

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

**A kősüllő – *Sander volgensis* (Gmelin, 1789)  
országos fajmegőrzési terve**

**Az Agrárminisztérium**

**Horgászati és Halgazdálkodási Főosztály**

**megbízásából készítette:**

**Dr. Guti Gábor (PhD.)**

**2018**



# Tartalom

Bevezetés	5
Etimológia	8
<i>A faj magyar neve</i>	8
<i>A kőszüllő neve más nyelveken</i>	9
Taxonómia és evolúció	10
<i>Rendszertani besorolás</i>	10
<i>Szinonim nevek</i>	10
<i>Sügéralakúak rendje (Perciformes)</i>	10
<i>Sügérfélék családja (Percidae)</i>	11
<i>Sander nemzetség</i>	11
<i>A faj kialakulása</i>	12
Alaktani leírás	16
Elterjedési terület	18
Ökológiai jellemzés	23
<i>Élőhely</i>	23
<i>Táplálkozás</i>	24
<i>Szaporodásbiológia</i>	26
<i>Ivarszervek és ivarsejtek</i>	26
<i>Ivarérés és ivari ciklus</i>	28
<i>Ívás</i>	30
<i>Korai egyedfejlődés</i>	32
<i>Populációdinamika</i>	35
<i>A hazai állományok mennyiségi alakulása</i>	35
<i>Koreloszlás és növekedés</i>	38
Hasznosítás	42
Természetvédelmi státusz	46
A kőszüllő populációkat érintő negatív hatások	47
<i>Az élőhelyek megváltozása</i>	48
<i>A folyók szabályozása</i>	48

<i>A tavak szabályozása</i>	51
<i>A populációkat korlátozó antropogén terhelések</i>	52
<i>Hajózás, hajóforgalom</i>	52
<i>Diffúz vízszennyezések</i>	54
<i>Pontszerű vízszennyezések</i>	56
<i>Rendkívüli vízszennyezések</i>	57
<i>Műanyagok okozta környezetszennyezések</i>	58
<i>Szúnyogállományok gyérítése</i>	60
<i>A horgászati hasznosítás</i>	62
<i>A populációk nem antropogén eredetű biológiai terhelései</i>	64
<i>Invazív konkurens halfajok</i>	64
<i>Invazív predátorok</i>	66
<i>Az éghajlat változása</i>	67
<i>A negatív hatású tényezők értéklelése</i>	69
<i>A kősüllő fajmegőrzési terve</i>	79
<i>A fajmegőrzés stratégiája</i>	79
<i>Az élőhelyek védelme és helyreállítása</i>	80
<i>Folyami élőhelyek</i>	80
<i>Tavi élőhelyek</i>	82
<i>A populációk antropogén terhelésének mérséklése</i>	82
<i>Hajóforgalom</i>	82
<i>Vízszennyezések</i>	83
<i>Műanyagok okozta környezetszennyezés</i>	84
<i>Szúnyoggyérítés</i>	85
<i>Horgászat</i>	85
<i>A nem antropogén eredetű biológiai terhelések kezelése</i>	86
<i>Invazív konkurens halfajok</i>	86
<i>Invazív predátorok</i>	87
<i>Alkalmazkodás az éghajlat változásához</i>	88
<i>Ex-situ fajvédelem</i>	88
<i>Haltelepítés</i>	88

<i>Szaporítás</i>	90
<i>Ivadékkevelés</i>	95
<i>A fajmegőrzési feladatok megvalósításának feltételei</i>	97
Összefoglalás	104
Köszönetnyilvánítás	107
Irodalom	108
Internetes hivatkozás	115

## Bevezetés

A 21. század kezdetén az „egyre nagyobb változások” korában élünk, amikor az emberi tevékenység globális hatótényezővé vált, amely magába foglalja a fosszilis energiahordozók elégetéséből származó égéstermékek, a nukleáris izotópok és az ipari hulladékok (műanyag stb.) felhalmozódását a környezetünkben, a szén-, a nitrogén- és a foszfor-ciklusok módosulását, az antropogén klímaváltozást, az idegen fajok invazív elterjedését, és a fajkihalások csaknem ezerszeres növekedését (Thomas és társai 2004, Brooks és társai 2006, Dudgeon és társai 2006, Dawson és társai 2011).

Az előttünk álló évtizedek alig fognak hasonlítani az elmúlt évtizedekre, és elkerülhetetlenül megváltozik az a természeti környezet, amelyhez vizeink élővilága alkalmazkodott a hosszú evolúciós fejlődése során. Korunk egyik jellemző problémája a kontinentális édesvizek biodiverzitásának hanyatlása, amely sokkal nagyobb mértékű, mint ami a szárazföldi ökoszisztémákra jellemző (Ricciardi és Rasmussen 1999, Dudgeon és társai 2006). Az akvaticus élővilág biológiai sokfélesége pótolhatatlan természeti érték, gazdasági, kulturális és esztétikai értelemben egyaránt, amelynek megőrzését számos, szinergikusan ható antropogén terhelés veszélyezteti. A természetes halfauna fennmaradását az elkövetkező évtizedek védelmi intézkedéseinek hatékonysága fogja meghatározni, ezért alapvető kérdés, hogy mit tehetünk vizeink változatos halállományának megőrzése, illetve az egyértelműen megállapítható kedvezőtlen változások mérséklése érdekében.

Európa nagyobb folyami vízrendszereiben már a 19. században kimutatható volt a természetes halfauna regionális és lokális fajgazdagságának hanyatlása, számos őshonos faj populációjának csökkenése és elterjedési területének szűkülése (Kottelat és Freyhof 2007). A természetesvízi halgazdálkodás érdeklődése elsősorban a hasznosítható halfajokra irányul, és másodlagosan foglalkozik a biológiai sokféleség megőrzésének kérdéskörével. Napjainkban megfigyelhető

ugyanakkor az a paradigmaváltás, hogy a gazdasági szempontból kevésbé értékes, vagy éppen nem halászható halak védelmére is egyre több figyelmet fordít a hazai halászati ágazat. Ez természetvédelmi szempontból is öröndetes. A kőszüllő országos fajmegőrzési tervének elkészítésére az Agrárminisztérium Horgászati és Halgazdálkodási Főosztálya adott megbízást, a halgazdálkodásról és a hal védelméről szóló 2013. évi CII. törvény 63. § (2) bekezdés d) pontjában meghatározottak szerint.

A sügérfélék családjába tartozó süllők a halállomány természetes szerkezetének szabályozásában fontos szerepet betöltő ragadozók, amelyek halászati, horgászati, élelmezési, illetve gasztronómiai jelentősége is kiemelkedő Európában és Észak-Amerikában egyaránt. A süllők két faja őshonos a Kárpát-medencében. A szélesebb körben elterjedt és nagyobb méretű fogassüllő (*Sander lucioperca*) gazdaságilag értékesebb, míg a kőszüllő (*Sander volgensis*) kevesebb figyelmet kap, bár a halászok és a horgászok körében jól ismert. Halászati szempontból inkább Oroszország déli részén számít fontos fajnak, elsősorban a Volga vízrendszerében, annak alsó folyása mentén. Állományának hosszú idejű változását nehéz dokumentálni a térségünkben, mivel a nagyobb példányai a fogassüllő zsákmány közé keveredve kerültek piacra korábban (Herman 1887, Pintér 1989).

Természetes vizeink halgazdálkodóinak tapasztalatai szerint a kőszüllő jelentősen megfogyatkozott az elmúlt évtizedekben. A populációk alakulásáról, aktuális állapotáról ugyanakkor hiányosak az ismereteink, csak balatoni állomány dinamikájáról, szaporodásbiológiai sajátosságairól rendelkezünk tájékoztató jellegű adatokkal.

A kőszüllő hatékony védelmét és horgászható fajként való megőrzését az érvényben levő jogszabályokban rögzített fogási korlátozások nem feltétlenül biztosítják a következő évtizedekben. A jelen tanulmány célja a hazai kőszüllő populációk apadásának megállítására irányuló átfogó fajmegőrzési terv kidolgozása volt. A tervezés előkészítéseként feltártuk a kőszüllő populációkat kedvezőtlenül befolyásoló tényezőket. A terhelések elemzése és rangsorolása alapján hosszabb távú stratégiai

célkitűzéseket határoztunk meg, ismertette az elérésükhöz vezető feladatokat, és áttekintettük a feladatok megvalósításához szükséges feltételeket.

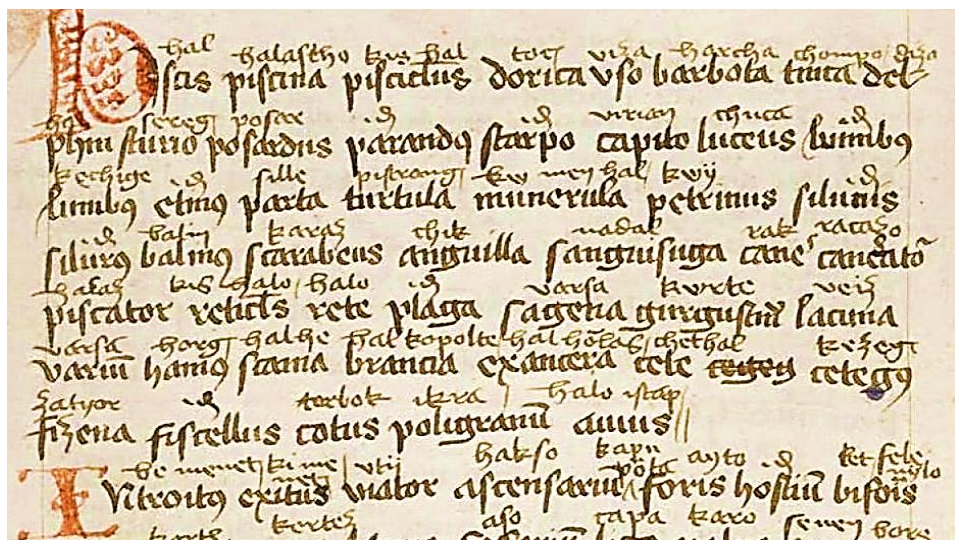
A tanulmány szemlélete szerint a természetes halállomány megújulásra képes érték, amely a természet részét képezi. A természeti értékek helyreállítása és jó állapotának megőrzése során a halgazdálkodók és a természetvédők érdekei összefonódnak. Napjainkban, amikor az emberi tevékenység globálisan, regionálisan és lokálisan is terheli az ökoszisztémákat, a természetesvízi halgazdálkodásban is előtérbe kell helyezni az őshonos halfauna védelmét, mert csak ebben az esetben maradhat a természetes vizeken történő horgászat széles társadalmi rétegek számára elfogadott rekreációs tevékenység a következő évtizedekben.



## Etimológia

### A faj magyar neve

A *Sander volgensis* magyar köznyelvi megnevezése, a „kősüllő” félrevezető lehet, mivel a faj nem kötődik köves aljzathoz, sőt olyan iszapos helyeken is megél, amelyeket a fogassüllő már elkerül. Kriesch (1868, 1876) műveiben még *volgai süllő* néven szerepel. A kősüllő további köznyelvi elnevezései *bandár*, *tarkasüllő*, *csehsüllő*, *tótsüllő* és *vadsüllő* (Herman 1887, Rácz 1996). A horgászok körében újabban elterjedt megnevezések: *köves*, *kövi*. A „bandár” szó eredete: „bandázik a hal, csoportosan jár”. A „tarkasüllő” megnevezés a fogassüllőhöz képest élénkebb színezetre, míg a „vadsüllő” a kisebb méretre utal. A „csehsüllő” és a „tótsüllő” elnevezés a balatoni halászok körében terjedt el a 19. század végén, mert úgy gondolták, hogy az a csehországi Wittingauból (Třeboň) akkoriban hozatott megtermékenyített süllőikrákból kelt ki és szaporodott el (Vutskits 1915). A faj magyar megnevezésére vonatkozó feljegyzések a 19. század előtti időszakból nem ismertek.



1. ábra: A Piscis szócsoport első szakasza a Schlägli szójegyzékben – „sille” = süllő a harmadik kisbetűs sor harmadik szava.

A süllő szó ugyanakkor több évszázados múltra tekint vissza nyelvünkben. Az 1395 körül készült latin-magyar Besztercei Szójegyzékben már felbukkan a „*scillew*” szó, majd közel egy évtizeddel később, az 1400 és 1410 között készült magyar-latin Schlägli szójegyzékben a „*sille*” szó került feljegyzésre (1. ábra), valamint az ahhoz szorosan kapcsolódó, 1435 körül másolt Soproni szójegyzékben. A 16. századi oklevelekben található megnevezések: *swllw*, *silew*, *sywlle*, *silew* (Szamota és társai 1902). A „*süllő*” megnevezés a 18. század elején, 1728-ban jelent meg először Comenius tankönyvében, az *Orbis sensualium pictus* lőcsei kiadásában (Rácz 1996), és ezt követően már ez a név vált általánossá a különböző haltani művekben.

Nyelvünkben a 'süllő' halnév ótörök eredetű jövevényszó, amely rokonságban áll a csuvas „*šəla*”, a baskír „*sīla*”, valamint a cseremisiz „*šəla-kol*” elnevezésekkel (*šəl* = fog, *kol* = hal) amely alapján feltételezhető, hogy a magyarok juttatták el ezt a szót a vándorlásuk során a Kárpát-medencébe (Rácz 1996).

### **A kősüllő neve más nyelveken**

1. táblázat: A kősüllő köznyelvi elnevezése más országokban (<http>1)

<b>angol</b>	Volga perch	Volga pikeperch	Volga Zander
<b>német</b>	Berschick	Steinschill	Wolgazander
<b>orosz</b>	волжский судак		
<b>ukrán</b>	Bersh		
<b>szlovák</b>	Zubác volžský		
<b>cseh</b>	Candát východní		
<b>román</b>	Șalău vărgat		
<b>lengyel</b>	Sandacz bersz		
<b>észt</b>	Jõekoha		
<b>svéd</b>	Volgagös		
<b>bolgár</b>	Малка бяла риба		
<b>török</b>	Sudak balığı	Uzunlevrek balığı	

## Taxonómia és evolúció

### **Rendszertani besorolás**

A kősüllő a csontos halak osztályának (*Teleostei*) a sügéralakúak (*Perciformes*) rendjébe, a sügérfélék (*Percidae*) családjába, ezen belül a süllő (*Sander*) nemzetségbe tartozó faj (ITIS, <http2>).

Osztály: Csontos halak (*Teleostei*)

Főrend: Sugarasúszójú halak (*Actinopterygii*)

Rend: Sügéralakúak (*Perciformes*)

Alrend: Sügéralkatúak (*Percoidei*)

Család: Sügérfélék (*Percidae*)

Alcsalád: *Luciopercinae*

Nem: *Sander* Oken, 1817

Faj: *S. volgensis* (Gmelin, 1789)

### **Szinonim nevek**

A *Sander volgensis* korábbi művekben előforduló, ma már nem használt szinonim nevei:

*Stizostedion volgensis* (Gmelin, 1789)

*Stizostedion volgense* (Gmelin, 1789)

*Lucioperca sandra volgensis* (Gmelin, 1789)

*Lucioperca volgensis* (Gmelin, 1789)

*Perca volgensis* Gmelin, 1789

*Sander volgense* (Gmelin, 1789)

*Schilus pallasii* (Krynicky, 1832)

### **Sügéralakúak rendje (*Perciformes*)**

A *Perciformes*, a gerincesek legnagyobb fajszerű rendje, amelybe a ma élő csontos halak több mint 40%-a tartozik. A rend ősi formái a késő-kréta időszakban (100-65 millió évvel ezelőtt) jelentek meg, amikor még a dinoszauruszok uralták szárazföldet. A földtörténeti jelenkorban széles körben elterjedtek, az Északi-sark térségétől az Antarktiszig, változatos élőhelyeken, a tengerek és óceánok parti régiójában, különösen a korallzátonyokon, az óceánok legmélyén, a kontinentális vizekben, folyókban, tavakban, mocsarakban.

Formagazdagságuk következtében számos alrendre, illetve 160 családra oszlanak, amelyek fajszáma meghaladja a 10 000-et (Nelson 2006). A fajok többsége tengeri, közel 2 000 faj édesvízi. Testüket zömmel fésűs (ctenoid) pikkelyek borítják, úszóhólyagjuk zárt. Mellúszók oldalt helyezkednek el, a hasúszók mellállásúak, a hátúszó egyszerű, vagy kettős, első része tüskés sugarakkal. Több fajuknak a gazdasági, illetve élelmezési jelentősége kiemelkedő, de ezek egy része ma már veszélyeztetett a túlzott halászati hasznosításuk következtében.

### **Sügérfélék családja (*Percidae*)**

A sügérfélék természetes előfordulási területe a Föld északi féltekéjének édes- és brackvízű élőhelyeire terjed ki. A morfológiai jellegzetességek és számos kövület elemzése alapján feltehetően a tengeri fűrészfogú sügérfélék (*Serranidae*) családjából ágazott ki a *Percidae* család, a paleocén időszakban, a kréta–tercier kihalási eseményt követően, valamikor 66-58 millió évvel ezelőtt (Collette és Bănărescu 1977). A családot jelenleg 11 nemzetség alkotja, amelyek 266-275 fajt foglalnak magukba (Stepien és Haponski 2015). Többségük észak-amerikai (nearktikus) elterjedésű, és csak kisebb részük található az eurázsiai (palearktikus) faunartartományban.

Testük hosszúkas, kétoldalt lapított. A kopoltyúfedőjük többnyire tüskés, a szájnyílásuk tág, az állközti csontok, az alsó állkapocs, a szájpadláson fekvő középső ekecsont és a két oldalsó szájpadláscsont fogakat visel. Bélcsatornájuk viszonylag rövid, gyomruk zacskószerű, amelynek végénél 3-9 rövid vakbél szerű pilorusz-függelék található. A fajok többsége ragadozó. Húsuk értékes, számos fajuk gazdaságilag jelentős.

### ***Sander* nemzetség**

A *Sander* genusz számos morfológiai bélyeg alapján határozható el a sügérfélék többi nemétől: A felső állkapocs hátulso vége a szem közepének vonaláig, vagy azon túl ér. Az alsó és a felső állkapcsan, a szájpadláscsonton és az ekecsonton apró hegyes fogak ülnek, ezek között a többi fognál nagyobb, ún. ebfogak figyelhetők meg az alsó és a felső állkapcsan. Az oldalvonal a fejtől a farokúszóig terjed, megszakítás nélküli. A farokúszó fejlett, a széle határozottan homorú. A

genitális papilla hiányzik. Fényvisszaverő réteg van a szemben, a retina mögött, amely javítja a látást fényzegény környezetben.

A *Sander* nemzetséget 2 észak-amerikai (*S. canadensis*, *S. vitreus*) és 3 eurázsiai (*S. lucioperca*, *S. marinus*, *S. volgensis*) faj alkotja. Változatos élőhelyeken fordulnak elő, a zavaros vizű tavaktól, a folyamokon át, a tiszta vizű patakokig. A *S. canadensis* széles körben elterjedt a Nagy-Tavakban, a Szent-Lőrinc folyó vízgyűjtőjén, a Winnipeg-tó térségében, továbbá a Missouri és a Mississippi medencéjében. A *S. vitreus* elterjedési területe gyakorlatilag lefedi az előbbi fajtét, és túlnyúlik azon, északi irányban a Hudson-öböl és a Mackenzie medencéjéig, illetve délen a Mexikói-öböl (Haponski és Stepein 2013). Az eurázsiai fajok közül a *S. lucioperca* a legelterjedtebb. Keleti és nyugati irányban megtalálható az Aral-tó és a Kaszpi-tenger vízgyűjtőjétől az Elba folyó vízgyűjtőjéig, valamint északi és déli irányban a Balti-tenger medencéjétől az Égei-tenger partvidékéig. A *S. volgensis* elterjedési területe lényegesen kisebb, a Fekete-tenger és a Kaszpi-tenger északi és nyugati vízgyűjtőjére korlátozódik (4. ábra). A *S. marinus* előfordulása brackvízi élőhelyeken és a folyók torkolataiban ismert a Kaszpi- és a Fekete-tenger néhány partszakasza mentén (Kottelat és Freyhof 2007).

### **A faj kialakulása**

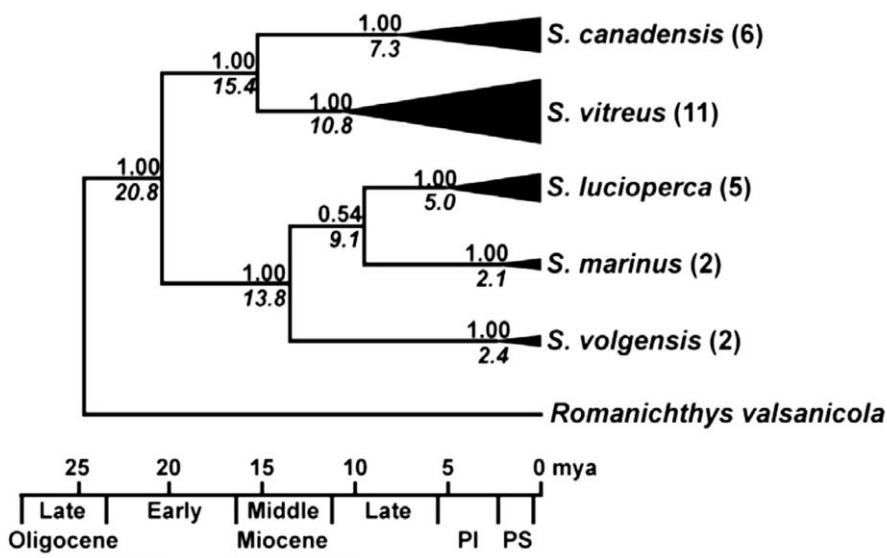
A *Sander* fajok evolúciója egyre pontosabban körvonalazható a ma élő fajokból izolált nukleáris és mitokondriális DNS szekvenciák molekuláris elemzésének, valamint a génusz különböző helyszíneken talált ősmaradványainak együttes értékelésével (Haponski és Stepein 2013, Stepien és Haponski 2015). Megállapítható többek között, hogy a *Sander* nem monofiletikus fejlődésű, valamint a *Romanichthys* és *Zingel* nemekkel van közelebbi rokonságban. A filogenetikai szétválásuk mintegy 24,6 millió évvel ezelőtt, az oligocén földtörténeti kor végén történt. A kontinensek elhelyezkedése ekkor kezdte felvenni mai formáját. Észak-Amerika végleg elvált Európától, és az Atlanti-óceán szélesedni kezdett. Európa és Afrika kontinentális lemezei egymásnak ütköztek, és ennek következtében előrehaladott volt az Alpok kiemelkedése. Mivel a *Romanichthys* és *Zingel* génuszok endemikusak

a Duna-medencében, ezért igen valószínű, hogy a *Sander* nem ősei is európai elterjedésűek voltak. A nemek elkülönüléséhez feltehetően az is hozzájárult, hogy a térségben akkor intenzív volt a hegységképződés.

