 8/29: 1-83.
- Harka Á., Sallai Z. 2004: *Magyarország halfaunája.* Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, 269 p.
- Havasréti B. 2018: A szúnyogirtásról növényvédős szemmel. *Biokultúra* 2018/3: 20-21.
- Hensel, K., J. Holčík 1997: Past and current status of sturgeons in the upper and middle Danube River. *Environmental Biology of Fishes*, 48: 185-200.
- Herman O. 1887: *A magyar halászat könyve I-II.* A K. M. Természettud. Társulat, Budapest, 860 p.

- Holčík, J., P. Bănărescu, D. Evans 1989: General introduction to fishes. p. 18-147. In J. Holčík (ed.) The freshwater fishes of Europe. Vol. 1, Part II. General introduction to fishes Acipenseriformes. AULA-Verlag Wiesbaden.
- Holčík, J. 1995: Acipenseriformes. p. 372–397. In: V. Baruš, O. Oliva (eds.) Mihulovci Petromyzontes a ryby Osteichthyes (1). (Lampreys Petromyzontes and bony fishes Osteichthyes), Fauna ČR a SR, Vol. 28/1, Academia, Praha.
- Holčík, J., A. Klindová, J. Masár, J. Mészáros 2006: Sturgeons in the Slovakian rivers of the Danube river basin: An overview of their current status and proposal for their conservation and restoration. *Journal of Applied Ichthyology*, 22: 17-22. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2007.00924.x>
- 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: Successful 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: a kecsége. *Halászat*, 84: 169-170.
- ICPDR 2018: ICPDR Sturgeon Strategy, 20 p.
- ITIS 2021: Integrated Taxonomic Information System. [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search\\_topic=TSN&search\\_value=161079#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=161079#null)
- Ittész I., Szabó T., Horváth L. 2019: A tokalakúak szaporítása és ivadéknevelése. p. 139-165. In: Urbányi B., Horváth Á. (szerk.) A tokalakúak biológiája és tenyésztése. Vármédia Print Kft. Gödöllő.
- Jaczó I. 1953: Kísérletek a kecsége mesterséges szaporítására. *Hidrológiai Közlöny* 33: 149-152.
- Jancsó K., Tóth J. 1987: A kisalföldi Duna-szakasz és a kapcsolódó mellékvizek halai és halászata. p. 162-192. In: Dvihally, Zs. A kisalföldi Duna-szakasz ökológiája, VEAB
- Janković, D. 1958. Ekologija dunavske kecige (*Acipenser ruthenus* L.) *Biol. Inst. N. R. Srbija*, knj. 2., Beograd, 145 p.
- 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.
- Józsa V. Fazekas Gy., Guti G. 2016: A kecsége (*Acipenser ruthenus*) fajmegőrzési terve. NAIK HAKI, Szarvas, 64 p.
- Kalmykov, V. A., G. I. Ruban, D. S. Pavlov 2010: Migrations and Resources of Sterlet *Acipenser ruthenus* (*Acipenseridae*) from the Lower Reaches of the Volga River. *Journal of Ichthyology*, 50/1: 44-51.
- Keve A. 1973: A Balaton bűvár- és vöcsökfajai, gödénye és kárókatónája. A Veszprém megyei múzeumok közleményei 12: 565-573.
- Khodorevskaya, R. P., G. I. Ruban, D. S. Pavlov 2009: Behavior, Migrations, Distribution, and Stock of Acipenserids in the Volga-Caspian Basin. *World Sturgeon Conservation Society Spec. Publ.* 3, 233 p.
- Khoroshko, P. N. 1967: Sterlyad Nizhnei Volgi. *Trudy TSNIORKH* 1: 103-107.
- Kindermann, H. 2008: A kormoránok halállományra, halászatra és akvakultúrára gyakorolt fokozódó hatásainak csökkentését célzó „Európai kormoránállomány-kezelési terv” kidolgozásáról. Európai Parlament Halászati Bizottság, Munkadokumentum. 7 p.