A *Sander* nem ősi képviselői az észak-atlanti szárazföldi hídon keresztül érkezhettek Észak-Amerikába, ahol széles körben elterjedtek. Hiányoznak ugyanakkor Eurázsia és Észak-Amerika csendes-óceáni régiójából, ezért a Bering-földhídon keresztül történő keleti irányú terjedés hipotézise (Collette és Bănărescu 1977, Billington és társai 1990) nem valószínű. A miocén korban az észak-atlanti szárazföldi híd süllyedésével, kb. 20,8 millió évvel ezelőtt megszűnt a két kontinens közvetlen kapcsolata az Atlanti-óceánon keresztül, ezért azt követően az európai és az észak-amerikai süllők őseinek fejlődése két ágon haladt tovább (2. ábra). A génusz miocén kori holarktikus elterjedését számos ősmaradvány igazolja. A legrégebbi Kanadában került elő, amely 16,3-13,6 millió éves lehet (Murray és Divay 2011). Grönlandról egy kipusztult faj, a *S. teneri* felső miocén kori, mintegy 5 millió éves kőülete ismert (Murray és társai 2009). Dél-kelet-Európában, bulgáriai és ukrainai lelőhelyeken a ma már szintén kipusztult *S. svetovidovi* és egyéb *Sander* fajok maradványait tárták fel 5,3-4 millió éves, felső miocén és alsó pliocén rétegekben (Kamenov és Kojumdshieva 1983, Kovalchuk 2015, Kovalchuk és Murray 2016).

Az összehasonlító molekuláris elemzések eredményei alapján megállapítható, hogy a *S. volgensis* őse a középső miocénban, kb. 13,8 millió évvel ezelőtt vált el az eurázsiai fajok közös ősetől egy lehülési periódus kezdetén, amikor egymástól elszigetelt nagyobb vízterek jöttek létre Európa térségében. A másik fejlődési ágon alakult ki a *S. lucioperca* és a *S. marinus*, amelyek ősei mintegy 9,1 millió éve váltak szét egymástól. Ebben az időszakban megnőtt a Pontokaszpi-tenger sótartalma, és feltehetően ez vezetett a sós vizet jobban toleráló *S. marinus* kialakulásához. Az egyedi genetikai variabilitás alapján a recens *S. lucioperca* az alsó pliocénban, kb. 5 millió évvel ezelőtt alakult ki, amikor a Pontokaszpi-tenger medencéjét jelentős geológiai folyamatok és klimatikus változások jellemezték. A *S. volgensis* és a *S.*

*marinus* recens alakja a pleisztocén időszakban, mintegy 2,4 millió, illetve 2,1 millió évvel ezelőtt jöhetett létre, amikor a Pontokaszpi-régióban a vízállás és a sótartalom jelentős mértékben ingadozott (Haponski és Stepein 2013, Stepien és Haponski 2015) (2. ábra).



2. ábra: A Sander génusz recens fajainak a molekuláris elemzések alapján rekonstruált evolúciója a késő oligocén kortól napjainkig (Haponski és Stepein 2013). A jobbra kiszélesedő háromszögek hossza jelzi a fajok recens formájának megjelenését. A háromszögek szélessége a genetikai diverzitást.

Az eurázsiai süllőfajok genetikai diverzitása, illetve a populációik mérete lényegesen kisebb, mint az észak-amerikai fajoké. Ennek nyilvánvaló oka, hogy a pleisztocén eljegesedések periódusaiban a kontinentális halfauna csak szűkebb kiterjedésű földrajzi térségekben talált menedéket Euráziában, mint Észak-Amerikában (Bernatchez és Wilson 1998, Stewart és Lister 2001). Európa déli felén a nagyobb hegységrendszerek (Alpok, Kárpátok, Balkán) többnyire kelet-nyugat irányúak, így migrációs akadályként korlátozták a halfajok észak-déli irányú vándorlását a fő refúgiumok (Pontokaszpi-régió, valamint az

Ibériai-, az Appennini- és a Balkán-félsziget) felé (Bănărescu 1991). Valószínűleg a Pontokaszpi-régió volt a süllőfajok meghatározó elterjedési területe a pleisztocén hideg időszakában, de a vízállások és a sótartalom szélsőséges ingadozásai miatt viszonylag kis kiterjedésű területekre szorultak vissza, ahol jelentős mortalitással élték túl a kritikus periódusokat. A posztglaciális holocén időszakban, a *S. lucioperca* és a *S. volgensis* a Pontokaszpi-régióból terjedve újra benépesítették Közép- és Kelet Európa nagyobb folyami vízrendszereit, az utóbbi faj azonban nem jutott túl a Fekete- és a Kaszpi-tenger vízgyűjtőjén (Holčík és társai 1989).

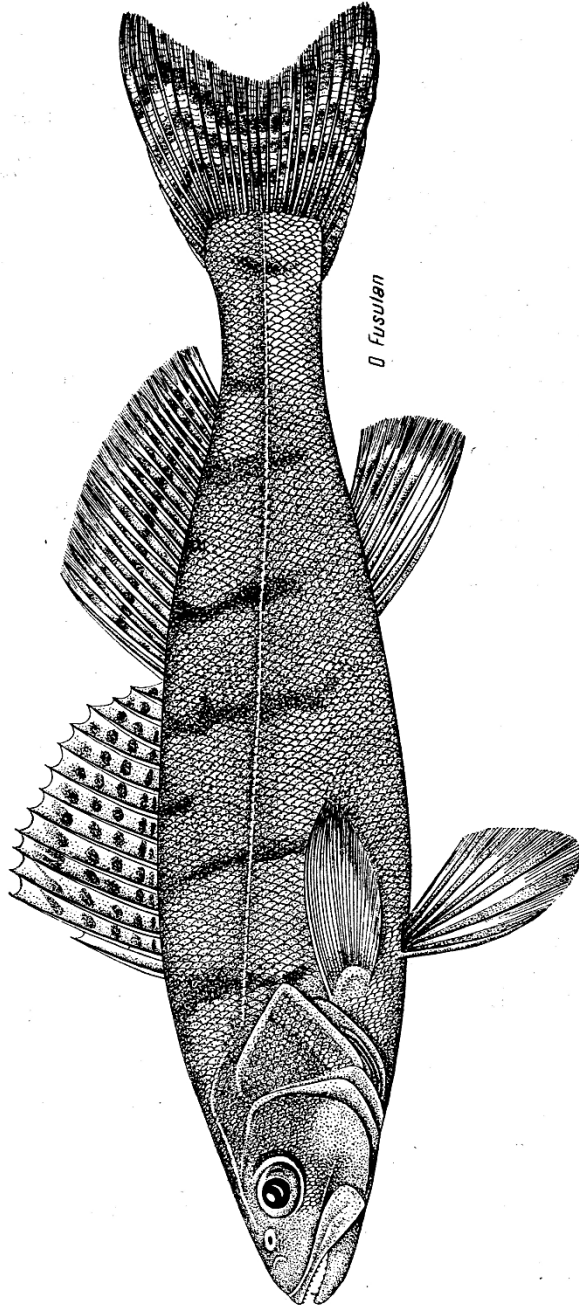


## Alaktani leírás

Az ivarérett példányok testhossza általában 20-25 cm. Maximális testhossza elérheti a 40-50 cm-t. Testalkata megnyúlt, oldalról enyhén lapított, zömökebb, mint a fogassüllő. Legnagyobb magassága a törzhossz 20,1-24,4%-a. Feje hosszú, felső része meredekebb, mint a fogassüllőé. A fej hossza 28,2-32,0%-a, magassága 15,7-16,8%-a a törzhossznak. Szája csúcsba nyíló, viszonylag nagy, de kisebb, mint a fogassüllőé. A felső állkapocs vége nem ér túl a szem középvonalán. Az alsó és a felső állkapcsón, a szájpadráscsonton és az ekecsonton apró hegyes fogak ülnek, az ebfogak a fiatal példányokon gyengén fejlettek, a kifejlett egyedeken csökevényesek. Szemei nagyok, átmérője 19,8-23,6%-a a fej hosszának. Az orra nagyobb, mint a szem átmérője. A praeorbitális távolság 23,8-25,9%-a, a postorbitális távolság 51,6-55,7%-a, az interorbitális távolság 12,3-15,8%-a a fej hosszának. Praeoperculumának szegélye szögletes, felszínén előre álló hegyes tüskék vannak (Bănărescu 1964, Berinkey 1966, Pintér 1989).

A közel azonos magasságú hátúszói nem nőttek össze, közülük az elsőben 12-14 kemény tüske, a másodikban 1-2 osztatlan és 19-24 osztott sugár található. Az első hátúszó kezdete a hasúszó tövével egy vonalban van. A praedorsális távolsága a törzhossz 32,2-34,1%-a a törzhossznak. A mellállású hasúszóban 1 kemény és 5 osztott sugár látható. A rövid farok alatti úszóban a kemény sugarak száma 2, az osztott sugaraké 9-10. Farokúszója jól fejlett, a széle erősen kivágott (Bănărescu 1964, Berinkey 1966) (3. ábra). Pikkelyei aprók, erősen ülnek, számuk az oldalvonalon 70-83, a pikkelysorok száma az oldalvonal fölött 10-11, alatta 17-20. Oldalvonala teljes.

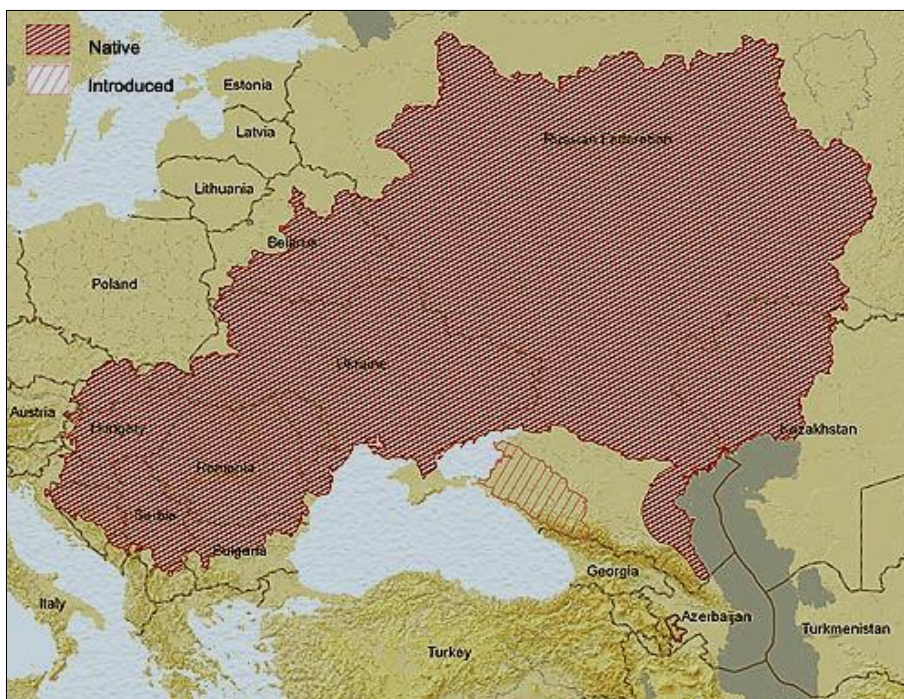
Hátának színe zöldesszürke. Ezüstszürke oldalán 7-8 élesen határolt, viszonylag széles, kékesfekete harántsáv húzódik, amelyek csaknem a hasig érnek. Hasa fehéres, úszói sárgásfehérek, hátúszóin és a farokúszón szabályos sorokban elhelyezkedő sötét foltok láthatóak. A hímek színezete az ívás előtt és alatt sötétebbé és kontrasztosabbá válik.



3. ábra: A kősüllő (*Sander volgensis*) (Bănărescu 1964)

## Elterjedési terület

A kősüllő a Fekete-tenger és a Kaszpi-tenger északi és nyugati vízgyűjtőjének folyami vízrendszereiben honos az északi szélesség 50°N - 43°N és a keleti hosszúság 15°E - 40°E által határolt térségben. Nagyobb elterjedési körzete a Duna, valamint a Volga és Urál folyó medencéje (Kottelat és Freyhof 2007). A Kubán folyó vízrendszerében állománya telepített (4. ábra). Az Urál folyóból a természetes elterjedési területen kívüli vizekbe telepítették Kazahsztán területén, többek között a Balkas-tóba, 1957 és 1959 között (http3).



4. ábra: A kősüllő természetes elterjedési területe. Telepített a sávozott területen. (http4)

A Kárpát-medencében húzódik a kősüllő természetes elterjedési területének nyugati határa. Magyarországi előfordulására Jeitteles figyelt fel először 1861-ben. Több példányt is talált a felső-magyarországi

halpiacon, Tokaj és Kassa térségében, valamint a Duna mentén, Bécsben. Megjegyezte, hogy jóval ritkább, mint a fogassüllő, és úgy vélekedett, hogy akkoriban jelenhetett meg vizeinkben (Jeitteles 1862). Kriesch (1868) ezzel szemben azt állítja, hogy a legöregebb halászok már 40-50 éve ismerik a „Steinschill”-t. A 19. század első felének ismert tudósai, mint Petényi és Heckel, viszont nem igazolták lejegyzett adatokkal a kősüllő magyarországi elterjedését, bár Petényi, halászok bemondása alapján megemlítette, mint a süllő egy változatát (Herman 1887).

Herman (1887) a Duna, Rába, Dráva, Tisza és Zagyva vidékén gyűjtött adatokat az előfordulásáról, azzal a megjegyzéssel, hogy a halászok mindenütt megkülönböztetik a fogassüllőtől, továbbá a budapesti halpiacon a süllővel vegyesen mindig kapható. Herman 1883-ban és 1884-ben járta be Balaton vidékét, de a tó térségében feljegyzett halfajok között a kősüllő nem szerepel. Balatoni előfordulását Vutskits írta le először 1897-ben. Akkoriban még annyira ritka faj volt a tóban, hogy Vutskits, aki egyébként Keszthelyen élt, több mint egy évig várt, mire a balatoni halászok tudtak adni neki egy példányt kérésére (Hankó in Brehm sine anno). A fentiek alapján megállapíthatjuk, hogy a 19. század második felében a kősüllőt rendszeresen fogták a halászok a Duna és a Tisza mentén (Jeitteles 1862, Kriesch 1868, Herman 1887), ugyanakkor nagyon ritka volt a Balatonban (Vutskits 1897, Daday 1897).

A kősüllő megítélése sokat változott a 20. század elején. Az 1888-as első halászati törvényben rögzített védelmi intézkedés szerint, tiltott volt a „Kősüllő (Tótsüllő, *Lucioperca volgensis*)” 40 cm-nél kisebb példányának kifogása, a fogassüllőnél ugyanakkor 35 cm-nél határozták meg a méretkorlátozást. Lehetséges, hogy a ritkábban észlelt süllő fajt jobban kívánták védeni, de valószínűbbnek látszik, hogy a kősüllő akkori jövevényként terjedt el az ország vizeiben, és ezért még kevésbé ismereték a növekedési képességét. A kősüllő 19. századi megjelenésére utal a balatoni halászok körében elterjedt tótsüllő és csehsüllő elnevezés is. Vutskits (1915) tapasztalatai szerint a halászok mindannyian meg tudják különböztetni a két süllőfajt, és „... a kősüllő

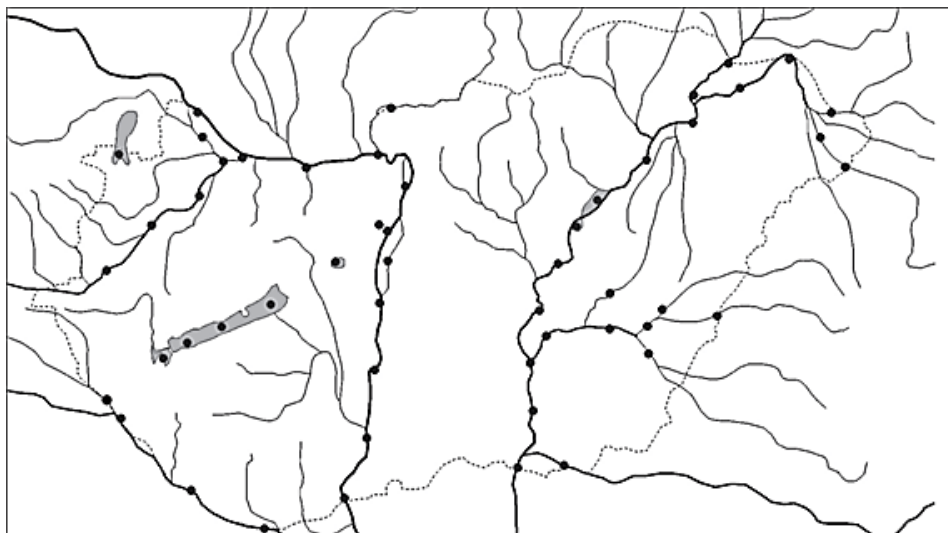
eredetére nézve szentül meg vannak győződve, hogy az a Wittingauból hozatott megtermékenyített süllőikrából kelt ki és szaporodott el ...”, tehát a számukra addig ismeretlen süllő megjelenésére akkor figyelhettek fel, amikor süllő ikrát importáltak Csehországból a 19. század végén. Néhány évtizeddel később, az 1910-es és 1920-as években viszont a kősüllő balatoni túlszaporodása már aggodalomra adott okot (Tölg 1959). Az 1920-as évekre a balatonboglári süllőtanyán kizárólag kősüllőt lehetett fogni. Balatongyörökön 1922-ben jelent meg a kősüllő, és 1925-re már 50-60%-ra nőtt az aránya zsákmányban (Hankó in Brehm sine anno), végül a fogassüllő védelme érdekében 1926-ban törölték a kősüllőt a korlátozottan fogható halfajok jegyzékéből.

A 20. század első felében Hankó behatóan foglalkozott a Balaton halaival és Magyarország halainak eredetével. Véleménye szerint a kősüllő balatoni terjedéséhez tudatos telepítések is hozzájárulhattak: „... a kősüllő esetében eredetien folyóvízben kialakult fajnak a Balaton állóvizében való helyzetetéséről van szó, s az eredmény éppen az ellenkezője annak, amit hasonló körülmények közt a fogassüllőnél észleltek. C. Geschke szerint ugyanis („Wild u. Hund”, 1916, 526. l.) a fogassüllő tavakban sokkal gyorsabban fejlődik, mint a folyókban.” (Hankó in Brehm sine anno).

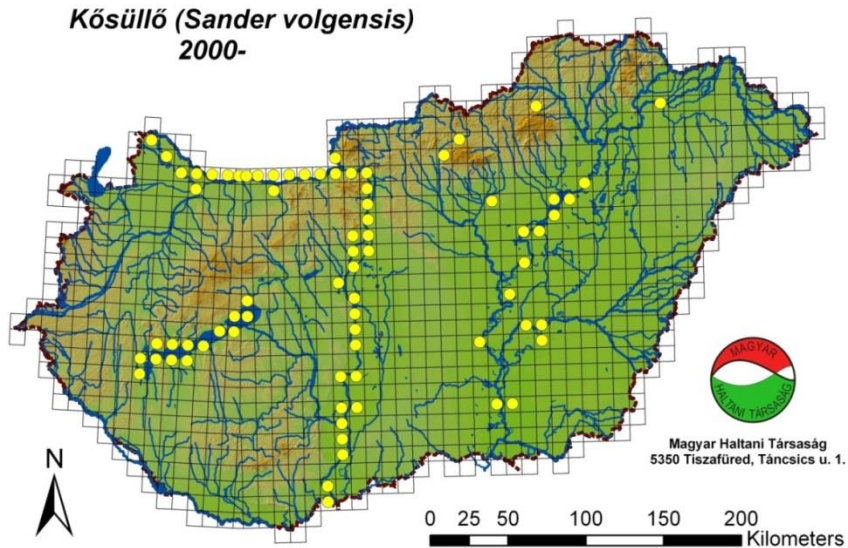
A kősüllő kárpát-medencei elterjedésére vonatkozó történeti adatok alapján lehetséges, hogy a faj csak a 19. században jutott el a pontokaspikus régió felől a Közép-Duna vízrendszerébe. Terjeszkedése a nagyobb folyók mentén történt, de a Balatonig nem juthatott el, mert az oda vezető Sió a teljes hosszában mocsaras volt a 19. század második feléig. A Balaton vízállásának szabályozására alkalmas siófoki zsilipet 1863-ban nyitották meg, amely 17-18 m<sup>3</sup>/s vízmennyiség átengedésére volt alkalmas. Az 1871 és 1883 közötti különösen csapadékos időszakban a Balaton vízállása azonban olyan magasra duzzadt, hogy a zsilip vízáteresztő képessége elégtelennek bizonyult (Károlyi 1973). A több mint egy évtizedig tartó csapadékos gazdag periódusban jelentős mennyiségű víz áramlott az addigra már többnyire szabályozott Sió mederben, és így a folyami halak számára átjárható közvetlen kapcsolat

létesült a Duna és a Balaton között. Ezt követően kerültek elő olyan dunai eredetű reofil halfajok a Balatonban, mint a kecsege és a márna (Herman 1887), ezért valószínű, hogy a kősüllő is ekkor vándorolhatott a Dunából a tóba.

A kősüllő napjainkban a nagyobb kiterjedésű vizeinkben fordul elő, mint a Duna és mellékfolyói (Rába, Ipoly, Váli-víz, Dráva, Mura), a Tisza és mellékfolyói (Szamos, Bodrog, Tarna, Zagyva, Hármaskörös, Kettőkörös, Hortobágy-Berettyó, Sebes-Körös, Berettyó, Maros), valamint a Balaton (Harka és Sallai 2004, Szepesi és Harka 2011) (5. ábra, 6. ábra). A Fertő tó magyarországi területén nem ismert az elterjedése (Pintér 1989, Guti 1990), viszont az osztrák tórészen az 1980-as években észlelték a megjelenését (Herzig-Straschil 1989), és idegen fajnak tekintik a tó halfaunájában (Mikschi és társai 1996). A Velencei-tóban hosszú ideig nem volt ismert az elterjedése (Pintér 1989). Harka (1997) a Gárdony–Velencei-tavi Horgászegyesület írásbeli tájékoztatása alapján jelezte a faj jelenlétét a tóban.



5. ábra: A kősüllő elterjedési területe Magyarország vízfolyásaiban és tavaiban (Harka és Sallai 2007)



**6. ábra: A kősüllő előfordulását igazoló megfigyelések helyszínei Magyarországon területén a Magyar Haltani Társaság adatbázisában a 2000 és 2012 között rögzített adatok alapján (<http5>)**



**7. ábra: A kősüllő dunai élőhelye – dévér szinttáj. Nyári időszakban, közepes vízálláskor jellemző tartózkodási hely a sarkantyú alatti homokpad, különösen a fiatal fűz foltja közelében és az alatta húzódó lépcsőszerű bevágás mentén (Fotó: Guti G.)**

## Ökológiai jellemzés

### **Élőhely**

A kősüllő legtöbbször a lassan áramló folyóvizekben és egyes nagyobb állóvizekben fordul elő. Elterjedése többnyire szimpatrikus a fogassüllőével, gyakori a síkvidéki folyókban a dévér szinttájon (7. ábra), és attól lefelé a tengeri torkolatig, a félsós vizű élőhelyekig megtalálható. A márna szinttáj gyorsabban áramló vizeiben ritkább a jelenléte. Önfenntartó állományainak kialakulása a nagyobb nyílt vízterekhez kötődik, ahol az eutróf állapotra jellemző vízminőséget is elviseli. A folyómeder mediális nyílt vízi részét elkerüli. Az 50 mm-nél nagyobb ivadék és kifejlett egyedek az aljzathoz közeli, bentális élettérben tartózkodnak többnyire, különösen ahol kövek, fatörzsek, mélyedések nyújtanak búvóhelyet, menedéket számukra. Az erős fényt kerüli, napsütéses időben az árnyékot keresi. A kisebb vizekben szórványos és időszakos az előfordulása, önfenntartó populációk kialakulása nem valószínű. A sekély, gyorsan felmelegedő holtágakban (Lovassy 1927), valamint a síkvidéki folyók duzzasztott szakaszain (Tyunyakov 1967, 1974, Novitskii 1999, Kuznetsov 2010) jelentős állományok jöhetnek létre. Iszapos aljzaton is előfordul, de elmocsarasodott vizekben nem él. Nyáron gyakran tartózkodik a partok mentén, a táplálékát képező a kisebb méretű halak rajainak közelében. Ívási időben a csendes, tartós vízborítású szélvizekbe vonul. Ősszel nagyobb csapatokba verődik és a mélyebb, akár 10-12 méter mély, nem áramló vízterekbe, öblökbe, holtágakba húzódik a téli időszakra.

A Balatonban jellemző élőhelyei a parti sáv növényzetmentes területei, a mélyebb vizű kövezések és kikötők. A nádasokban elvétve kerül elő. A nyíltvízen (parttól legalább 1 500 m-re) inkább a fiatal, egy- és kétnyaras ivadék fordul elő nagyobb mennyiségben. A kifejlett egyedek a kemény aljzatú, 1,5 m-nél mélyebb mederrészekben találhatóak általában (Specziár és társai 2000, Specziár 2010).



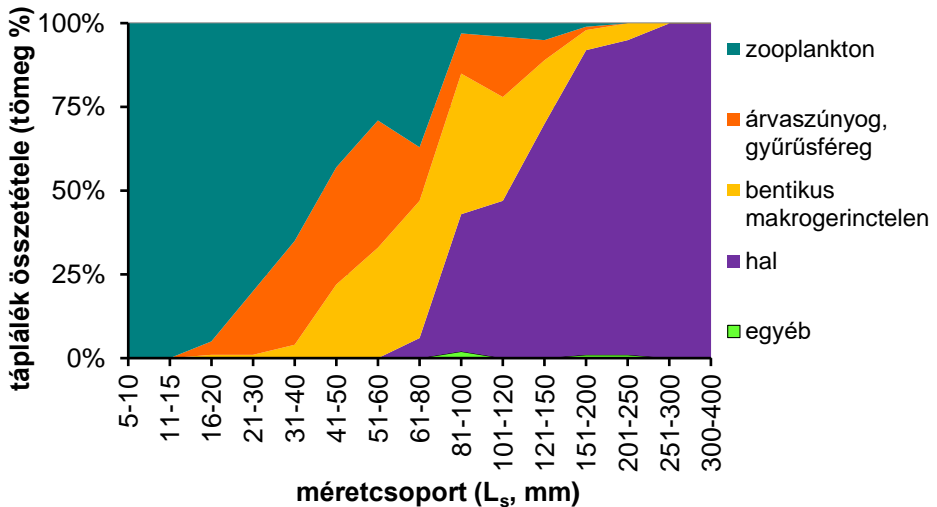
## **Táplálkozás**

A kősüllő szürkületi időszakban, alkonyatkor és hajnalban a legaktívabb. A fiatal példányok kezdetben a vízben lebegő planktonikus szervezetekkel, majd az aljzaton élő, bentikus gerinctelen állatokkal táplálkoznak. A nagyobb példányok fokozatosan áttérnek a ragadozó, halevő életmódra. (Harka és Sallai 2004, Freyhof 2011).

A kősüllő táplálékának összetételét a balatoni populáción vizsgálták részletesen (Specziár és Bíró 2002, 2003, Specziár 2010), amely alapján megállapítható, hogy három táplálkozási fázis különíthető el az egyedfejlődés folyamán, a halak méretétől függően (**8. ábra**):

- Az **50 mm-nél kisebb** ivadék zooplankton fogyasztó. A nyár első felében, amikor még kisebb, 6-25 mm hosszú az ivadék, elsősorban evezőlábú rákok (Copepoda), illetve azok nauplius lárvái, és kisebb részt ágascsapú rákok (Cladocera) a legfontosabb táplálékalkotók. A nyár második felére az ivadék mérete eléri a 25-50 mm-t, és ekkor is a Copepoda fajok dominálnak táplálékában, de már bentikus makrogerinctelenek, főleg árvaszúnyog (Chironomidae) lárvák is kimutathatóak az elfogyasztott szervezetek között.
- Az **50-150 mm** hosszú egyedek tápláléka változatossá válik, többnyire bentikus árvaszúnyog lárvákkal, valamint a pontusi tanúrákkal (*Limnomysis benedeni*) táplálkoznak. A pelágikus Copepoda és Cladocera rákok aránya fokozatosan csökken, és a 100 mm feletti példányok táplálékából már hiányoznak. Az apró halak fogyasztása a 60-80 mm-es méretnél, a második évben kezdődik, a 80-100 mm-es halaknál rendszeressé válik, és a 120-150 mm-es méretnél már meghaladja az 50%-ot a tömeg szerinti aránya.
- A **150 mm-nél nagyobb** példányok táplálék preferenciájában a halak válnak meghatározóvá. Elvértve kimutatható néhány pontusi tanúrák és csiga is a gyomortartalomban. Az elfogyasztott halak között a vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*) és a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) a leggyakoribb. Jellemző fajok továbbá a kősüllő és a fogassüllő, valamint a kűsz

(*Alburnus alburnus*) és a szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*). A kannibalizmus mértéke jelentős, az elfogyasztott halak több mint 20%-a volt kősüllő ivadék (Specziár és Bíró 2002, 2003).

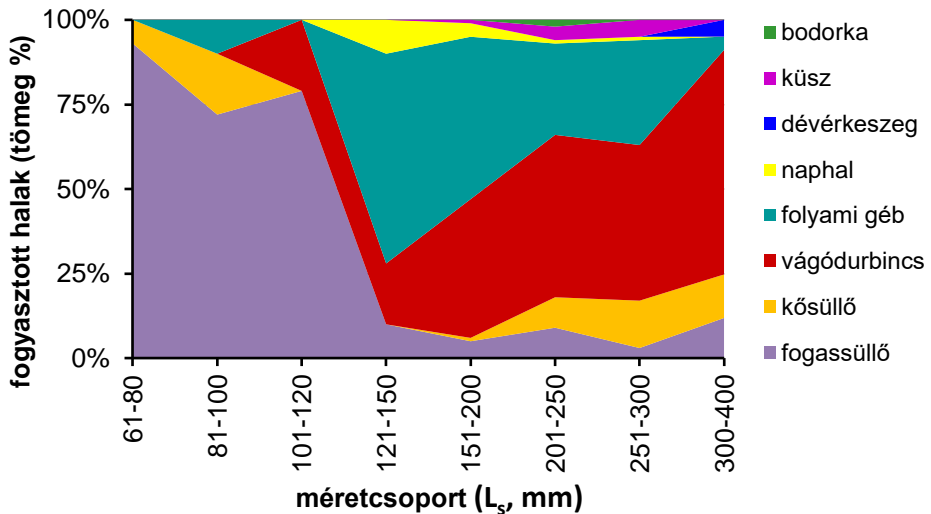


8. ábra A balatoni kősüllő táplálékának változása a növekedés során. (Specziár 2010 után)

A kősüllő táplálék-spektrumában az aljzaton élő halak (vágódurbincs, folyami géb, fogassüllő és kősüllő) dominanciája jellemző (9. ábra), ami egyértelműen jelzi, hogy elsősorban a bentális régióban, az aljzat közelében táplálkozik. Az 50 mm-nél kisebb egyedek viszont a nyílt vízben, a pelágikus régióban keresik táplálékukat.

A lárva és ivadék korú süllő táplálkozási viselkedésével kapcsolatban ismert ún. „fényvakság” jelensége (Woynárovich 1996) valószínűleg a kősüllőre is jellemző. Kísérleti körülmények között igazolták, hogy a nappali fény mellett a táplálkozni képes süllőivadék céltalanul úszik a planktonikus rákok sűrűjében, de a medence leárnyékolásakor azonnal elkezdni kapkodni a táplálékot. A sötétítés megszüntetésével a táplálkozás abbamarad. A kísérlet alapján feltételezhető, hogy a pelágikus szervezeteket fogyasztó ivadék kerüli a fényt, és a vízoszlop

félhomályos rétegében keresi a táplálékát. A természetes élőhelyeken a félhomályos réteg mélysége függ a víz turbiditásától, illetve a lebegtetett hordalék mennyiségétől. Mindebből az is következik, hogy az ivadék fejlődése szempontjából kevésbé kedvezőek azok az élőhelyek, ahol jelentős a víztest átlátszósága.



9. ábra: A balatoni kőszüllő által fogyasztott halak fajok szerinti megoszlásának változása a növekedés során (Specziár 2010 után)

## Szaporodásbiológia

### Ivarszervek és ivarsejtek

A kőszüllő általában 3-4 évesen ( $L_s$  17-25 cm) válik ivaréretté. A nőstények többnyire egy évvel később érik el az ivarérettséget, mint a hímek. Az ivari kétalakúság kevésbé feltűnő, de a nőstény egyedek testhossza és tömege kis mértékben nagyobb, mint a hímeké (Islam és Kuznetsov 2004), továbbá az ivási időszakban a hímek színezete élénkebbé, kontrasztosabbá válik.

A kőszüllő páros petefészekének jobb oldali fele gyakran nagyobb méretű. Az ivarérett példányok petefészkében egymástól jól

elkülöníthető, eltérő fejlődési állapotban levő ivarsejtcsoport figyelhetőek meg egyidejűleg. A petesejtek jelentős részében a szikanyagok berakódása, a vitellogenezis az ívási időszak előtt befejeződik. Ilyenkor a gonádok tömegének a testtömeghez viszonyított arányát kifejező, ún. gonado-szomatikus index (GSI) értéke az ikrás egyedeknél gyakran 20-25% (Specziár és Bíró 2002), nagyobb, mint a fogassüllő esetében (15%) (Szabó 2011). A fajra jellemző szakaszos ívának megfelelően az ovuláció lépcsőzetesen történik, és íváskor a petefészek redőiről leváló érett ikrák a petevezetőn keresztül a külvilág felé távoznak.

A petefészekben levő ikra mennyisége a halak méretéről és az élőhelytől függően eltérően alakul. A Balatonban, Tihany térségében gyűjtött 243-702 g tömegű nőstények 164 000-698 000 db ikrát termeltek egyedenként, ami átlagosan  $1\,008\,000 \pm 196\,000$  db/nt.kg ikrának felel meg nettó testtömeg (nt.) kilogrammra számítva. A Keszthely térségében fogott, lényegesen kisebb, 164-300 g tömegű példányok esetében, 112 000-255 000 db volt az ikraszemek száma egyedenként, ami egységnyi testtömegre számítva  $721\,000 \pm 181\,000$  db/nt.kg ikra (Specziár és Bíró 2002). A kőszüllő szakaszos ívása miatt a ténylegesen lefejtető ikra mennyisége ennél kevesebb, teljes testtömeg (tt.) kilogrammra számítva 121 700-232 700 db/tt.kg (Müller és társai 2005).

A kőszüllő ikra átmérője duzzadt állapotban 1,05-1,15 mm (Müller és társai 2005). Az ovulációt megelőző érési folyamat során, az ikra belsejében számos lipidtartalmú szikzemcse összeolvadásával egy 0,4 mm átmérőjű, fénylő, tápanyagban gazdag olajcsepp alakul ki, amelynek fontos szerepe van az ikra, illetve a lárva fajsúlyának kialakításában is. A petesejt (oocita) érésének befejező szakaszában a sejtmag a sejt felszíne felé, a sejthártyához vándorol, ahol sejtmaghártyája felszívódik. Az olajcsepp mérete és a sejtmag helyzete alapján következtetni lehet a peteérés előrehaladására, az ovuláció időpontjára, illetve az ikrás egyedek szaporodásbiológiai állapotára (Szabó 2013).

A szüllők heréje a hasüreg dorzális részén húzódó páros szerv. Belső állománya lebenykékre tagolódik, amelyek felszínén kialakuló

spermatocisztákban történik a spermatogenezis, majd a spermiogenezis. A spermatociszták felnyílásával a spermiumok a lebenykék üregeibe kerülnek, és onnan az ondóvezetékbe. Az ívás előtt az ondóvezeték tárolja a spermát, ahol a spermiumok inaktívak. A szaporodási időszakot megelőzően a hím egyedek gonado-szomatikus indexe 1,9% (Mishenko és társai 2016), lényegesen kisebb, mint a nőstényeké. Íváskor, a sperma kibocsátásakor, a spermiumok a víz hatására aktiválódnak. A kősüllő spermája mintegy  $9,3-13,6 \times 10^9$  db/cm<sup>3</sup> spermiumot tartalmaz (Müller és társai 2005).

### ***Ivarérés és ivari ciklus***

A sügérfélék mérsékeltövi fajainak ivarérési folyamatában és ivari ciklusában számos környezeti tényezőnek, különösen a víz hőmérsékletének, a fényviszonyok változásának és a táplálékellátottságnak meghatározó jelentősége van. A kősüllő mesterséges szaporításához kapcsolódó kísérletek (Müller és társai 2005, Mishenko és társai 2016) tapasztalatai alapján, sok a hasonlóság a kősüllő és a fogassüllő reprodukciós viselkedését befolyásoló környezeti tényezők között. Mindkét faj ivaréréséhez és az ivarszerveik megfelelő fejlődéséhez lényegesen alacsonyabb víz hőmérséklet szükséges, mint ami a maximális növekedésüket biztosítja. A fogassüllőn végzett megfigyelések szerint a növekedési sebesség 23°C-on a legnagyobb. A közepes víz hőmérsékleten, 12-15°C-on tartott kétnyaras egyedek gonado-szomatikus indexe 3-5 hónap után szignifikánsan növekedett. Amikor a víz hőmérsékletet 6°C-ra csökkentették, vagy 23°C-ra emelték, az ivarszervek érési folyamata stagnált (Hermelink és társai 2011).

A halak reprodukciós potenciálja, ivarszerveik fejlődése jelentős mértékben függ a táplálékellátottságtól. A táplálékban szegényebb vizekben élő süllők nem csak a növekedésükben maradnak el, hanem az ivarérésük folyamata is elhúzódik. A sügérfélék családjába tartozó fajok a szaporodásának energiaigényét a hasüreg szervei között, az emésztőcsatorna mentén kialakuló zsírszövet mobilizálása fedezi. A gametogenezis a lehűlő vizekben, az őszi és téli hónapokban válik

intenzív, amikor korlátozott a táplálékszervezetek elérhetősége. Ha a nyári hónapokban bőséges a táplálék kínálat, akkor jobban gyarapodik a zsírkészletek mennyisége, és a következő szaporodási ciklusban nagyobb az egységnyi testtömegre jutó érett ikrák száma. A megfelelő tartalékokkal rendelkező egyedek táplálkozási aktivitása nem jelentős az őszi és téli hónapokban, viszont a kevésbé táplált példányok télen is folytatják a táplálkozásukat (Szabó 2013).

A nappalok hosszának változása, a vízhőmérsékletéhez hasonlóan, hatással van a sügérfélék ivarszerveinek működésére és ivarsejtjeinekérésére (Szabó 2013). Az ívás többnyire a hajnali órákban történik, ezért feltételezhető, hogy az ívás közvetlen kiváltásában a növekvő fényerősségnek is jelentősége van.

Mint az a fentiekből is kitűnik, az ivari ciklus folyamatát számos környezeti tényező alakítja. A környezeti változások az érzékszervek → hipotalamusz → hipofízis → ivarszerv hatásláncon keresztül befolyásolják a halak reprodukciós viselkedését. A megfelelő környezeti ingerek hatására az agy hipotalamuszában gonadotropin releasing hormon (GnRH) termelődik, amely idegsejtek axonnyúlványai mentén jut el az agyalapi mirigy (hipofízis) nyeléhez, majd az ún. portális vénába ürülve áramlik a hipofízis elülső lebenyébe. A GnRH hatására az hipofízis mirigyhám sejtjei gonadotropin hormonokat (GtH) választanak ki, amelyek a keringési rendszeren keresztül jutnak el az ivarszervekbe. A GtH hatására az ivarszervek nemi hormonokat (pl. tesztoszteron, ösztadiol) termelnek, amelyek indukálják a nemi jellegek kialakulását és az ivarsejtek fejlődését. A nemi hormonok felelősek továbbá a szaporodással összefüggő viselkedésért, mint az ívóhelyekre történő vonulás, az ívásra alkalmas felületek keresése, az ivarok felismerése, az ivarsejtek végsőérésének szinkronizálása (ovuláció és spermáció). Az íváskor, az eltérő nemű halak bőréből, vagy ivarszervéből származó feromonok észlelése is serkenti az ovulációt és a spermációt, illetve a termékenyítésre kész ivarsejtek vízbe ürítését.

## **Ívás**

Az ívás 10-22°C víz hőmérséklet mellett, többnyire áprilistól májusig történik, valamivel később, mint a fogassüllőnél (Berinkey 1967, Pintér 1989). Kora tavaszi felmelegedéskor, vagy elhúzódó télies időjárás esetén márciusban, illetve júniusban is megfigyelhető a szaporodás egyes években (Harka és Sallai 2007).

Ívási időszakban a kősüllő a folyók csendesebb szélvizeibe vonul. Az ívóhelyek a parthoz közeli mederszakaszokon, 1-2 m-es vízmélységben, gyakran a fogassüllő ívóhelyeinek közelében találhatóak (Kottelat és Freyhof 2007). Az íváásra alkalmas élőhelyek aljzata általában agyagos-homokos, viszonylag stabil. A Balatonon, a fürdőzők taposása következtében tömörebb aljzatú területeket gyakran használja a kősüllő ívóterületként (Koltai T. szóbeli közlés). A folyami állományok többnyire az időszakosan átfolyó, alig áramló mellékágakban találnak íváásra alkalmas, finomabb szemcseméretű homokos-kavicsos aljzatot. A szerves anyagban gazdag, finom iszappal fedett felszín alkalmatlan az íváásra. A szaporodáshoz megfelelő mederszakaszon gyülekező hímek elkülönülnek és tányérformájú, fészekszerű mélyedéseket alakítanak ki, amelyek átmérője 30-35 cm, mélysége 8-10 cm (**10. ábra**). A kiválasztott ívófelületet megtisztítják, a finom üledékréteget és nyálkás baktériumbevonatokat úszóikkal eltávolítják, hogy ne alakuljon ki később az ikrát veszélyeztető oxigénhiány. A fészekgödör helyének kiválasztása befolyásolja a szaporodás sikerét, ezért előfordul, hogy több helyen is elkezd ívóhelyet kialakítani egy-egy hím, mire megtalálja a leginkább megfelelő helyet. Ezzel magyarázható az a megfigyelés is, hogy egy vékony iszapréteggel fedett aljzatú halastóban a fészekgödörök száma közel háromszor volt több, mint a kősüllő párok száma. A halas tavi környezetben, amikor az ika az iszapos aljzat miatt oxigénhiányos környezetben kelt, jelentős volt a görbe gerincű egyedek aránya a felnövekvő ivadék között (Koltai T. szóbeli közlés).