- Kottelat, M., J. Freyhof 2007: Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. 646 p.
- 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. 1868: Halaink és haltenyésztésünk. A Magyar Tud. Akadémia XXVIII. Nagyülése által Vitéz József-féle jutalommal koszorúzott pályamunka. Emich G. magyar akd. nyomdász, Pest. 131 p.
- Larsen, O. N., M. Wahlberg, J. Christensen-Dalsgaard 2020: Amphibious hearing in a diving bird, the great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*). *Journal of Experimental Biology* (2020) 223, jeb217265. doi:10.1242/jeb.217265
- Laumann, K. M. 2016: Sturgeon (*Acipenseridae*) phylogeny, biogeography, & ontogeny. PhD Dissertation. The Faculty of the School of Marine Science. Virginia, 305 p.
- Lázár K. 1874: Hasznos és kártékony állatainkról. I. rész, Emlősök, madarak, hüllők. Szent-István-Társulat, Budapest, 132 p.
- Lechner, A., H. Keckeis, F. Lumesberger-Loisl, B. Zens, R. Krusch, M. Tritthart, M. Glas, E. Schludermann 2014: The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environ Pollut.*, 188: 177-181.
- 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.
- Lucas, M., E. Baras 2001: *Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science, Oxford, 420 p.
- 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. 1947: Osnovnye cherty ékologii osetrovyykh v Srednei Volge. *Trudy Obshchestva estestvoispytatelei pri Kazanskom univ.* 57: 39-143.
- 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 prisposoblenniya k novomu sushchestvovaniyu*. Izd. Kazanskogo univ., Kazan
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 2021a: A szúnyogirtás természetvédelmi kockázatai és biológiai megoldásai. [https://www.mme.hu/a\\_szunyogirtas\\_termeszettvedelmi\\_kockazatai\\_es\\_biologiai\\_megoldasai](https://www.mme.hu/a_szunyogirtas_termeszettvedelmi_kockazatai_es_biologiai_megoldasai) Letöltés dátuma: 2021-11-01
- Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület 2021b: Magyarország madarai: Kárókatona. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-phacar> Letöltés dátuma: 2021-11-03
- Mamedov, A. V. 1997: The Late Pleistocene-Holocene history of the Caspian Sea. *Quaternary International*, 41-42: 161-167.
- Masár, J., R. Turanský, I. Krupka, J. Kautman 2006: First find of the Siberian sturgeon (*Acipenser baerii*) in the Slovak-Hungarian segment of the Danube River. *Acta Rer. Nat. Mus. Nat. Slov.* LII: 50-55.
- Milstein, V. V. 1972: *Osetrovodstvo*. Izd. Pischevaya promyshlennost, Moscow, 128 p.
- Nagy, Š. 1987: The food of sterlet (*Acipenser ruthenus*) in the Czechoslovak-Hungarian section of the Danube. *Folia Zoologica*, 36: 281-287.
- National Administration "Romanian Waters" 2018: *DanubeSediment: Interactions of Key Drivers and Pressures on the Morphodynamics of the Danube*, 79 p.
- Nelson, J. S., T. C. Grande, M. V. H. Wilson 2016: *Fishes of the World*, Fifth edition. Hoboken, New Jersey, John Wiley & Sons, 707 p.
- Nemenyi, P. 1941: *An Annotated Bibliography of Fishways*. Univ. Iowa, Stud. Eng. Bull. No. 23. 64 p.
- NMFS, 2004: *Anadromous salmonid passage facility guidelines and criteria*. National Marine Fisheries Service, Northwest Regional Office, Portland, Oregon, 140 p.
- Nikolski, G. V. 1943: K istorii ikhtiofauny basseina Belogo morya. *Zool. zhurnal*, 22: 27-32.
- 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 p.

- Pavlov, D. S., V. N. Mikheev 2017: Downstream migration and mechanisms of dispersal of young fish in rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74: 1312-1323.