A megtisztított ívófelület közelében a hímek területőrzőként viselkednek. Erre vezethető vissza, hogy az ívás előtt és alatt a színezetük sötétebbé, kontrasztosabbá válik. A Balatonban élő példányok

nászruhája inkább kékes, a halas tóban tartott egyedeknél inkább a zöldes színeződés fokozódik (Koltai T. szóbeli közlés). Specziár és Bíró (2002) a Balatonban előforduló koromfekete színezetű nászruhás hímekről is beszámol. Valószínűbb azonban, hogy a fekete színezet a halak látásvesztésével függ össze (Koltai T. szóbeli közlés), ami diplostomózis, vagy a sügérfélék esetében gyakoribb *Tylodelphys* fajok metacerkáriáinak a halak szemében történő megtelepedése következtében alakulhat ki.



**10. ábra: Kősüllő fészekgödör halastóban. A hím őrzi az ikrát a tó vízének leeresztését követően is. (Fotó: Koltai T.)**

A kősüllő párosan ívó hal. A hímek igyekeznek a nőstényeket a fészekgödörhöz csalogatni. A nőstények esetenként két-három adagban rakják le ikráikat. Az ikra felszínét burkoló ragadós bevonat lehetővé teszi az ikraszemek megtapadást az aljzaton (Kottelat és Freyhof 2007, Freyhof 2011).



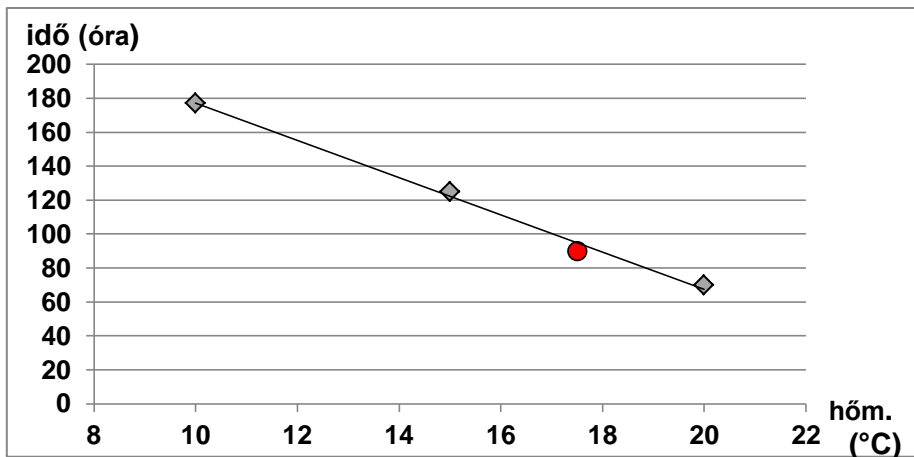
Egyes szakirodalmi adatok alapján a kősüllő nem őrzi a megtermékenyített ikrát, illetve a fejlődő lárvákat az ívást követően, ami a szaporodási siker szempontjából hátrányt jelent a fogassüllővel szemben (Haponski és Stepein 2013). A balatoni és halastavi kősüllőkön történt megfigyelések azonban egyértelműen igazolták, hogy a hímek a lárvák elúszásáig kitartóan őrzik a fészekgödröket, és azokon viszonylag könnyen megfoghatóak (Koltai T. szóbeli közlés).

### ***Korai egyedfejlődés***

A sügérfélék ikrája és nem táplálkozó lárvája jól alkalmazkodik a tavaszi időszak változékony időjárásával ingadozó víz hőmérsékletéhez. A süllőfajok embrió- és lárvafejlődésének időtartama széles határok között változhat a hőmérséklet függvényében. A fogassüllőn végzett megfigyelések szerint a petesejt megtermékenyülését követően mintegy 150 perc után történik az első osztódás 15°C hőmérsékleten, majd további szinkronizált osztódásokkal az ún. 1k-sejtes stádiumig (1 024 sejt) jut a fejlődés 10 óra alatt (Güralp és társai 2016). Az embrió szegmentálódása és fej kialakulása a 45. órától figyelhető meg. Az ikra kelése 15°C-on 125 órával a megtermékenyülést követően kezdődik, és aszinkron módon történik 72 óráig elhúzódva (Güralp és társai 2017). Az ikra kelési ideje a hőmérséklettől függően változik. Ha a víz hőmérséklete 10°C, két nappal később, a megtermékenyülést követő 177. órában, ha a hőmérséklet 20°C, két nappal korábban, a fejlődés 70. órájában kezdődik a kelés. A kősüllő esetében az ikra kelése 17,5°C-on a fejlődés 90. órájában indul meg és közel 100 óráig húzódik el (Müller és társai 2005), azaz kelés kezdete nem tér el jelentősen a fogassüllőtől (**11. ábra**). A kelési idő függ a víz oxigéntartalmától is (Opera és társai 2014).

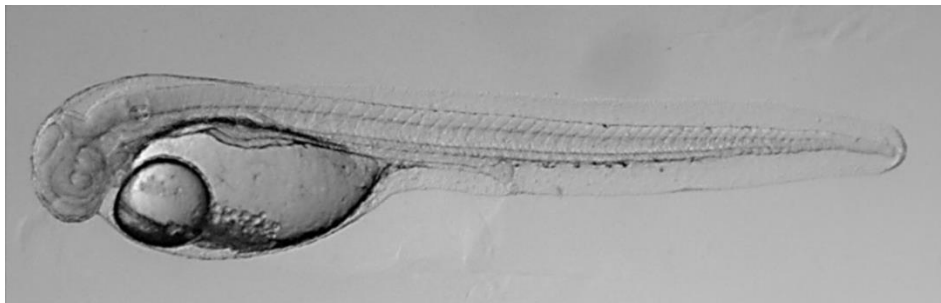
Az ikrából kikelő lárváé teste áttetsző, néhány elszórtan elhelyezkedő fekete pigmentsejttel. A lárváé átmeneti embrionális légzőszerve gyengén fejlett, ezért különösen érzékeny az oldott oxigén mennyiségének csökkenésére. Ezzel magyarázható, hogy a kelést követően, a táplálkozás megkezdéséig aktív mozgással a víz felszínéig úszik, majd passzívan süllyed fejjel lefelé. Az úszóhólyag ekkor még nem funkcionál,

de a lárva képes a víz felszínén rögzülten függeni a szikzacskó első felében elhelyezkedő olajcsepp (12. ábra) fajsúlycsökkentő hatását, valamint a vízfelszín felületi feszültségének erőit hasznosítva. A víz felszínén történő függeszkedés nem csak az oxigénben gazdagabb környezetben való tartózkodást segíti, hanem lehetővé teszi, hogy a lárvák passzív sodródással terjedjenek szét az ívóhelytől távolabb elhelyezkedő, kedvező adottságú ivadéknevelő élőhelyek felé, még a külső táplálékfogyasztásra történő átállást megelőzően (Lechner és társai 2016).

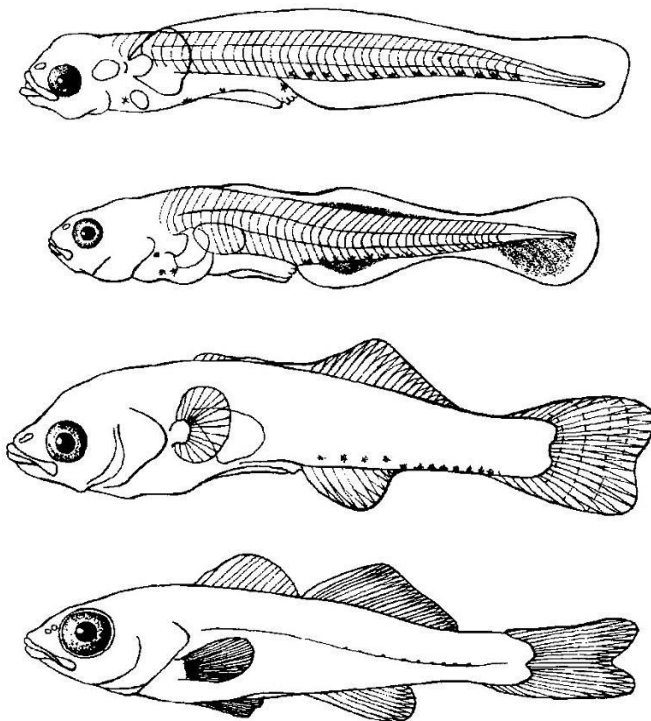


11. ábra: A fogassüllő (szürke rombusz) (Gürlap és társai 2017) és a kősüllő (piros kör) (Müller és társai 2005) ikra kelési ideje a vízhőmérséklet függvényében.

A kősüllő lárvája kisméretű, kisebb mint a fogassüllőé. Keléskor a lárva mérete 3,1-3,5 mm (Müller és társai 2005), bár ez a megfigyelés feltehetően egy korai keléskor történt, mert a lárvák szeme nem volt még pigmentált (Müller T. szóbeli közlés). Az önálló táplálkozás megkezdésig tartó posztembrionális periódus az egyedfejlődés kritikus szakasza, amikor a mortalitás meghaladhatja a 99%-ot is (Mishenko és társai 2016). A kősüllő lárvája 4-8 napos korban kezdi meg a külső táplálék felvételét 17,5°C vízhőmérséklet esetén (Müller T. szóbeli közlés).



12. ábra: Süllő lárva az ikrából kelést követően. Jól látható a szikzacskó első felében elhelyezkedő olajcsepp, amely a lárva lebegését segíti (Güralp és társai 2016 után).



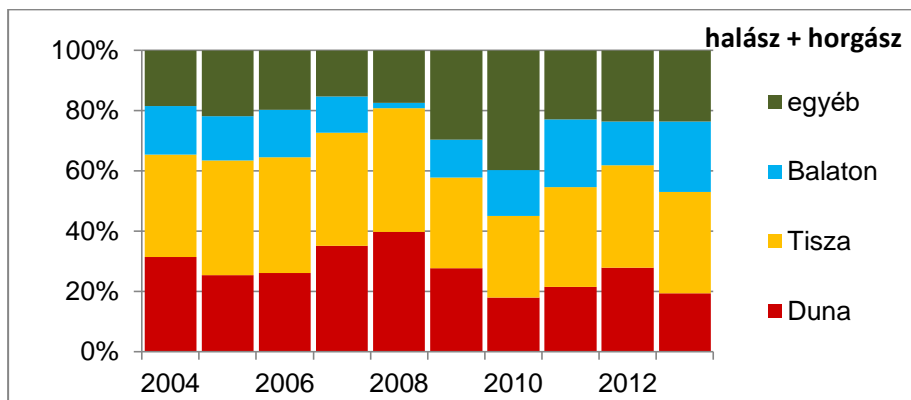
13. ábra: A kőszüllő lárva és ivadék fejlődési stádiumai (Kobliskaya 1966 után)

Az egy-két hetes, aktív táplálkozását megkezdő ivadék a folyami vízrendszerek holtágaiban, vagy az elárasztott ártereinek part menti, makrovegetáció által lehatárolt, sekély szakaszain található olyan élőhely foltokat, ahol túlélésének feltételei biztosítottak. A megfelelő méretű táplálékszervezetek elérhetősége létfontosságú, emiatt a lárvának olyan csendes, nyugodt, ún. lenitikus élőhelyre kell eljutnia, ahol tömegesen fordulnak elő az apró, 50-100 µm méretű planktonikus élőlények: állati egysejtűek (Protozoa), kerekese férgek (Rotatoria), evezőlábú rákok (Copepoda) naupliusz lárvái stb.

## **Populációdinamika**

### **A hazai állományok mennyiségi alakulása**

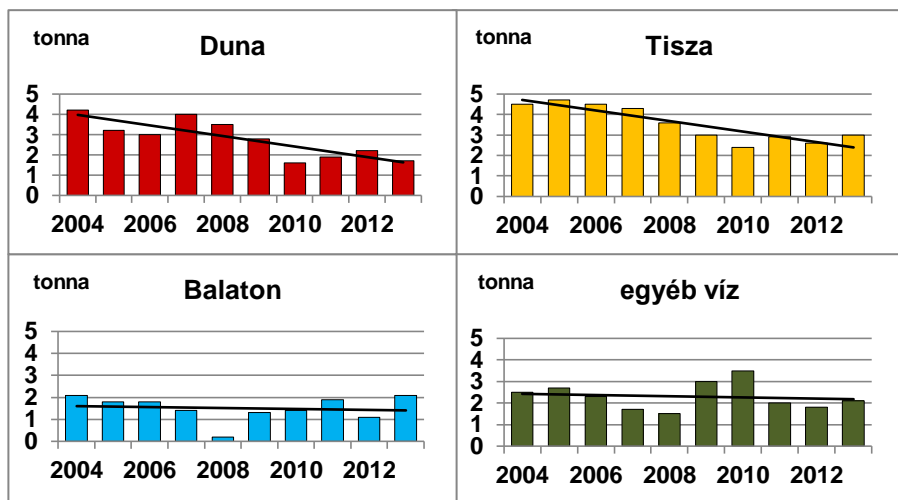
A halászsok és horgászsok halfogási adatsoraiban általában nem számottevő a kőszülő mennyisége, ami azt jelzi, hogy populációinak biomasszája lényegesen kisebb, mint a fogasszülőé. Az összes fogás 35%-a Tiszából, 27%-a Dunából, 15%-a Balatonból és 23%-a egyéb vizeinkből származott a 2004 és 2013 közötti időszakban (14. ábra).



**14. ábra: Az országos kőszülő fogás megoszlása a Duna, a Balaton, a Tisza és az egyéb vizek között 2004-től 2013-ig (az OHA adatbázisa alapján).**

A hazai vízfolyásokon nem állnak rendelkezésre olyan kutatási eredmények, amelyek alapján a kőszülő populációk mennyiségi mutatói értékelhetőek lennének. A hagyományos folyami halászat halfogási

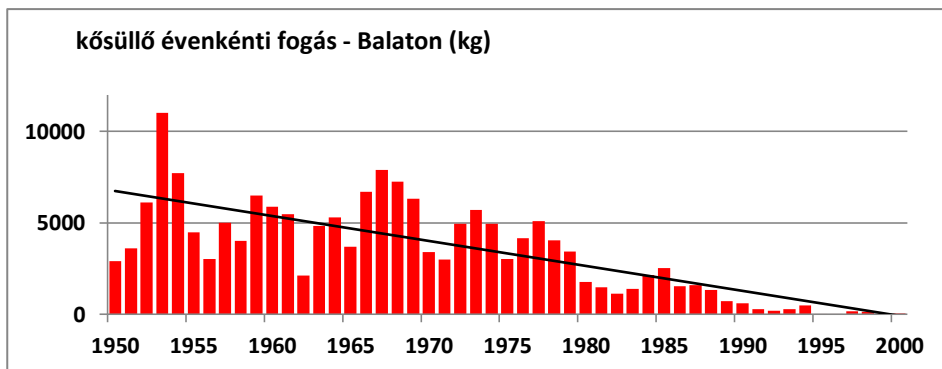
adatsorai a két süllőfajt sokáig összevontan jelenítették meg, ezért azok kevésbé jellemzik az állományok mennyiségi alakulását.



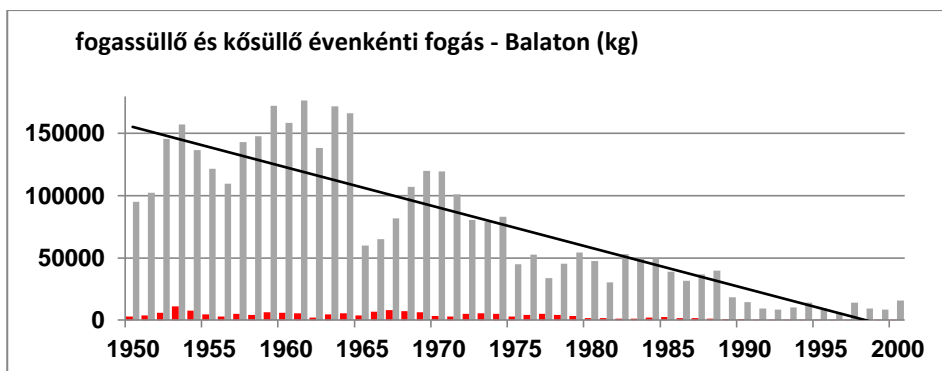
15. ábra: Az évenkénti kősüllő fogás (horgász és halász) alakulása a Dunán, a Tiszán, a Balatonon és az egyéb vizeken a 2004 és 2013 közötti időszakban (az OHA adatbázisa alapján).

Az Országos Halászati Adattár (OHA) nyilvántartása alapján a horgászok zsákmánya képezte a kősüllő fogás több mint 90%-át a 2004 és 2013 közötti időszakban (21. ábra). Ebben a periódusban a fogási eredmények csökkenő trendet mutattak, különösen a Dunán és a Tiszán (15. ábra).

A Balaton halfogási adatai viszonylag jól dokumentáltak a 20. század kezdetétől, de csak század második felében különítették el a két süllőfajt a fogási jelentésekben. A kősüllő állomány alakulása a 19. század végétől a 20. század közepéig a szakirodalmi leírások alapján követhető (lásd az Elterjedési terület c. fejezetet). A 20. század első negyedében még korlátozták a halászatát, ugyanakkor tömegessé vált a tóban. Az 1920-as években már attól tartottak, hogy kedvezőtlenül befolyásolja a fogássüllő populációját. Az 1950-es évekre a fogási adatok azt igazolták, hogy nem veszélyezteti a fogássüllő állományát (Tölg 1959).



16. ábra: A balatoni halászok évenkénti kőszüllő fogásainak trendje az 1950 és 2000 közötti időszakban (a Balatoni Halgazdálkodási Nonprofit Zrt. adatbázisa alapján).



17. ábra: Az évenkénti kőszüllő (piros) és a fogassüllő (szürke) fogás (az utóbbi trendvonalal) a balatoni halászok zsákmányában az 1950 és 2000 közötti időszakban (a Balatoni Halgazdálkodási Nonprofit Zrt. adatbázisa alapján).

A balatoni kereskedelmi célú halászat fogási adatsorainak konzisztenciáját nehéz ellenőrizni az éves eredményeket meghatározó módszertani tényezők (halászati intenzitás, halfogó eszközök méretei, halászott vízterületek, stb.) ismeretének hiányában, ezért csak mértéktartó következtetéseket tehetünk a halpopulációk mennyiségi változására a halászati statisztikák elemzésével. A dokumentált halfogások szerint, az 1950-es és 1960-as években a kőszüllő fogásokban jelentős ingadozás mellett enyhén növekvő, majd az 1970-es évek kezdetétől csökkenő trend alakult ki (16. ábra). Megfigyelhető

továbbá a két süllőfaj fogási adatsora (**17. ábra**) közötti korreláció (ötéves átlagos fogások:  $r^2=0,734$ ).

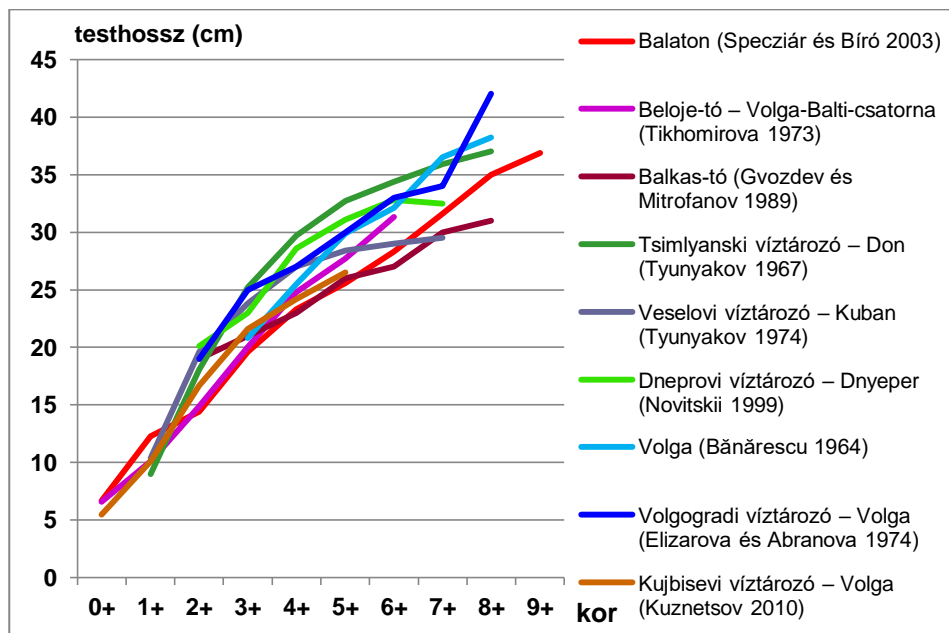
Az 1950 és 2000 között időszakban az átlagos évenkénti kősüllő fogás 3,3 tonna volt (a kifogott fogassüllő mennyiségének 4,5%-a) a Balatonban. Az 1950-es években az átlagos fogás meghaladta az 5,5 tonnát, ami az 1990-es évekre 0,5 tonnára apadt, azaz több mint 90%-kal csökkent. A legnagyobb fogás 11 tonna (1953), a legkisebb 27 kg (1996) volt (**16. ábra**). A balatoni kősüllő gyakoriságának számottevő csökkenését a horgászok fogási eredményeinek alakulása is igazolta a 20. század utolsó harmadában (Szipola 1986, Tahy 1996, Specziár 2010).

Az 1990-es évektől rendszeresen végeztek olyan felméréseket a Balatonon, amelyek a különböző élőhelyeket jellemző halállományok kvantitatív értékelésére is alkalmasak (Specziár és társai 2000). Megállapították többek között, hogy a kősüllő területegységre jutó mennyisége 34 egyed/ha<sup>-1</sup>, míg a biomasszája 1,04 kg/ha<sup>-1</sup> volt a Balaton dél-nyugati részén, a Keszthelyi- és a Szigligeti öböl területén az őszi időszakban. A biomassza túlnyomó részét a fiatalabb korcsoportok tették ki. A halászok és horgászok által fogható ötnyaras, vagy annál idősebb korcsoportok a teljes biomassza alig egyharmadát (32%) képezték (Specziár és Bíró 2002).

### ***Koreloszlás és növekedés***

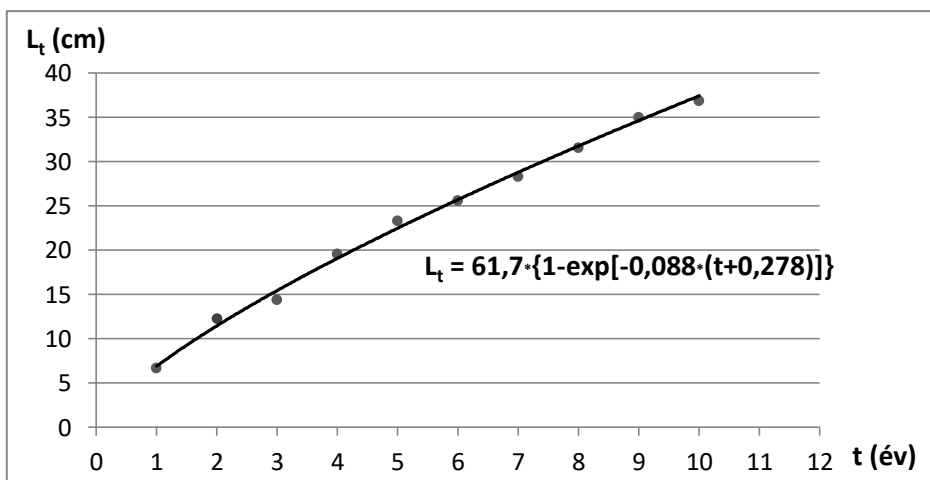
Szakirodalmi adatok alapján a kősüllő 11-12 évig élhet (Balon 1967, Kottelat és Freyhof 2007). A kifejlett egyedek jellemző testhossza 20-30 cm, a 40 cm feletti méretet ritkán éri el. A MOHOSZ által vezetett rekordlistán egy 1980-ban fogott 3,2 kg-os példányt tartanak nyilván ([http4](#)), és egy további 3,2 kg-os példányt is jeleztek a Duna tassi szakaszáról 2006-ban ([http6](#)). Ezeket az adatokat fenntartással kell fogadnunk a fajmeghatározás bizonytalansága miatt (Pintér 1989). A szakirodalomban a Duna vízrendszeréből ismert legnagyobb példányt Balon (1967) említi, amely 44 cm hosszú, 1,2 kg tömegű és 11 éves volt. A testhossz és testtömeg összefüggés alapján (**20. ábra**) egy 3,2 kg tömegű kősüllő visszaszámított törzshossza 60 cm lenne.

A hazai folyókat benépesítő kősüllő populációk növekedésének és koreloszlásának feltárására nem történtek közvetlen halbiológiai felmérések. A balatoni állomány szerkezetéről, testhossz- és tömeggyarapodásáról ugyanakkor viszonylag részletes ismeretekkel rendelkezünk (Specziár és Bíró 2002, 2003, Specziár 2004, 2005, 2010). Az egyedszámok szerint az állomány meghatározó részét a fiatal korcsoportok alkotják: 59% 0+, 18% 1+ a kora őszi időszakban. A 6+ és az annál idősebb egyedek aránya nem éri el az 1%-ot. A 0+ korcsoport mortalitási rátája májustól szeptemberig lényegesen meghaladja a 99%-ot. Az 1+ és az idősebb korcsoportok éves mortalitása 25% és 85% között változott az 1990-es évek második felében, a legkisebb a 2+ és a legnagyobb a 8+ korcsoportnál volt (Specziár és Bíró 2002).



18. ábra: A kősüllő testhossz növekedése különböző vízterületeken.

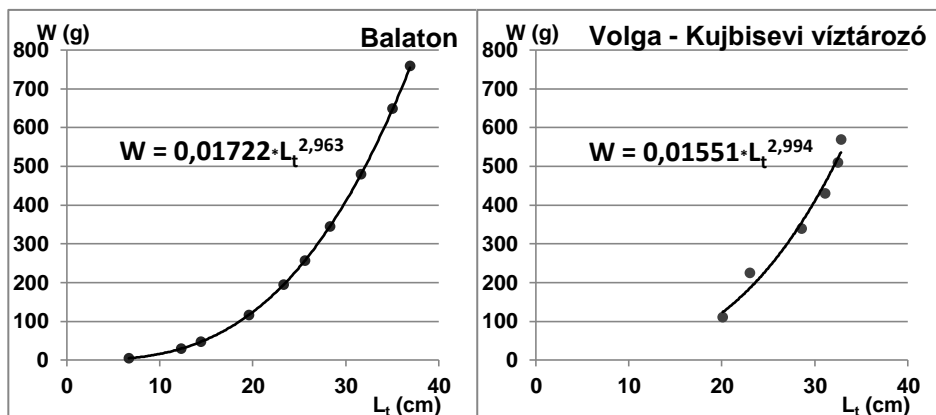




**19. ábra: A balatoni kősüllő növekedésének leírása Bertalanffy-féle modellel.  $L_t$  standard testhossz (cm),  $t$  kor (év) (Specziár és Bíró 2002 után).**

A Balatonban viszonylag lassan növekedik a kősüllő az ukrainai, oroszországi és kazahsztáni vízterületeken megfigyelt értékekhez képest (18. ábra). A balatoni populáció egyedei a legkisebb kifogható méretet (25 cm) 5+ korban érik el (19. ábra). A volgai, doni és dnyeperi állományok hasonló korú példányai 5-7 cm-rel hosszabbak. A külföldi adatokkal összevetve egy enyhe törés látszik a balatoni kősüllő növekedési ütemében a 2+ korban, amely a halfogyasztásra történő átállás idejére esik. A 150 mm-nél nagyobb példányoknál, amikor a halak meghatározóvá válnak a táplálékban, a növekedés felgyorsul. A növekedési sebesség átmeneti lassulása jelzi, hogy a halfogyasztásra történő átállás egy kritikus szakasz a balatoni kősüllő egyedfejlődésében. Ez feltehetően a rendelkezésre álló táplálékszervezetek mennyiségével függ össze. A táplálékváltás kényszerű eltolódása a sügérféléknél a növekedés lassulása mellett gyakran az állomány méret szerinti kettéválását, illetve a mortalitás növekedését is eredményezi (Buijse és Houthuijzen 1992, Frankiewicz és társai 1996, Mehner és társai 1996, Specziár és Bíró 2002). A balatoni kősüllőnél a halfogyasztás kezdetét megelőzően az egyedi növekedési különbségek kevésbé jelentősek. Az első év folyamán, az

elhúzódó ívási időszak következtében kialakuló méretbeli differencia még mérséklődik is (Specziár és Bíró 2002).



20. ábra: A kőszűlő testhossz (L<sub>t</sub>) és testtömeg (W) összefüggése a Balatonon (Specziár 2010 után) és volgai Kujbisev víztározón (Kuznetsov 2010 után).

## Hasznosítás

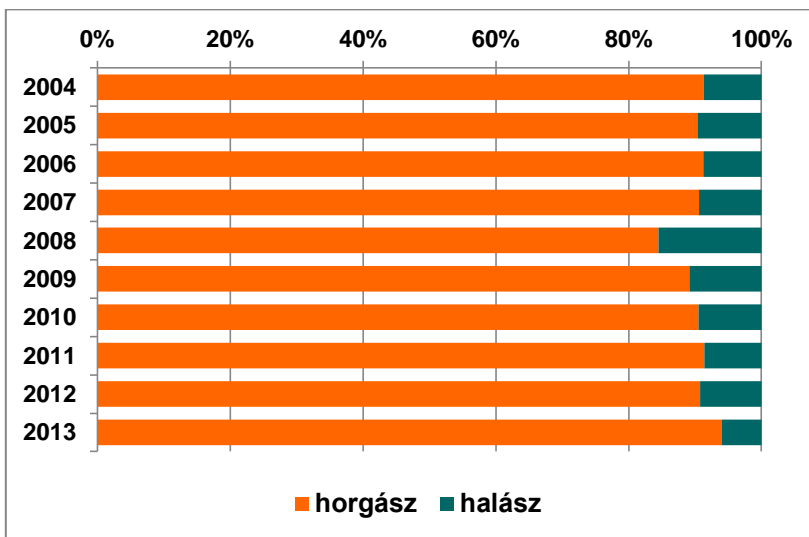
Halászati szempontból a kősüllő inkább Oroszország és Ukrajna déli részén számít fontos fajnak, elsősorban a Volga alsó folyása mentén, valamint a Dnyeper és Don vidékén. (Kuznetzov 2010). Magyarországon a 19. század második felében a fogassüllővel vegyesen árusították a halpiacokon, bár a halászok megkülönböztették a két fajt (Herman 1887, Lovassy 1927). A mennyisége általában nem volt számottevő a halfogásokban. Az elmúlt évtizedek fogási adatsoraiban határozottan csökkenő trendek figyelhetők meg (**15. ábra, 16. ábra**).

A kősüllő gasztronómiai értékével kapcsolatos vélemények megoszlanak. Egyesek szerint, íze a fogassüllőé mögött marad, húsa inkább rózsaszínű, kissé zsírosabb és könnyebben szétmállik (Lovassy 1927, Lányi 2013). Mások úgy vélik, hogy húsminősége kiváló, a fogassüllőével nagyjából azonos (Pintér 1989, Harka és Sallai 2004).

A magyarországi pontycentrikus tógazdasági haltermelésben a kősüllőt nem tenyésztik. A mesterségesen szaporított ivadék természetes vizekbe történő telepítésének kérdése többször felvetődött (Szipola 1986, Tölg és Tölg 1995, Tahy 1996). A természetes állományok növelésére irányuló programok megvalósításának előkészítésére számos kísérletet végeztek a kősüllő szaporítására az 1980-as évektől (Szipola 1988, 1994, Müller és társai 2005). A kezdeti tapasztalatok alapján megállapították, hogy a kősüllő tenyésztése nem okoz nehézséget és a süllőnél könnyebben szoktatható tápra (Bercsényi és társai 2001). A laboratóriumi kísérletek során a kősüllő és a süllő hibridjét is sikeresen létrehozták (Müller és társai 2004, 2006, 2011, 2017).

A kősüllő kedvelt horgászhal, a süllőzés járulékos halaként fogható. Az Országos Halászati Adattár statisztikái szerint, a 21. század kezdetén a horgászok csaknem tízszer nagyobb mennyiségben fogták, mint a halászok (**21. ábra**). Ha figyelembe vesszük, hogy a horgászok és a halászok összes halfogása azonos nagyságrendű volt a vizsgált időszakban, akkor megállapíthatjuk, hogy a kősüllő populációit érő

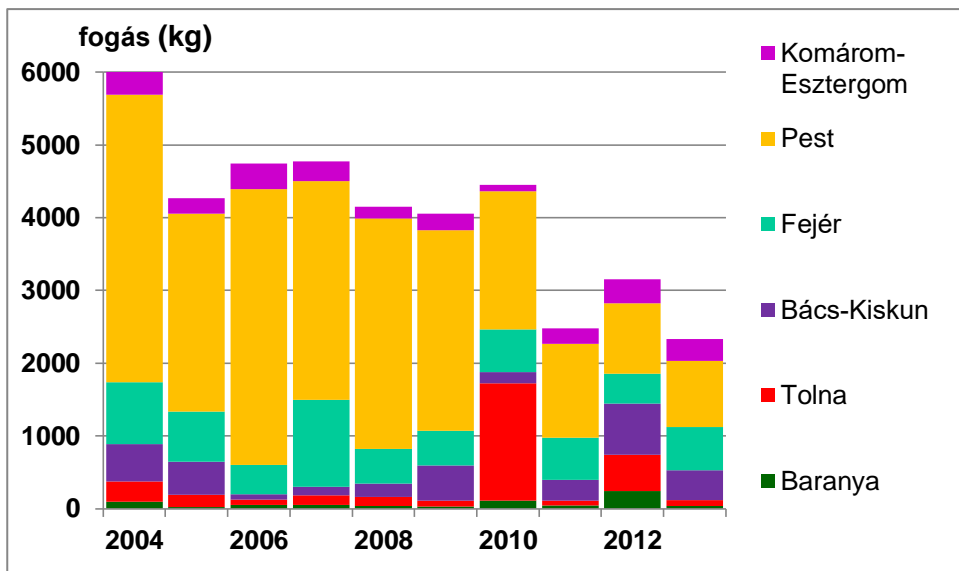
terhelések közül a horgászati tevékenység hatása lényegesen meghaladta a halászat hatását.



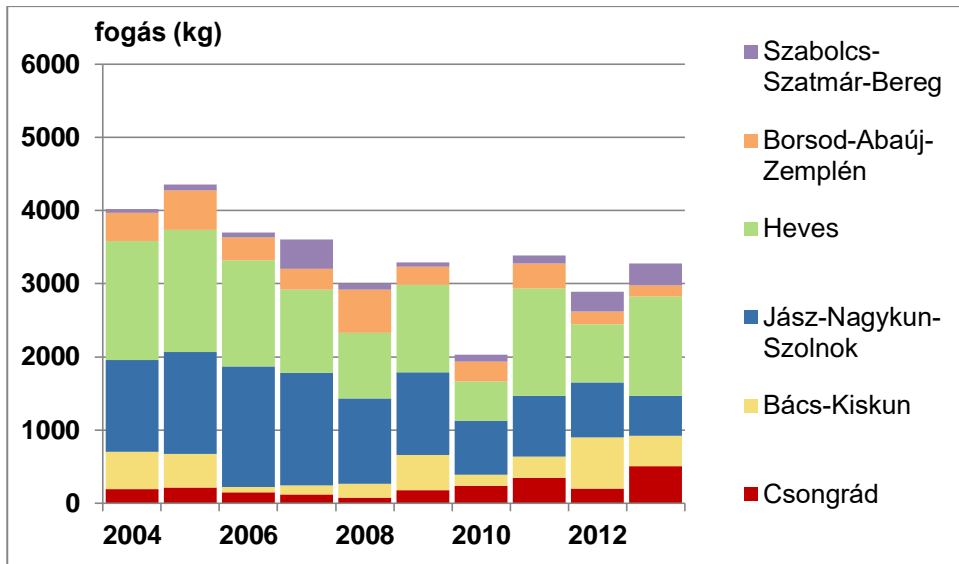
21. ábra: Az évenkénti kősüllő fogások megoszlása a horgászok és halászok között (2004-2013) között (az OHA adatbázisa alapján).

A kősüllő általában csoportosan jelenik meg egy-egy horgász hely közelében, ezért érdemes lehet célzottan horgászni rá. Hasonló módszerekkel fogható, mint a fogassüllő, csak kisebb horoggal és csalival. Népszerű a pergető, mártogató, tapogató és fenekező horgászata. Állóvizeken, egyes akadók és kövezések mentén úszós szereléssel is jól fogható (Bokor 2017). Elsősorban a késő esti és a kora reggeli órákban várható a kapása. A folyókon, árhullámok levonulásakor, amikor növekedik a lebegtetett hordalék mennyisége, általában nem táplálkozik. Az áradások utáni tisztuló vízben jobban fogható. Érzékenyen reagál az időjárás változásra, borult, esős időben napközben is lehet fogni.

A hazai horgászok a Tiszán mentén fogják a legtöbb kősüllőt, különösen Heves és Jász-Nagykun-Szolnok megyében, elsősorban a Kiskörei víztározó (Tisza-tó) térségében kiemelkedőek a fogási eredmények (23. ábra).



22. ábra: A horgászok évenkénti kősüllő fogása a Duna-menti megyékben a 2004 és 2013 közötti időszakban (az OHA adatbázisa alapján).



23. ábra: A horgászok évenkénti kősüllő fogása a Tisza-menti megyékben a 2004 és 2013 közötti időszakban (az OHA adatbázisa alapján).

A kősüllő halászati és horgászati hasznosításáról jogszabályok rendelkeznek. Már az 1888. évi XIX. törvénycikk a halászatról korlátozta a fogását az ívási időszakban, április 1-től június 15-ig, továbbá a legkisebb kifogható méretét 40 cm-nél (teljes hossz) határozta meg. (A fogassüllő mérethatára viszont 35 cm volt, ami arra utal, hogy jogszabály alkotói valószínűleg hiányos ismeretekkel rendelkeztek a kősüllőről.) A törvény hibáinak javítására csaknem négy évtizeddel később került sor. A 9500/1926 sz. földművelésügyi miniszteri rendelet megszüntette a kősüllő méretkorlátozását. A halászati tilalmi időszak ugyanakkor általánossá vált, azaz minden hal fogását tiltották a természetes vizeken április 20-tól május 31-ig.

A második világháború után a társadalmi és politikai változásokhoz igazították a halászatra vonatkozó jogszabályokat (6.700/1945. sz. ME rendelet). A következő évtizedekben a kősüllő fogását kisebb módosításokkal szigorították:

- A 15/1961. sz. törvény és az 1/1962 (I. 24.) FM végrehajtási rendelet szerinti tilalmi idő március 20-tól április 30-ig, de a Balatonon április 1-től május 20-ig terjed. A legkisebb kifogható méret 20 cm, a naponta kifogható mennyiség 3 kg.
- A 30/1977. sz. törvény és a 44/1977. (XII. 19) MÉM rendelet alapján a tilalmi idő március 1-től április 30-ig tart. A legkisebb kifogható méret és a naponta kifogható mennyiség változatlan.
- A 73/1997. (X. 28.) FM–KTM együttes rendelet szerint a tilalmi idő március 1-től május 31-ig hosszabbodott. A legkisebb kifogható méret és a naponta kifogható mennyiség változatlan maradt.
- A 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet alapján a fogási tilalom további egy hónappal hosszabbodott, március 1-től június 30-ig. A legkisebb kifogható méret 25 cm-re nőtt, és 3 db-os korlátozással csökkent a naponta kifogható mennyiség, a korábbi 3 kg helyett.

## Természetvédelmi státusz

A fajok természetvédelmi státuszának és természeti értékének a megítélésekor számos olyan szempontot kell mérlegelni, amelyek a lokális, a regionális, valamint a kontinentális léptékek mellett eltérően alakulnak. Erre vezethető vissza, hogy egy adott faj veszélyeztetettségének nemzetközi besorolása, valamint a nemzeti vöröslistákon való minősítése is sok esetben eltérő.

Természetes elterjedési területén belül a kősüllőt nem tekintik veszélyeztetett fajnak, természetvédelmi státuszának nemzetközi besorolása 2008 óta „*Least Concern*”, azaz nagy egyedszámban előforduló és általánosan elterjedt faj, amely az antropogén hatásokkal szemben viszonylag ellenálló (Freyhof 2011). A kősüllőt ugyanakkor Európa egyes területein, így Magyarországon is az ún. sebezhető (*Vulnerable*) fajok között tartják számon (Guti és társai 2014). A sebezhető fajokra jellemző, hogy általában kis egyedszámban és bizonyos élőhelyekhez kötődve fordulnak elő, potenciálisan veszélyeztetettek, mivel az élőhelyeik szűkülése vagy leromlása esetén „veszélyeztetett” fajjává válhatnak. A kősüllő szerepel továbbá az európai vadon élő élővilág és természetes élőhelyek védelméről szóló Berni Egyezmény (Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, 1982) védett, illetve kevésbé veszélyeztetett, de sérülékeny állatfajokat ismertető III. függelékében, amely a halászható és vadászható fajokat is feltünteti. A konvenció értelmében a fajok törvényes korlátozásokkal történő hasznosítása védelemnek minősül.

## A kősüllő populációkat érintő negatív hatások

A rendelkezésre halfogási adatsorok a hazai kősüllőállomány méretének csökkenő trendjét jelzik az utóbbi évtizedekben. 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, szaporulatát stb. A kősüllőt érintő antropogén hatások kevésbé fajspecifikusak. Többségük régóta ismert és kedvezőtlenül befolyásolják az őshonos halfauna számos elemét.

Természetes vizeink évszázadokon keresztül híres halbősége a 19. század második felében olyan mértékben csökkent, hogy az már problémát jelentett a Kárpát-medence népességének élelmezésében. 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 ívóhelyek tönkremennek
- a folyók szabályozása → ártéri állóvizek kiszáritása – a halbölcsők csökkenése
- a halászok rablógazdálkodása → mértéktelen halfogás az ívási időben is
- zsilipek és gátak a vízfolyások medrében → a halak vándorlásának korlátozása
- ipari vízszennyezés → a halak és egyéb élőlények mérgezése
- gőzhajózás → a hullámverés károsítja az ikrát és az ivadékat
- faúsztatás → a feltorlóató fatömeg ívóhelyeket tesz tönkre
- halevő állatok kártétele (sirály, gém, vöcsök, kormorán, vidra stb.)