- Peng, Z., A. Ludwig, D. Wang, R. Diogo, Q. Wei, S. He 2007: Age and biogeography of major clades in sturgeons and paddlefishes (Pisces: *Acipenseriformes*). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 42: 854-862.
- Pintér K. 1989: Magyarország halai. Akadémiai Kiadó, Budapest. 202 p.
- Pintér K. 1995: A halászat fejlesztésének jogi és szervezeti kérdései. p. 7-22. In: Balogh J. (szerk.) *Halászatunk helyzete és fejlesztési lehetőségei*. HOSZ, Budapest.
- Polgár L., Fekete G., Darvas B. 2006: A meleg aerosolos csípőszúnyogállomány-gyérítés alkalmazásának kritikája. p. 19-20. In: Székács A. (Ed.) *Környezetbarát védekezési technológiák csípőszúnyogok ellen*. MTA Növényvédelmi Kutatóintézet.
- Popov, S. V., I. G. Shcherba, L. B. Ilyina, L. A. Nevekkaya, N. P. Paramonova, S. O. Khondkarian, I. Magyar 2006: Late Miocene to Pliocene palaeogeography of the Paratethys and its relation to the Mediterranean. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 238/1-4: 91-106.
- Rákóczi L., Sass J. 2005, Morfológiai változások, üledékviszonyok, hordalék járás. p. 7-10. In: *A szigetközi környezeti monitoring eredményei. Konferencia előadások összefoglalói*, MTA Szigetközi Munkacsoportja, Budapest.
- Reinartz, R. 2002: Sturgeons in the Danube River. – Literature study on behalf of IAD, Landesfiscereiverband for Bayern e.V. and Bezirk Oberpfalz. 150 p.
- Richardson, J. R., M. M. Taylor, S. L. Shalat, T. S. Guillot, III, W. M. Caudle, M. M. Hossain, T. A. Mathews, S. R. Jones, D. A. Cory-Slechta, G. W. Miller 2015: Developmental pesticide exposure reproduces features of attention deficit hyperactivity disorder. *FASEB J.* 29(5): 1960-1972.
- 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 kecsge (*Acipenser ruthenus* L.) korai és szezonális szaporításáról tokhipofízis és GnRH kezelés mellett. *Halászat*, 84: 190-192.
- Rybníkář, J., M. Prokeš, J. Mareš, M. Čileček 2011: Early development and growth of sterlet (*Acipenser ruthenus*) in the Czech Republic. *Acta univ. agric. et silvic. Mendel. Brun.*, 2011, LIX, 5: 217-226.
- Ristić, M. D. 1970: Migracija riba u reci Dunav i njegovim pritokama, njen uticai na nstanke i dinamiku populacija ekonomskih vaznih riba kao i na ribolov. *Ribarstvo Jugoslavije* 25: 1-15.
- Shmidtov, A. I. 1939: Sterlyad (*Acipenser ruthenus* L.). *Uchenye zapiski Kazanskogo univ*, 99 (4-5): 3-279.
- Schmutz, S., C. Mielach 2013: Measures for ensuring fish migration at transversal structures. ICPDR Technical Paper, 50 p.
- Sokolov, L.I., V. P. Vasil'ev 1989: *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758. p. 227-262. In: Holčík, J. (ed.): *The Freshwater Fishes of Europe*, Vol. 1/II, AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Sandu, C., R. Reinartz, J. Bloesch, (Eds.) 2013: "Sturgeon 2020": A program for the protection and rehabilitation of Danube sturgeons. Danube Sturgeon Task Force (DSTF) & EU Strategy for the Danube River (EUSDR) Priority Area (PA) 6 – Biodiversity, 22 p.
- Suciu, R., Guti G. 2012: Have sturgeons a future in the Danube River? *IAD Limnological Reports*, 39: 19-30.