A másfél évszázaddal ezelőtt ismertetett problémák egy része a mai napig fennáll, ugyanakkor a 21. század kezdetére számos újabb negatívum is megjelent.

A kősüllőt érintő terhelések áttekintésekor az életfeltételeket biztosító élőhelyek változásait, a populációkat módosító antropogén hatásokat és egyéb biológiai elemeket, valamint az éghajlatváltozás következményeit elemeztük.

## ***Az élőhelyek megváltozása***

### ***A folyók szabályozása***

A kősüllő jellemző élőhelyei a nagyobb síkvidéki folyók lassan áramló szakaszai. A szakirodalmi leírások szerint, a Kárpát-medencében a kősüllő a Duna és a Tisza mentén volt elterjedt a 19. századi átfogó folyószabályozásokat megelőzően (5. ábra). Ahogy az a komplex élőhelyi igényű ragadozó halakra jellemző, a kősüllő egyedfejlődésének is kritikus periódusa az embrionális fejlődés, valamint az ivadék aktív táplálkozásának kezdeti időszaka. A stabil populációk kialakulásában, illetve fennmaradásában meghatározó jelentőségű a korai egyedfejlődés feltételeit biztosító lenitikus vizek, valamint a domináns táplálékszervezetek számára létfontosságú élőhelyek gyakorisága, kiterjedése és ökológiai állapota. Ezeket az élőhelyeket számos vonatkozásban módosította a természetes vízrendszerek kiterjedt szabályozása.

A 19. században megkezdett átfogó folyószabályozások az árvízi biztonság és hajózhatóság javítására irányultak elsősorban. Magyarország mai területén, az összesen 22 000 km<sup>2</sup> kiterjedésű, korábban rendszeresen elöntött árterek 93%-a vált ármentesítetté a nagyvízi szabályozások eredményeként, és alig 1 800 km<sup>2</sup> hullámtéri terület marad közvetlen kapcsolatban a folyókon levonuló árhullámokkal napjainkban (IUCN 1995). Az árhullámok szétterülését korlátozó beavatkozások következtében mérséklődött a folyó és ártér közötti közvetlen kapcsolatok gyakorisága, csökkent az árterek vízellátása, ezért kiterjedt akvaticus élőhelyek szűntek meg.

Az ármentesített területeken a mezőgazdasági művelés térhódításával gyakran betemették a folyóágak jelentős részét. A megmaradt régi medreket többnyire a belvízelvezető csatornahálózathoz csatlakoztatták és a belvizek levezetésére használták. A folyón levonuló árhullámok közvetlen hatása nem jelenik meg ezekben a medrekben, ezért bennük a folyó-ártér ökológiai rendszer eredeti biológiai funkciói nem, vagy alig érvényesülhetnek (Guti 2002). Mindezek a beavatkozások számottevő mértékben korlátozták a kősüllő számára hasznosítható vízi élettér kiterjedését, és a populációk egyedszámának jelentős csökkenését eredményezték.

A nagyvízi folyószabályozások módosították a folyami élőhelyeket alakító hidromorfológiai folyamatokat, ezért a folyami élőhelyek korábbi változatossága is alapvetően megváltozott a 19. század óta. Az árvízvédelmi töltések létrehozásával megemelkedtek az árvízszintek, ezért a hullámtéri elöntésekben magasabb a vízborítás, mint ami a korábbi ártereken volt jellemző, és ily módon csökkent az akvatikus élőhelyek természetes változatossága. A beavatkozások további következménye, hogy az árvízi lebegtetett hordalék kiülepedése a beszűkített hullámterekre korlátozódik, ezért intenzívebbé vált az övzatonyok képződése, ami a vízi élőlények számára szűkíti a folyómeder és a hullámtér közötti átjárhatóságot. A lebegtetett hordalék kiülepedésével felgyorsul a hullámterek feltöltődése, így az akvatikus élőhelyek elszigetelődnek, kiszáradnak, megszűnnek, és ez a folyamat tovább csökkenti a kősüllő számára hasznosítható vízi élettér kiterjedését.

A nagyvízi folyószabályozás a Tisza-völgy halállományát érintette a legérzékenyebben. A Tisza árvízvédelmi célú szabályozása során 2 700 km hosszú árvízvédelmi töltésrendszer épült, amely a 16 890 km<sup>2</sup> kiterjedésű történelmi ártér több mint 90%-át ármentesítette a 19. század végére. A beavatkozások hatására lényegesen gyorsabban vonultak le az árhullámok és nőtt a kisvizes időszakok tartóssága, ezért a folyó elveszítette a kiemelkedő halprodukción biztosító hidrológiai és morfológiai sajátosságait. A nagymértékű változást egyértelműen jelezte

a halászok fogási eredményeinek közel 99%-os csökkenése a 20. század elején, ami a megsemmisülés határához juttatta a hagyományos tiszai halászatot (Répássy 1914).

**2. táblázat: A hazai folyók egyes szakaszain végrehajtott kis- és középvízi szabályozások jellemző adatai.** <sup>1</sup> magyarországi folyószakasz, <sup>2</sup> Dunaföldvár és Mohács közötti szakasz (f.km 1560-1447), <sup>3</sup> Sárvár alatti szakasz, <sup>4</sup> szabályozott szakasz mentén.

Folyó	folyószakasz hossza (km)		levágott kanyarulatok		mederesés %	
	szab. előtt	szab. után	száma	hossza (km)	szab. előtt	szab. után
Duna <sup>1</sup>	494	417	23 <sup>2</sup>	-	0,05 <sup>2</sup>	0,08 <sup>2</sup>
Rába <sup>3</sup>	132	84	80	51	0,32	0,47
Dráva <sup>4</sup>	409	232	68	-	0,07	0,12
Tisza <sup>4</sup>	1 211	758	114	589	0,04	0,06
Körösök <sup>4</sup>	1 041	462	266	791	-	-

A kis- és középvízi szabályozások a nagyobb kanyarulatok átmetszésével, a zátonyos folyószakaszok kotrásával, a mellékágak átfolyási küszöbének emelésével, valamint a partokat stabilizáló párhuzamművek építésével javítják a folyók hajózhatóságát. A kiterjedt beavatkozások eredményeként rövidült a folyók hosszúsága és nőtt a mederesésük (**2. táblázat**). A vertikális eróziót előidéző hidromorfológiai folyamatok erősödésével fokozódott a főmeder beágyazódása. A beágyazódás következtében jelentős mértékben csökkennek a folyó vízállásai, ezért egyre korlátozottabb a mellékágak vízellátásának és az ártéri elöntések tartóssága. Az áradások során lerakott hordalék, valamint az ártéri víztestekben fellépő biológiai szedimentáció folyamatosan emeli a hullámtér terepszintjét, melynek következtében tovább csökken az elöntések tartóssága és gyakorisága. A csökkenő vízellátás és a nagyfokú üledék-lerakódás eredményeként szűkül a mellékágak átjárhatósága, egyre inkább elszigetelődnek, holtágakká válnak, végül kiszáradnak. A folyami élőhelyek egykori változatosságának megszűnésével jelentősen csökkent a kősüllő

egyedfejlődésében és szaporodásában kulcsfontosságú élőhelyek gyakorisága és kiterjedése.

A vízlépcsők létesítése egyrészt lehetővé teszi a folyók sokoldalú hasznosítását (vízenergia, hajózhatóság, vízkivétel stb.), másrészt viszont megszakítja a folyami vízrendszerek hosszirányú átjárhatóságát, módosítja azok vízjárását, hordalékszállítását, vízminőségét stb. Ezek a változások hozzájárulnak többek között a folyómeder beágyazódásához, az árterek feliszapolódásához, a talajvízszintek csökkenéséhez és az élővilág biológiai sokféleségének csökkenéséhez (Guti és Berczik 2014). A magyarországi Tisza-szakaszon és mellékfolyóin több mint tíz nagyobb duzzasztó üzemel (Tisza: Tiszalök, Kisköre; Hernád: Gibárt, Felsődobsza, Kesznyéten; Túr: torkolati bukó; Körösök: Körösladány, Gyula, Békés, Békésszentandrás, Bökény; Hortobágy-Berettyó: torkolati bukó). Az ármentesített területek csatornahálózatában található keresztirányú vízszintszabályzó műtárgyak becsült száma pedig ezres nagyságrendű (Guti és Dunai 2003). A kiterjedt, állóvíz jellegű, duzzasztott folyószakaszokon, mint például a Tisza-tó, esetenként jelentős kősüllő állományok kialakulása figyelhető meg.

### ***A tavak szabályozása***

Tavaink közül csak a Balatonban fordul elő a kősüllő jelentős mennyiségben. Modernkori szabályozását megelőzően a tó vízállása 2-3 méterrel haladta meg a jelenlegi szinteket. A Sió-csatorna megnyitásával, 1863-tól jelentősen csökkent a tó vízállása. A mostaninál 1,5 méterrel alacsonyabb vízállás is kialakult egy tartós aszály következtében, 1866-1867-ben. Az átfogó vízszabályozás és a berekterületek felszámolása csaknem harmadára szűkítette a vizes élőhelyek, illetve a halak életterének kiterjedését, továbbá csökkentette a halak táplálkozó, ívó- és ivadéknevelő élőhelyeinek változatosságát.

Az 1970-es évektől a felső és alsó szabályozási szintek rögzítésével módosították a tó vízjárását, tovább csökkentve a vízállás ingadozását. Ebben az időszakban egyre több helyen alakítottak ki partvédő kövezéseket, összesen mintegy 150 km hosszú természetes partszakasz megszüntetésével. Mindezek a változások érzékenyen

érintették a Balaton parti tájékának természetes élőhelyeit használó, vagy hasznosító halfajokat.

A Balaton szabályozása nem befolyásolta számottevően a kősüllő szaporodási lehetőségét. A strandok kiterjedt fürdőhelyeinek homokos aljzata megfelelő felületet jelent az íváshoz. Az ivadék egyedfejlődésének korai szakaszában biztonságot nyújtó, természetes jellegű, part menti élőhelyek szűkülése azonban csökkentette a nagyobb tömegű ivadékállomány túlélésének valószínűségét, korlátozva a populációk utánpótlását a 20. század utolsó harmadától. Ez a probléma érintette a kősüllő táplálékbázisát jelentő kisebb pontyfélék ivadékának fejlődési lehetőségét is.

## ***A populációkat korlátozó antropogén terhelések***

### ***Hajózás, hajóforgalom***

A folyami hajózás fejlesztését a vízi áruszállítás előnyeire (energiahatékonyság, gazdaságosság, biztonság, a környezetet legkevésbé terhelő fuvarozási mód stb.) hivatkozva támogatják általában. Az intenzív hajózás ugyanakkor terheli a folyami ökoszisztémákat. A terhelések két csoportba oszthatóak: 1) a hajóutat javító és fenntartó szabályozások hatása a folyami élőhelyekre, 2) a hajóforgalom hatása a halakra, a vízi élővilágra és környezetükre.

A hajózhatóság javítása érdekében történő közép- és kisvízi szabályozások egyik következménye a folyómeder beágyazódása, illetve ezzel összefüggően a kisvízi vízállások szintjének csökkenése. Az egyre tartósabbá váló alacsony vízállású időszakok, valamint a hullámtéri vízterek fokozatos feliszapolódása és megszűnése szűkíti a folyami halállomány életterét, illetve kedvezőtlenül befolyásolja a halak szaporodásában és táplálkozásában meghatározó jelentőségű élőhelyeket. A hajózhatóságot javító újabb mederkotrások és terelőművek építése nem oldja meg a medermélyülés általános problémáját, hanem fenntartja a természetes halfauna megőrzése szempontjából kedvezőtlen folyamatokat (Guti 2012).

A hajóforgalom negatív hatásai közül közismert, hogy a hajókat kísérő erőteljes hullámozgás a folyó egyik legproduktívabb élőhelyének, a parti sávnak az élővilágát károsítja. A hullámverés következtében felkeveredő üledék növeli a lebegtetett hordalék mennyiségét, ami korlátozza a halak, és különösen a halivadék táplálkozási gyakoriságát. A rendszeresen ismétlődő hullámozgás csökkenti az ivadék növekedési sebességét, valamint a fertőzésekkel szembeni ellenálló képességét. A parti sáv kevésbé áramló, sekélyvízű szakaszaihoz kötődő ivadékrajokat érzékenyen érinti a hajók által keltett jelentős vízelvezés és vízvisszáramlás, amelynek sebessége 4-5-szörösen haladja meg a fiatal halivadék úszási képességét. Az intenzív laterális vízmozgás következtében az ivadék képtelen megmaradni az életfeltételeit egyébként biztosító élőhelyeken, és lefelé sodródik a partok mentén (Wolter és társai 2004, Kucera-Hirzinger és társai 2008). Ez a hatás fokozottabban jelentkezik éjszaka, amikor az ivadék aktivitása minimális és a parti sáv sekély szélvizében tartózkodik (Copp és Jurajda 1993). Az erőteljes sodródás számottevően csökkenti a halivadék állományainak egyedszámát.

A hajó motorok és propellerek által kibocsátott erős zaj is negatívan hat a halakra. 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 hajóforgalom negatív hatásaival szemben védettebbek azok a fajok, amelyek ivadéka a hullámtér időszakosan áramló mellékágaiban, holtágaiban fejlődik, ahol a hullámverés és a vízvisszáramlás kedvezőtlen hatása kevésbé érvényesül. A kősüllő ivadéka is a lenitikus vizeket keresi, ezért a hajóutaktól távolabb elhelyezkedő öblökben és mellékágakban nagyobb a valószínűsége a fiatal egyedek túlélésének. A

hajóforgalom negatív hatásai ugyanakkor érzékenyen érintik a más folyami halfajok ivadékállományait, jelentősen csökkentve a kősüllő táplálékbázisát, valamint a vízterület haleltartó kapacitását a ragadozó halak vonatkozásában. A dunai nemzetközi hajóút jelenlegi kihasználtságát mintegy 10-15%-ra becsülik. Az EU közlekedésfejlesztési stratégiája a vízi áruszállítás fejlesztését szorgalmazza, így a hajóforgalom a többszörösére növekedhet, ami fokozottan terheli a kősüllő populációkat, illetve a dunai halállományt a jövőben.

### ***Diffúz vízszennyezések***

A természetes vízminőség a vízgyűjtő talajgeológiai tulajdonságaitól és a meteorológiai körülményektől függően változik. A szennyezőanyag-terhelés ugyanakkor antropogén hatás, amely a vízminőség megváltoztatásával károsan befolyásolja a vizek élővilágának biológiai sokféleségét. A vízszennyezések növekvő terhelésként jelentek meg a 19-20. században (Guti és Berczik 2014). A vizeket szennyező anyagok térbeli eloszlása lehet pontszerű és diffúz. Diffúz módon terjednek például egy zápor hatására a talajból kimosódó és lefolyással egy felszíni vizekbe jutó növényi tápanyagok és mezőgazdasági vegyszerek. A diffúz vízszennyezés dinamikája összefügg az időjárás szezonálisával, ezért időben és térben jóval változékonyabb, mint a pontszerű szennyezési források.

Napjainkban a felszíni vizek legelterjedtebb diffúz szennyezését a mezőgazdasági eredetű szerves anyagok és a növényi tápanyagok mennyiségének növekedése okozza. Szerves-anyag (humusz, növényi törmelék, mezőgazdasági hulladék stb.) terhelés esetén a lebomlási folyamat következtében csökken a víz oldott oxigéntartalma, elsősorban a meleg, nyári szélcsendes napokon, valamint télen, a tartósan hóval borított jégréteg alatt. A szélsőséges oxigénhiányos körülményeket azok a szervezetek tudják elviselni, melyek képesek a víz felszínén felvenni az oxigént, vagy eltűrik az alacsony oxigéntartalmat is. Az oxigén mennyiségét tekintve igényesebb fajok, mint a kősüllő is, elmenekülnek, vagy kisztelektálódnak a terhelt vízterületeken.

A növényi tápanyagok (szervetlen nitrogén- és foszfor-vegyületek) bemosódása növeli az elsődleges szerves anyag termelés intenzitását, és a nagytömegű növényi biomassza a pusztulása során felhalmozódik a pangó vizek üledékében. A szerves anyagok rothadással lebomlása során egyrészt csökken a víz oldott oxigéntartalma, másrészt a kialakuló anaerob viszonyok hatására az üledékben akkumulálódott, vízben nem oldódó foszforvegyületekből biológiailag hasznosítható foszfát szabadul fel, amely fokozza a növényi szerves anyag termelődését, újabb terhelést eredményezve.

A Kárpát-medence földrajzi adottságai következtében a hazai folyók által szállított vízmennyiség 96%-a a szomszédos országokból érkezik, ezért a felszíni vizeink minőségét jelentős mértékben az országhatárokon kívüli terhelések határozzák meg, amelyek mérséklődtek az elmúlt évtizedekben a vízgyűjtőterületeken végrehajtott vízminőség-védelmi beavatkozások következtében. A Tisza vízrendszere valamivel rosszabb állapotban van, mint a Dunáé. A Dunában az 1960-as évek közepétől a nitrát koncentráció közel 50%-kal, az oldott foszfát mennyisége pedig csaknem 100%-kal növekedett a 20. század végéig. A növényi tápanyagtartalom növekedése meghatározó szerepet játszott az 1980-as évektől tapasztalt intenzív tavaszi és őszi algásodásban. Az erősen eutrofizálódott holtágakban és pangó vizű mellékágakban nappal is kialakult mélységi oxigénhiány. A kisebb ágakban 1-1,5 méterrel a felszín alatt, a nagyobb mellékágakban 3-4 méteres mélységben nyáron nem ritka a teljes oxigénhiány. A planktonikus algák tömeges produkcióját serkentő további tényező, hogy a Duna lebegtetett hordalékának mennyisége mintegy a felére csökkent az 1950-es évek végétől, elsősorban az ausztriai folyószakaszon épült vízlépcsők hordalék-ülepítő hatása miatt.

A diffúz vízszennyezések további forrása a mezőgazdasági növényvédőszer (gyomirtók, gombaölők, rovarirtók stb.) bemosódása a felszíni vizekbe. Ezek az anyagok a tápláléklánc, illetve táplálékhalózati felsőbb szintjein levő ragadozók szervezetében felhalmozódhatnak. A Balatonban például 1965-ben történt tömeges



halpusztulás (mintegy 500 tonna hal hullott el), amikor klórozott szénhidrogének (DDT, gamma-HCH, aldrin-foszfát, dieldrin-foszfát) kerültek a tóba a rendkívül csapadékos időjárás következtében a vízgyűjtő térségéből. A halpusztulás különösen érzékenyen érintette a tó süllőállományát (Bíró 2002), ami a halfogási adatsorokban is megmutatkozott (17. ábra).

### **Pontszerű vízszennyezések**

A pontszerű szennyezés során csővezetéken, vagy nyílt csatornán keresztül, térben koncentráltan kerül a szennyező anyag a vizekbe. Többnyire szennyvízkezelőkből és ipari létesítményekből kijutó szennyezések okoznak pontszerű terhelést. Az országhatárokon belüli folyószakaszokon különösen a nagyobb települések térségében figyelhető meg a vízminőség romlása. Budapesten például 2010-ig napi 300 000 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> tisztítatlan szennyvíz ömlött a Dunába, a központi szennyvíztisztító telep üzembehelyezését megelőzően. A korszerű szennyvízkezelési technológia alkalmazása sem jelent minden esetben teljes megoldást. A délpesti szennyvíztisztító telep 80 000 m<sup>3</sup>nap<sup>-1</sup> biológiailag tisztított szennyvize a Ráckevei-Dunába kerül bevezetésre. A tisztított szennyvíz összes foszfortartalma átlagosan 0,32 mg·l<sup>-1</sup> (határérték alatti), de így is naponta közel 25 kg foszforterhelés éri a mellékágot (KDVVIZIG 2017). Ez a tápanyagmennyiség elvileg néhány ezer kilogramm alga termelését teszi lehetővé naponta. Az alig áramló, állóvíz jellegű mellékágban a tisztított szennyvízzel beérkező tápanyagmennyiség a vízi növényzet tömeges produkcióját idézi elő, ami a vízterület fokozatos feliszapolódásához és elmocsarasodásához vezet. További probléma, hogy a szennyvíztelep nem rendelkezik megfelelő méretű csapadékvíz tárolóval, ezért a nagyobb felhőszakadások idején a csapadékkal kevert tisztítatlan szennyvíz közvetlenül a mellékágba ömlik. A fokozott terheléssel összefüggő vízminőségi problémák többször okoztak halpusztulást a Ráckevei-Dunában az elmúlt években.

A Balaton környékén az 1970-es évektől az 1990-es évekig jelentősen megnövekedett az üdülők száma, amit nem követett csatornázás és a

szennyvíztisztító telepek párhuzamos fejlesztése, továbbá jellemző volt a nagyüzemi állattartó telepek hígtrágya kibocsátása is. A tó tápanyagterhelésének eredményeként, nyaranta a fitoplankton biomassza erőteljes növekedése volt megfigyelhető. Az eutrofizáció során felhalmozódott alगतömeg lebomlásakor kialakuló oxigénhiány, mintegy tíz alkalommal eredményezett halpusztulást a Balatonban a 20. század utolsó negyedében.

### ***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 táplálékszervezeteit.

Az elmúlt évtizedek egyik emlékezetes 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).

A vízminőséget veszélyeztető tényező lehet a bányászat is, ha a kitermelés veszélyes anyagokat alkalmazó technológiával történik. A Tisza felső vízgyűjtőjén, ahol egyébként több évszázados múltja van a különféle nehézfémek bányászatának, 2000-ben történt egy nagyobb halpusztulással járó vízszennyezés, amikor a nagybányai aranybánya zagyülepítőjének gátszakadása következtében csaknem  $100\,000 \text{ m}^3$  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 kiüledett a folyó hullámterein, ezért az üledékből a táplálékhálózatba kerülő nehézfémek hosszabb ideig terhelik a vízi szervezeteket. A halak különösen érzékenyen reagálnak a súlyos vízszennyezésekre, az egyedi szövettani elváltozásoktól a teljes populációk megváltozásáig. Mint általában a ragadozó, illetve a bentikus szervezeteket fogyasztó fajokat, a kősüllőt is veszélyezteti az üledékben felhalmozódó szennyeződés, amely a táplálékhálózatok végén álló szervezetekben nagyobb mennyiségben akkumulálódhat.

### ***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 ezt lényegesen lassabban követi a biológiai lebontásuk, mert a keletkező fragmentumok molekulatömege többnyire meghaladja a mikroorganizmusok számára hasznosítható méretet. A műanyagok jelentős része ezért felhalmozódik a környezetben, és a mennyiségük miatt ma már komoly környezeti problémákat idéznek elő. A folyami vízrendszereken keresztül lefelé sodródó műanyag hulladék (24. ábra) mintegy 80%-ban járult hozzá a tengerekben és óceánokban eddig felhalmozódó mintegy 270 millió tonna tömegű műanyag (Eriksen és társai 2014). A Duna ausztriai szakaszán például évente több mint 1 500 tonna, 5 cm-nél kisebb méretű műanyag törmelék sodródik a Fekete-tenger felé (Lechner és társai 2014).

A műanyagok okozta környezetszennyezés legfőbb problémájának a mikroműanyagokat tekintik. Az általánosan elterjedt terminológia alapján mikroműanyagoknak nevezik a környezetben előforduló öt milliméternél kisebb műanyagdarabokat. 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 akvatis fajokra érinthetnek, mint például a planktonikus szervezeteket, a makrogerincteleneket (különösen a kagylókat és rákokat), valamint a halakat.



24. ábra: Összetorlódó műanyag palackok a Duna felszínén (Fotó: Guti G.).

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, nagyobb mennyiségben előidézhetik az emésztőszervek elzáródását, csökkenthetik a

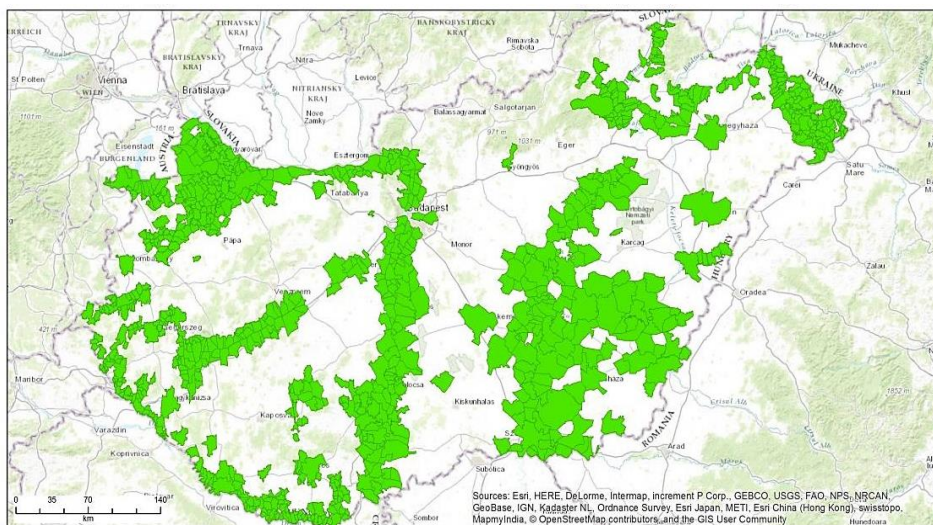
táplálkozási aktivitást, illetve korlátozhatják a tápanyagok felszívódását (Wright és társai 2013). Az 1 µm-nél kisebb műanyag szemcsék átjutnak a sejtmembránon, és a gyártásuk során használt toxikus adalékanyagok oldódhatnak ki belőlük, amelyek befolyásolhatják az endokrin rendszer működését, az ösztrogén hormonok termelését, és ezen keresztül hatással lehetnek a reprodukív működésre is (http7, Bordós és Reiber 2016).

A műanyagok okozta környezetszennyezés problémája nyilvánvalóan érinti a természetes vizeinket, azok halállományát, illetve a kőszülő populációit is, viszont nincsenek konkrét megfigyelések arra vonatkozóan, hogy milyen szinten veszélyezteti, illetve károsítja a különböző fajtájú műanyagok megjelenése és felhalmozódása a táplálékhálózatok egyes szervezeteit. További kérdés, a mikroműanyagokkal szennyezett halak fogyasztásának élelmiszerbiztonsági, illetve humán-egészségügyi kockázata, amely nem ismert pontosan, de feltételezhetőek olyan káros hatások, amelyeket célirányos kutatásokkal kell feltárni a következő években.

### ***Szúnyogállományok gyérítése***

Az országos szúnyoggyérítési programot a kormány határozata alapján a BM Országos Katasztrófavédelmi Főigazgatóság szervezi. A kifejlett szúnyogok (imágók) ellen kémiai hatóanyagot (idegrendszerre ható piretroid: deltamethrin) alkalmaznak, amelyet finomcseppes, ún. ULV (ultra low volume: 0,5-0,8 liter/hektár dózis) eljárással, többnyire légi járműről permeteznek. Ez a módszer a vízben oldott hatóanyagot porlasztással juttatja a levegőbe, amely fentről lefelé süllyedve elsősorban a repülő rovarokkal érintkezik. A nem repülő, a levelek alsó felén rejtőzködő szúnyogokra hatástalan az eljárás, ezért a kémiai szórás csak este vagy hajnalban célszerű végrehajtani, amikor a szúnyogok aktívak. ULV-permetezést földi járműről is végezhetnek a nagyobb forgalmú területeken. A kifejlett szúnyogok irtásának másik eljárása a melegköd-képzés. A ködképző hordozóanyag korábban a bőrrákot okozó gázolaj volt, de újabban paraffinbázisú ún. fehérrolajat használnak. A hordozóban oldott kémiai hatóanyag kijuttatása egy

speciális ködképző generátorral történik földi járműről. A felszín közelében vízszintes irányban mozgó mérgező köd akár 40 percig is lebeghet a levegőben, így a nem repülő és növényzeten megbúvó rovarokra is hat. A szúnyogok lárváinak gyérítése biológiai készítménnyel (hatóanyag: *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* baktérium által termelt fehérje) történik. A biológiai hatóanyag permetezése légi és földi eszközökkel egyaránt végezhető.



1:3 250 000

Forrás: © BM OKF



Jelmagyarázat  
 Végrehajtott szúnyoggyérítés  
■ Végrehajtva  
 Nem

**25. ábra: Az országos szúnyoggyérítés során kémiai gyérítéssel kezelt területek 2017-ben (738 000 ha)**

A BM Országos Katasztrófavédelmi Főigazgatóság honlapja szerint országosan több mint 750 000 ha területen végeztek szúnyoggyérítést 2017-ben, elsősorban a Duna és Tisza vízrendszere mentén, valamint a Balaton térségében (25. ábra). Mindenütt a kémiai hatóanyagok

alkalmazása dominált, és a kezelt területek csak 1,8%-án (13 700 ha) alkalmaztak biológiai módszereket.

A természetes vizekbe kerülő deltamethrin rovarölő szer kifejezetten veszélyes a magasabbrendű vízi élőlényekre, nem tekinthető rovar-szelektívnek, így a rákokra és a halakra is különösen mérgezően hat (hal  $LC_{50}$ : 0,91-1,4  $\mu\text{g/l}$ ), emellett mutagén és immunmoduláns hatása is van (Polgár és társai 2006). További problémát jelent, hogy nem tisztázták a földi permetezés során az élővizek védelme érdekében tett intézkedések, nincs előírva a vízpartoktól mért szükséges védőtávolság, pedig a melegköd-képzés hordozóanyagaként használt olaj a vízfelszínen olyan levegőt át nem eresztő filmréteget képez, amely gátolja a légköri oxigén felszínen keresztül történő belégzését a vízben élő rovarok számára. A melegködös gyérítés kapcsán készült egy felmérés, amely azt igazolta, hogy az elhullott rovarok között a célcsoportot jelentő csípő szúnyogok aránya csak 0,1% volt (Fekete és társai 2006). A piretroid tartalmú permetezőszerek közvetlenül hatnak az ízeltlábúakra (a virágokat beporzó rovarokra, a fontos haltáplálékot jelentő árvaszúnyogokra stb.), ezáltal közvetetten érintik az összes rovarfogyasztó állatfajt, és gyakorlatilag a teljes tápláléklánra kihatnak. A rovarévek táplálékbázisát jelentősen csökkentő szúnyoggyérítéssel magyarázható többek között a fecskék mintegy 50%-os állománycsökkenése a 21. század első évtizedének végére ([http8](http://8)). A szúnyoggyérítés halállományokra, valamint a halak táplálék-szervezeteire gyakorolt esetleges káros hatásait nem elemezték eddig Magyarországon.

### ***A horgászati hasznosítás***

A nem hasznosított populációk méretét általában az adott vízterület a 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, illetve horgászati tevékenység eltávolítja a vizeket benépesítő halak egy részét, és ily módon csökkenti a halpopulációk

méretét. A hasznosítás fenntarthatóságának értékelésekor fontos kérdés, hogy a hasznosítás során a populáció egyedeinek részleges eltávolítása miatt kialakuló veszteség hogyan adódik hozzá az egyéb negatív hatásokhoz, amelyek szintén csökkentik a populáció egyedszámát. A populáció az összes veszteség (természetes mortalitás + horgászati mortalitás + mortalitás az egyéb antropogén terhelések miatt) kompenzálására törekszik. Ha a reprodukciós potenciálnak megfelelően növekedik a terhelt populáció szaporulata, akkor egy új (a korábnál alacsonyabb) szinten stabilizálódhat a mérete, és a hasznosítás hosszú időn át fenntartható. Ha a populáció mérete csökkenő trendet mutat több éven keresztül, akkor az a populáció túlhasznosítására utaló jelként értelmezhető. A 2000-es évek elején a hazai kősüllő fogások mennyisége meghaladta az évi tíz tonnát, de a 2010-es évek kezdetére az a mennyiség trendszerűen csökkent, csaknem minden nagyobb vízterületen.

A felelősségteljes természetsvízi halgazdálkodás alapja, a maximális hozamszint alatt történő hasznosítás fenntartása. Ennek megvalósíthatóságának feltétele a populációk dinamikáját jellemző adatok (állomány mérete, egyedek növekedése, koreloszlása, kondíciója stb.) felvétele és szakszerű elemzése. A természetsvízi halgazdálkodás hazai gyakorlatára jellemző, hogy a horgászati vízterületek kezelői általában nem rendelkeznek a halállomány fenntartható hasznosításának tervezéséhez szükséges információval. A megfelelő adatok hiánya miatt nehéz megállapítani az esetleges túlhasznosítás tényét. A 2000-es évek kezdetétől, a kősüllő hazai fogási adatsorai csökkenő trendet mutatnak, aminek eredményeként az évi tíz tonnát meghaladó összes fogás mintegy 30%-kal mérséklődött a 2010-es évekre (15. ábra). Ez felhívja a figyelmet a kősüllő populációk nem fenntartható mértékű horgászati hasznosításának potenciális veszélyére.



## ***A populációk nem antropogén eredetű biológiai terhelései***

### ***Invazív konkurens halfajok***

Az invazív szónak több értelmezése van. Ebben a tanulmányban egy adott területen hirtelen, rövid időn belül tömegesen elterjedő fajokra vonatkoztatjuk a jelzőt, függetlenül attól, hogy a faj eredetét tekintve őshonos, vagy idegenhonos. Egy invazív faj hirtelen és tömeges elterjedése egy adott területen áttrendezi a korábban előforduló fajok kapcsolatrendszerét, ezért szűkülhet, vagy megszűnhet bizonyos fajok léte.

A fajok vándorlása, új területeken történő meghonosodása alapvetően természetes folyamat, amelynek sikerét több tényező is befolyásolja, mint a fajok migrációs képességének változása (populáció dinamikai folyamat), a környezeti változások (geomorfológiai, éghajlati folyamatok), valamint a fajok evolúciós változása (Facon et al. 2006). Az áruszállítással, illetve utazással járó emberi tevékenységek (mezőgazdaság, kereskedelem, turizmus) globalizálódásával új és hatékony mechanizmusok jelentek meg a fajok terjedésében, amelyek lehetővé teszik, hogy a természetes elterjedési területtől távoli térségekbe is eljussanak egy-egy faj egyedei. A jövevény fajok jelentős része nem okoz különösebb problémát. Számos idegenhonos faj invazív térhódítása ugyanakkor hátrányosan befolyásolja az őshonos fajok populációit (kompetíció, predáció, új kórokozók behurcolása), a természetes ökoszisztémák szerveződését és dinamikáját, veszélyeztetve a természeti értékek megőrzését, valamint az emberek jóllétét és egészségét, az élelmiszertermelés biztonságát (CBD 2000, Genovesi & Shine 2003).

Kevés közvetlen megfigyeléssel rendelkezünk arra vonatkozóan, hogy milyen kölcsönhatások alakultak ki a térségünkben elterjedt invazív fajok és a kősüllőállomány között. A 19-20. századtól a Fekete-tenger térsége felől terjeszkedő **ponto-kaszpikus gébek** tömeges megjelenésének ökológiai következményei részben ismertek. A viszonylag kisméretű halak számos ragadozó halfaj, köztük a kősüllő számára fontos táplálékszervezetté váltak (Specziár és Bíró 2002, 2003). A gébek nagy

egyedszámú állományai ugyanakkor hozzájárulhatnak a kősüllő táplálékbázisát képező kisebb pontyfélék ivadékállományainak csökkenéséhez.

Az idegenhonos **fehér** és **pettyes busa** (*Hypophthalmichthys molitrix* × *H. nobilis*) tervszerű haltelepítésekkel került a természetes vizeinkbe, elsősorban az 1960-as és 1980 évek között. Szaporodását részben sikerült igazolni a Kárpát-medencében, viszont a folyami és tavi állományok utánpótlásában meghatározóak a halgazdaságokból rendszeresen kiszabaduló fiatal példányok. A népes rajokban táplálkozó busa fajok hatékony és nagy volumenű plankton fogyasztása képes a zooplankton sűrűségét jelentősen csökkenteni egy-egy térségben, ami kedvezőtlenül befolyásolja az ott előforduló zooplankton fogyasztó őshonos halfajok táplálkozási lehetőségeit (Specziár 2010, Freedman és társai 2012, Buhr 2016). A balatoni busaállomány – becsült mérete 1 200-4 000 tonna (Specziár 2010) – évenkénti biológiai produkciója nem ismert, de a korábbi közel 300 tonnás évenkénti fogás mellett nem csökkent a mérete. Ha figyelembe vesszük, hogy a táplálékhálózat trofikus szintjei között az elfogyasztott biomassza átlagosan 10%-a épül be a fogyasztó szervezetek biomasszájába, akkor a busa táplálkozása legalább 3 000 tonnával csökkenti azt a plankton tömeget, amely az őshonos balatoni halfajok – különösen ivadék korban – fontos tápláléka. A zooplankton mennyiségének csökkenése kedvezőtlenül érinti a fiatal kősüllő ivadék táplálkozási lehetőségeit is. Jelentős a dunai és tiszai busaállományok abundanciája is, de a méretük nagyságrendileg sem ismert, így nehéz megítélni azt a kompetíciós hatást, amely az őshonos folyami halak táplálékbázisát terheli.

Az **angolna** (*Anguilla anguilla*) őshonos a Kárpát-medencében, de korábbi évszázadokban csak nagyon ritkán került elő egy-egy példánya. Nagyobb volumenű telepítése az 1961 és 1991 közötti időszakban történt a Balatonon, amikor a hivatalos beszámolók szerint 83 millió darab fiatal, ún. üvegangolnát helyeztek a tóba. A halbiológia elemzések alapján az 5 000-6 000 tonnát is elérhette az angolnaállomány mérete az 1980-as évek végén, jelentősen megterhelve a Balaton élővilágát. Az

angolna tömeges jelenléte leköti a bentikus táplálékkészlet számottevő részét, ezért konkurensa többek között a kősüllőnek is, továbbá jelentős mennyiségben fogyasztja a kősüllő ivadékát, így szerepe lehet a balatoni kősüllőállomány visszaesésében (Specziár 2010).

### **Invazív predátorok**

A **kormorán** (*Phalacrocorax carbo*) elterjedt madár volt a Kárpát-medencében a középkorban, elsősorban a nagy kiterjedésű vizeken és folyami árterek mentén. A 19. századi átfogó folyószabályozások idején viszont európai állományai jelentősen megfogyatkoztak. A 20. század első felében 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 a természetvédelem korlátozó szabályai, a vizes élőhelyek fejlesztése és az éghajlati változások következtében. Jelenleg 1,7-1,8 millió egyedre becsülhető az európai kormoránállomány összlétszáma (Kindermann 2008). A hazai populáció mérete a 20. század végére mintegy 3 500 költő párra növekedett, és ezen felül megközelítőleg 30 000 televonuló példány érkezik Észak-Európa felől a késő őszi és téli hónapokban. Az elmúlt másfél évtizedben a magyarországi állomány mérsékelten csökkent a kilövések számának növekedésével.

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 nem elhanyagolható a csőr ütötte sebek miatt keletkező közvetett kár. A halak bőrén kialakuló sebek nehezebben gyógyulnak, különösen a téli hideg hónapokban, ezért a sérült egyedek legyengülnek, jelentős részük fertőzések következtében elpusztul. További gondot jelent, hogy a vermesítésükben megzavart halak nyugtalanul viselkednek, gyakran a hidegebb, part menti sekély

vizek felé menekülnek, ezért kisebb valószínűséggel élnek túl a téli időszakot.

A horgászok és halászati gazdálkodók vélekedése szerint az invazív módon terjedő kormorán kártétele érzékenyen érintette a hazai folyók, különösen a Duna kősüllő állományát (Bokor 2017). Számos szóbeli közlés és fényképpel igazolt megfigyelés igazolja a kormorán rendszeres süllőfogyasztását, amelyek alapján megállapítható, hogy kormorán a kősüllő potenciális predátora, ugyanakkor hiányosak az ismereteink arra vonatkozóan, hogy a kősüllő milyen gyakorisággal fordul elő a kormorán táplálékában. A Dunán és két halastavon végzett felmérések során, a kormoránok gyomortartalmából gyűjtött 151 db halmaradvány között 14 fajt sikerült azonosítani, amelyek között a könnyebben megfogható és nagyobb egyedszámú fajok voltak gyakoriak, viszont kősüllő, és fogassüllő sem került elő (Faragó és társai 2006). A süllő a tízedik leggyakoribb hal a kormorán táplálékszerkezetei között Magyarországon (Oláh és társai 2003), ezért a jóval ritkább kősüllő gyakorisága lényegesen kisebb lehet a zsákmányolt halak között. Az európai vizeken történt vizsgálatok többségében viszonylag ritkán (<2%) találtak süllőt a fogyasztott halak között (Suter 1997, Govedič és Janžekovič 2003, Gaye-Siessegger 2014, Gagliardi és társai 2015), de esetenként előfordultak kiugró értékek, amikor a süllő aránya 15,4% (Santoul és társai 2004) és 38,2% (Traczuk és Kapusta 2017) volt. A megfogott halak méretében jelentősek a különbségek. Egy fészkelő telep alatt gyűjtött 593 db süllőmaradvány elemzése szerint a kormoránok zsákmányában a süllők mérete 8,4 és 42,5 cm között változott (Traczuk és Kapusta 2017).

### ***Az éghajlat változása***

A Föld éghajlata az elmúlt száz évben kb. 0,7°C-ot melegedett, de a 21. században várható további 2-4°C-os emelkedés a természetes ökológiai rendszerek megváltozása mellett, a társadalom és a gazdaság fejlődésének irányvonalát is meg fogja határozni. A Kárpát-medence térségében a legnagyobb mértékű felmelegedés a nyári félévben várható, és a csapadék mennyiségének csökkenése valószínűsíthető

ebben az időszakban. Egyes modell-szimulációk jelzése szerint, 2100-ban a jelenleginél átlagosan akár 6°C-kal melegebb nyarak is előfordulhatnak, a szélsőséges időjárási jelenségek pedig lényegesen gyakoribbá válnak.

A folyami vízrendszerek vízjárásának dinamikájában a csapadék és a hőmérséklet időbeli alakulása meghatározó jelentőségű. A lefolyó felszíni víz tömege a csapadék mennyiségével arányosan növekszik, míg a hőmérséklet emelkedésével csökken a párolgás miatt. A klímaváltozással egyre szélsőségesebbé váló csapadékhullás extrém lefolyásokat eredményez, ezért gyakrabban alakulnak ki árvizek. Az elhúzódo csapadékhiánnyal összefüggően rendszeressé válnak a negatív vízkészlet változás eredményeként létrejövő alacsony vízállások, amikor a párolgás meghaladja a csapadékkal és a vízgyűjtő befolyóiból érkező vízmennyiségek összegét. Az elhúzódo alacsony vízállású időszakokban korlátozódhat a kősüllő ivadék számára hasznosítható élőhelyek kiterjedése, ugyanakkor a folyókon levonuló különösen heves árhullámok is jelentős mortalitást okozhatnak az ivadék állományaiban.

A folyók medrének természetes változása elsősorban a viszonylag rövid ideig tartó árvizek idején történik. Az áradó víz az áradás tetőzéséig erodálja a medret, és csak kisebb részben építi azt. A mederből az ártérre kiáradó víz csak kisebb mértékben rombol, az ártéren szétterülő vízből lerakódó homokos, iszapos üledéknek nagyobb a jelentősége a felszín alakítása szempontjából. Az ápadás idején az ártérről a mederbe visszatérő vízből a hordalék lerakódása tovább folytatódik, és a hordalék egy része a mederben rakódik le a lassuló vízáramlás miatt. A közepes, vagy annál alacsonyabb vízállások idején a folyók kisebb mértékben alakítják medrüket.