- Steel, R., K. O'hara, M. W. Aprahamian. 1998: Recreational fisheries: the realities of stocking coarse fish in the UK. p. 99-111. In: I. G. Cowx (ed.) *Stocking and introduction of fish*. Fishing News Books, Blackwell Science Ltd.
- Szabó T. 2000: Az indukált halszaporítás módszerei. In: Horváth L. (szerk.) *Halbiológia és haltenyésztés*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 440 p.
- Szabó T., Horváth L., Ittész I., Horváth Á. 2019: A tokalakúak szaporodásbiológiája. p. 117-137. In: Urbányi B., Horváth Á. (szerk.) *A tokalakúak biológiája és tenyésztése*. Vármédia Print Kft., Gödöllő.

- Szamota I. 1894: A schlágli magyar szójegyzék. A XV. század első negyedéből. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 125 p.
- Szily L. 2010: Gyilkos dugó söpört végig a Duna fenekén. [https://index.hu/belfold/2010/10/11/megis\\_juthatott\\_mereg\\_a\\_dunaba/](https://index.hu/belfold/2010/10/11/megis_juthatott_mereg_a_dunaba/)
- Teodoru, C. R., B. Wehrli 2005: Retention of Sediments and Nutrients in the Iron Gate I Reservoir on the Danube River. *Biogeochemistry*, 76(3): 539-565.
- Tóth J. 1960: Kecsege a magyar Dunán. *Halászat*, VII/6: 116-117.
- 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.
- Unger, E. 1953: Die Fischmarkierung in den freinen Gewässern Ungarns und die mit Gummiringen markierten Donau-Fische. *Verh. Int. Ver. Limnol* 7: 388-397.
- Yanina, T. A. 2014: The Ponto-Caspian region: Environmental consequences of climate change during the Late Pleistocene. *Quaternary International*, 345: 88-99.
- Vladykov, V. 1931: Poissons de la Russie sous-carpathique (Tchécoslovaquie). *Mémoires de la Société Zoologique de France* 29, 217-374.
- Vo, H. C., M. H. Pham 2021: Ecotoxicological effects of microplastics on aquatic organisms: a review. *Environ Sci Pollut Res Int.*: 28(33): 44716-44725.
- Vutskits G. 1913: Classis pisces. In: *Fauna Regni Hungariae. 1. Vertebrata. Regia Soc. Scient. Natur. Hungarica*, Budapest, 1-42.
- Williams, J.G., G. Armstrong, C. Katopodis, M. Larinier, F. Travade 2012: Thinking like a fish: A key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions. *River Research and Applications*, 28(4): 407-417.
- Williot, P., T. Rouault 1982: Compte rendu d'une premiere reproduction en France de l'esturgeon siberien, *Acipenser baeri*. *Bull. Fr. Piscic.* 286: 255-261.
- Winemiller, K., P. B. McIntyre, L. Castello, E. Fluet-Chouinard, T. Giarrizzo, S. Nam, et al., 2016: Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong: Basin-scale planning is needed to minimize impacts in mega-diverse rivers. *Science*. 351(6269): 128-129.
- Wolter, C., R. Arlinghaus, A. Sukhodolov, C. Engelhardt 2004: A model of navigation-induced currents in inland waterways and implications for juvenile fish displacement. *Environmental Management* 34/5: 656-668.
- World Commission on Dams 2000: *Dams and Development. A new framework for decision making*, London: EarthScan. 20 p.
- Wright, S. L., R. C. Thompson, T. S. Galloway 2013: The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environ Pollut.* 178: 483-492.
- WWF 2017: *WWF Network Sturgeon Strategy*. WWF Bulgaria, 28 p.
- WWF 2020: *Living Planet Report 2020. Bending the curve of biodiversity loss: a deep dive into freshwater*. Almond, R.E.A., M. Grooten, T. Petersen (Eds). WWF, Gland, Switzerland, 15 p.
- Wysocki, L. E., J. P. Dittami, F. Ladich 2006: Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes, *Biological Conservation* 128:501-508.