A szélsőséges hidrológiai események gyakoriságának növekedése hatással van az akvatikus élőhelyek természetes mintázatainak alakulására. A hullámterek fokozódó feltöltődésével számos holtág elveszti időszakos kapcsolatát a folyóval és idővel teljesen megszűnhet.

A tartósabb kisvízes időszakok során ártéri, illetve hullámtéri vízterek is könnyebben kiszáradnak

A vízhőmérséklet emelkedése következtében várható fizikai és kémiai változások jelentősen befolyásolják a folyók és tavak természetes élőlény együtteseit. A változások iránya a populációk közötti kapcsolatok változatossága miatt nehezen jelezhető előre. A klímaváltozás számos őshonos halfaj fennmaradását veszélyezteti. A vízhőmérséklet emelkedésével csökken a vízben oldott oxigén mennyisége, a negatív vízkészlet változás következtében szűkülhet egyes halfajok ivadékának élettere, valamint nagyobb valószínűséggel várható a melegebb éghajlatú térségekből származó idegenhonos fajok invazív terjeszkedése, ami potenciális veszélyt jelent a kősüllő számára is.

### ***A negatív hatású tényezők értékelése***

A fajmegőrzés stratégiai tervezésének előkészítéséhez értékeltük a kősüllőt érintő negatív hatásokat. A populációk változásainak értelmezéséhez fontos megkülönböztetni a tényleges (megvalósult) és a potenciális (lehetséges) negatív hatású folyamatokat, illetve eseményeket.

A **potenciális negatív hatás**, amit veszélynek nevezünk, egy negatív hatású esemény megvalósulásának lehetősége. A veszélyt előidéző ok a veszélyforrás. A veszély jellegét, megjelenési formáját, idejét és hatását tekintve sokféle lehet. Minden veszélyeztetéshez hozzárendelhető egy bizonyos kockázat. A kockázat mértéke a negatív hatású esemény bekövetkezésének valószínűségétől, előfordulási gyakoriságától, valamint a negatív hatású esemény várható következményeinek súlyosságától függ.

A negatív hatású esemény bekövetkezésének valószínűségét két választási lehetőség szerint jellemeztük:

- kérdéses, ha az esemény bekövetkezésének valószínűsége 1 generációs perióduson (3 év) belül:  $<0,5$  ( $<50\%$ )
- várható, ha az esemény bekövetkezésének valószínűsége 1 generációs perióduson (3 év) belül:  $>0,5$  ( $>50\%$ )

A negatív hatású esemény várható következményeinek súlyosságát szintén két lehetőség alapján értékeltük:

- mérsékelt, ha a populáció szaporodóképes egyedeinek 3 generációs perióduson (10 év) belüli mennyiségi csökkenése lényegesen kisebb, mint 30%.
- jelentős, ha a populáció szaporodóképes egyedeinek 3 generációs perióduson (10 év) belüli mennyiségi csökkenése közel 30%, vagy annál nagyobb.

A kockázat mértékének meghatározását az alábbi séma szerint végeztük:

- **Alacsony szintű**, ha bekövetkezési valószínűség kérdéses és a következmény súlyossága mérsékelt.
- **Közepes szintű**, ha bekövetkezési valószínűség várható és a következmény súlyossága mérsékelt, vagy ha bekövetkezési valószínűség kérdéses és a következmény súlyossága jelentős.
- **Magas szintű**, ha bekövetkezési valószínűség várható és a következmény súlyossága jelentős

A **tényleges negatív hatás**, a veszélyben rejlő negatív hatású esemény bekövetkezésesekor jön létre, és kedvezőtlenül befolyásolja a populációt, azaz a hatás következtében csökken a populáció egyedszáma, biológiai produktivitása, szaporodási sikere stb. A tényleges hatásnak nincs kockázata, mivel biztosan megvalósult, viszont hozzárendelhető egy veszteség, amelynek mértéke a negatív hatású esemény térbeli kiterjedésétől, valamint a következményeinek súlyosságától függ.

A tényleges negatív hatású esemény térbeli kiterjedését két választási lehetőség szerint jellemeztük:

- Lokális, ha csak egy hazai vízrendszeren belül (Duna, vagy Tisza, vagy Balaton) tapasztalható a hatása, és azon belül is a teljes szakasz kevesebb, mint 50%-án.
- Regionális, ha legalább kettő hazai vízrendszerben tapasztalható a hatása.

A negatív hatású esemény következményeinek súlyosságát két fokozattal értékeltük:

- mérsékelt, ha a populáció szaporodóképes egyedeinek 3 generációs perióduson (10 év) belüli mennyiségi csökkenése lényegesen kisebb, mint 30%.
- jelentős, ha a populáció szaporodóképes egyedeinek 3 generációs perióduson (10 év) belüli mennyiségi csökkenése közel 30%, vagy annál nagyobb.

A veszteség mértékének meghatározását az alábbi séma szerint végeztük:

- **Alacsony szintű**, ha térbeli kiterjedés lokális és a következmény súlyossága mérsékelt.
- **Közepes szintű**, ha térbeli kiterjedés regionális és a következmény súlyossága mérsékelt, vagy ha térbeli kiterjedés lokális és a következmény súlyossága jelentős.
- **Magas szintű**, ha térbeli kiterjedés regionális és a következmény súlyossága jelentős.

A negatív hatású folyamatok és események a kősüllő élőhelyét és populációdinamikáját érintik elsősorban, ezért az alábbi szempontok alapján elemeztük azokat:

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

A hatások elemzésének eredményeit a **3.-7. táblázatok** szemléltetik. A vizsgált tényezőket a hozzájuk rendelhető kockázatok, illetve veszteségek összesítésével rangsoroltuk. A hatások mértékét súlyozással vettük figyelembe. A közepes szintű hatásokat 2-szeres, a magas szintű hatásokat 3-szoros súlyértékkel számoltuk az összesítésben (**8. táblázat**).



3. táblázat: A kőszüllő populációkat érintő negatív hatások elemzése a tolerálható vízminőség szempontjából (x? = feltételezett hatás; kockázat valószínűsége: 1 = kérdéses, 2 = várható; kockázat/veszteség következménye: 1 = mérsékelt, 2 = jelentős; veszteség kiterjedése: 1 = lokális, 2 = regionális; kockázat/veszteség mértéke: A = alacsony szintű, K = közepes szintű, M = magas szintű).

hatáselemzés - tolerálható vízminőség		negatív hatás			kockázat			veszteség		
		nincs	potenciális	ítéyleges	valószínűség	várható következm.	kockázat mértéke	kiterjedés	következmény	veszteség mértéke
Folyószabályozás	nagyvízi szabályozás			x				2	1	K
	kisvízi szabályozás			x				2	2	M
	duzzasztók			x				1	1	A
Tavak szabályozása	vízszintek módosítása			x				1	1	A
	partok beépítése			x				1	1	A
Hajózás, hajóforgalom				x				2	1	K
Diffúz vízszennyezés	növényi tápanyagok			x				2	1	K
	növényvédő szerek	x			2	1	K			
Pontszerű vízszennyezés				x				2	1	K
Rendkívüli vízszennyezés				x	1	1	A			
Műanyagok okozta környezetszennyezés		x?								
Szűnyoggyérítés				x?	1	1	A			
Horgászat		x								
Invazív konkurens	busa			x	1	1	A			
	angolna	x								
Invazív predátor	kormorán	x								
Klímaváltozás			x	x	1	1	A	1	1	A

4. táblázat: A kősüllő populációkat érintő negatív hatások elemzése a táplálékszervezetek elérhetősége szempontjából (x? = feltételezett hatás; kockázat valószínűsége: 1 = kérdéses, 2 = várható; kockázat/veszteség következménye: 1 = mérsékelt, 2 = jelentős; veszteség kiterjedése: 1 = lokális, 2 = regionális; kockázat/veszteség mértéke: A = alacsony szintű, K = közepes szintű, M = magas szintű)

hatáselemzés - táplálékszervezetek		negatív hatás		kockázat			veszteség		
		nincs	potenciális	tényleges	valószínűség	várható következm.	kockázat mértéke	kiterjedés	következmény
Folyószabályozás	nagyvízi szabályozás		x				2	2	M
	kisvízi szabályozás		x				2	2	M
	duzzasztók		x				1	1	A
Tavak szabályozása	vízszintek módosítása		x				2	1	K
	partok beépítése		x				1	1	A
Hajózás, hajóforgalom			x				2	1	K
Diffúz vízszennyezés	növényi tápanyagok		x				2	1	K
	növényvédő szerek	x			2	1	K		
Pontszerű vízszennyezés			x				2	1	K
Rendkívüli vízszennyezés			x		1	1	A		
Műanyagok okozta környezetszennyezés			x?		1	1	A		
Szúnyoggyérítés			x?		2	2	M		
Horgászat		x							
Invazív konkurens	busa		x				2	2	M
	angolna		x				1	2	K
Invazív predátor	kormorán		x				2	2	M
Klímaváltozás			x		1	1	A		

5. táblázat: A kőszülő populációkat érintő negatív hatások elemzése a sikeres szaporodás szempontjából (x? = feltételezett hatás; kockázat valószínűsége: 1 = kérdéses, 2 = várható; kockázat/veszteség következménye: 1 = mérsékelt, 2 = jelentős; veszteség kiterjedése: 1 = lokális, 2 = regionális; kockázat/veszteség mértéke: A = alacsony szintű, K = közepes szintű, M = magas szintű)

hatáselemzés - szaporodás		negatív hatás			kockázat			veszteség		
		nincs	potenciális	tényleges	valószínűség	várható következm.	kockázat mértéke	kiterjedés	következmény	veszteség mértéke
Folyószabályozás	nagyvízi szabályozás		x					2	1	K
	kisvízi szabályozás		x					2	1	K
	duzzasztók		x					1	1	A
Tavak szabályozása	vízszintek módosítása		x					1	1	A
	partok beépítése		x					1	1	A
Hajózás, hajóforgalom			x?					2	1	K
Diffúz vízszennyezés	növényi tápanyagok			x				2	1	K
	növényvédő szerek	x			1	1	A			
Pontszerű vízszennyezés				x				2	1	K
Rendkívüli vízszennyezés			x		1	1	A			
Műanyagok okozta környezetszennyezés			x?		2	1	K			
Szúnyoggyérítés			x?		1	1	A			
Horgászat		x								
Invazív konkurens	busa	x								
	angolna	x								
Invazív predátor	kormorán		x?		1	1	A			
Klímaváltozás			x?		1	1	A			

6. táblázat: A kősüllő populációkat érintő negatív hatások elemzése a korai egyedfejlődés szempontjából (x? = feltételezett hatás; kockázat valószínűsége: 1 = kérdéses, 2 = várható; kockázat/veszteség következménye: 1 = mérsékelt, 2 = jelentős; veszteség kiterjedése: 1 = lokális, 2 = regionális; kockázat/veszteség mértéke: A = alacsony szintű, K = közepes szintű, M = magas szintű).

hatáselemzés - korai egyedfejlődés		negatív hatás			kockázat			veszteség		
		nincs	potenciális	tényleges	valószínűség	várható következm.	kockázat mértéke	kiterjedés	következmény	veszteség mértéke
Folyószabályozás	nagyvízi szabályozás		x					2	2	M
	kisvízi szabályozás		x					2	2	M
	duzzasztók		x					1	1	A
Tavak szabályozása	vízszintek módosítása		x					2	2	M
	partok beépítése		x					1	2	K
Hajózás, hajóforgalom			x					2	2	M
Diffúz vízszennyezés	növényi tápanyagok	x			2	1	K			
	növényvédő szerek	x			1	1	A			
Pontszerű vízszennyezés			x					2	1	K
Rendkívüli vízszennyezés			x		1	1	A			
Műanyagok okozta környezetszennyezés			x?		2	1	K			
Szúnyoggyérítés			x		2	1	K			
Horgászat		x								
Invazív konkurens	busa		x					2	2	M
	angolna		x					1	2	K
Invazív predátor	kormorán	x								
Klímaváltozás			x?		1	1	A			

7. táblázat: A kősüllő populációkat érintő negatív hatások elemzése a kritikus időszakok túlélése szempontjából (x? = feltételezett hatás; kockázat valószínűsége: 1 = kérdéses, 2 = várható; kockázat/veszteség következménye: 1 = mérsékelt, 2 = jelentős; veszteség kiterjedése: 1 = lokális, 2 = regionális; kockázat/veszteség mértéke: A = alacsony szintű, K = közepes szintű, M = magas szintű).

hatáselemzés - kritikus időszak túlélése		negatív hatás		kockázat			veszteség		
		nincs	potenciális tényleges	valószínűség	várható következm.	kockázat mértéke	kiterjedés	következmény	veszteség mértéke
Folyószabályozás	nagyvízi szabályozás		x				2	1	K
	kisvízi szabályozás		x				2	2	M
	duzzasztók	x		2	2	M			
Tavak szabályozása	vízszintek módosítása		x	2	1	K			
	partok beépítése	x							
Hajózás, hajóforgalom			x				2	1	K
Diffúz vízszennyezés	növényi tápanyagok		x				2	1	K
	növényvédő szerek	x		2	1	K			
Pontszerű vízszennyezés			x				2	1	K
Rendkívüli vízszennyezés			x	1	1	A			
Műanyagok okozta környezetszennyezés		x?							
Szűnyoggyérítés			x?	1	1	A			
Horgászat			x	2	2	M			
Invazív konkurens	busa	x							
	angolna	x							
Invazív predátor	kormorán		x				2	2	M
Klímaváltozás			x?				2	1	K

**8. táblázat: A kősüllő populációkat érintő negatív hatások összesítése. A = alacsony szint (súlyérték=1), K = közepes szint (súlyérték=2), M = magas szint (súlyérték=3)**

		potenciális hatás					tényleges hatás						
		kockázat mértéke					veszteség mértéke						
		vízminőség	táplálékszervezet	szaporodás	korai egyedfejl.	kritikus időszak	összes kockázat	vízminőség	táplálékszervezet	szaporodás	korai egyedfejl.	kritikus időszak	összes veszteség
Folyószabályozás	nagyvízi szabályozás						0	K	M	K	M	K	12
	kisvízi szabályozás						0	M	M	K	M	M	14
	duzzasztók					M	3	A	A	A	A		4
Tavak szabályozása	vízszintek módosítása					K	2	A	K	A	M		7
	partok beépítése						0	A	A	A	K		5
Hajózás, hajóforgalom							0	K	K	K	M	K	11
Diffúz vízszennyezés	növényi tápanyagok					K	2	K	K	K		K	8
	növényvédő szerek	K	K	A	A	K	8						0
Pontszerű vízszennyezés							0	K	K	K	K	K	10
Rendkívüli vízszennyezés		A	A	A	A	A	5						0
Műanyagok okozta környezetszennyezés			A	K	K		5						0
Szúnyoggyérítés		A	M	A	K	A	8						0
Horgászat						M	3						0
Invazív konkurens	busa	A					1		M		M		6
	angolna						0		K		K		4
Invazív predátor	kormorán			A			1		M			M	6
Klímaváltozás		A	A	A	A		4	A				K	3

A kősüllőt érintő **tényleges negatív hatású tényezők** közül, az okozott veszteségek mértéke alapján, a kis- és nagyvízi folyószabályozások, valamint a hajóforgalom következményei számottevőek. Jelentősek továbbá a növényi tápanyagok diffúz bemosódásával és a pontszerű vízszennyezésekkel összefüggő veszteségek is. A biotikus tényezők közül a kormorán halfogyasztására és a busa zooplankton fogyasztására visszavezethető veszteségeket is magas szintűnek

értékeljük. A tavak szabályozásakor a vízszintek módosításával kapcsolatos veszteségek jelentősek elsősorban.

Az összes veszteség rangsora szerint a kősüllő állományokat terhelő tényleges negatív hatású tényezők közül a jelentősebbek **(8. táblázat)**:

- 1) kisvízi folyószabályozások,
- 2) nagyvízi folyószabályozások,
- 3) hajózás és hajóforgalom,
- 4) pontszerű vízszennyezések,
- 5) növényi tápanyagok diffúz bemosódása.

A **potenciálisan negatív hatású tényezők** közül figyelemre méltó a folyók és nagyobb tavak térségében történő rendszeres kémiai szennyogyerítéssel összefüggő kockázat. Feltételezhető, hogy a szennyogok mérgezésére használt hatóanyagok tényleges és jelentős hatással vannak a kősüllőre, de a rendelkezésre álló ismereteink nem kielégítőek ezen a téren. Kiemelkedő továbbá a növényvédő szerek okozta diffúz vízszennyezések kockázata is. A rendkívüli vízszennyezések, hasonlóan az előbbi két tényezőhöz, valamennyi értékelési szempont szerint veszélyt jelentenek a kősüllőre, de kisebb valószínűséggel. A műanyagok okozta környezetszennyezés kockázata is jelentős, de ezen a téren is hiányosak az ismereteink, egy átfogó kutatási program tényleges negatív hatásokat is feltárhat. A folyók duzzasztásának magas szintű a kockázata, ha a duzzasztó üzemrendje nem veszi figyelembe az ökológiai szempontokat (pl. csúcsra járatás, téli leeresztés stb.). A túlzott mértékű horgászat kockázatát is magas szintűnek minősítettük, mivel a hiányosak rendelkezésre álló ismereteink a tényleges horgászati terhelés vonatkozásában.

Az összes kockázat rangsora szerint a kősüllő állományokat veszélyeztető potenciális negatív hatású tényezők közül a jelentősebbek **(8. táblázat)**:

- 1) szennyogyerítés kémiai hatóanyagokkal,
- 2) növényvédő szerek diffúz bemosódása,
- 3) műanyagok okozta környezetszennyezés,
- 4) rendkívüli vízszennyezések,
- 5) klímaváltozás következményei.

## **A kőszüllő fajmegőrzési terve**

### ***A fajmegőrzés stratégiája***

A hazai kőszüllő populációk jelenlegi helyzetének negatívumai komplex problémakört alkotnak, amelyek egy átfogó cselekvési program keretében kezelhetők hatékonyan. A negatív hatások egyrészt a kőszüllő természetes élőhelyeit, másrészt közvetlenül a populációkat terhelik. Az utóbbiak között az antropogén tevékenységekből eredő terhelések a meghatározóak, de egy részük nem antropogén eredetű, ugyanakkor biotikus jellegű, azaz más élőlények jelenlétével függ össze.

A fajmegőrzés eszközei lehetnek helyreállító jellegűek, amelyek inkább a populációra, illetve a populáció környezetére, és annak egyéb biológiai elemeire irányulnak. Az intézkedések lehetnek továbbá megelőző jellegűek, amelyek elsősorban a populációt terhelő tevékenységekre, vagy a populáció környezetét módosító tevékenységekre vonatkoznak. A megelőzés történhet a terhelő, vagy veszélyeztető tevékenység tiltásával, az elővigyázatosság elve alapján történő korlátozásával, valamint a fenntarthatóság koncepciója szerinti szabályozásával.

A fajmegőrzési terv fő célkitűzése, a hazai kőszüllő állomány mennyiségi csökkenésének megállítása, illetve visszafordítása, az alábbi stratégiai célok elérésével biztosítható:

- A kőszüllő zavartalan egyedfejlődését és szezonális életfeltételeit biztosító élőhelyek védelme és helyreállítása.
- A kőszüllő populációkat korlátozó antropogén terhelések mérséklése és káros következményeinek csökkentése.
- A kőszüllő populációk nem antropogén eredetű biológiai terheléseinek (invazív fajok) kezelése.

Az általános stratégiai célok meghatározzák a fajmegőrzési terv keretében végrehajtandó feladatok irányvonalait. Az előző fejezet helyzetelemzése alapján feltárhatóak a kőszüllő populációk jelenlegi helyzetének negatívumaihoz vezető oksági láncolatok, azaz az okok és következmények kapcsolatrendszer. Ezekon elindulva határozhatóak



meg a negatív helyzet megszüntetésére alkalmas eszközök, a problémák hatékony megoldásához vezető eszköz–eredmény összefüggések, illetve azok a világos és egyértelmű célok, amelyekhez akciótervek és intézkedések rendelkeznek.

## ***Az élőhelyek védelme és helyreállítása***

### ***Folyami élőhelyek***

A kősüllőt érintő negatív hatású tényezők közül a kis- és nagyvízi folyószabályozások okozzák a legjelentősebb terhelést (8. táblázat), amelyek hatással vannak a populációk életterére, az ivó és ivadéknevelő élőhelyekre, a telelőhelyekre stb. A folyószabályozási létesítmények, mint az árvízvédelmi töltések, partvédő művek, hajóutak stb. fenntartása társadalmi-gazdasági elvárás, ezért az egykori élőhelyek teljes helyreállításának nincs realitása. Az újabb szabályozási művek létesítésének engedélyezésekor azonban figyelembe kell venni azok hatásait az élőhelyek ökológiai állapotára.

Az élőhely-védelem fontos kérdései a területi lehatárolás és a biológiai funkciók tartós fennmaradásának biztosítása. A védett területek kijelölése általában természetvédelmi prioritások alapján (ritka, veszélyeztetett, vagy endemikus fajok előfordulása; fajgazdagság stb.) történik. A természetmegőrzési célú élőhely-védelem törekvései gyakran egybeesnek a természetesvízi halgazdálkodás érdekeivel, ugyanakkor az utóbbi szempontrendszer a hasznosítható halfajok populációinak növelési lehetőségét helyezi előtérbe.

A kősüllő védelme, illetve állományának növelése szempontjából alapvető élőhelyek meghatározásakor elsősorban a faj egyedfejlődési ciklusának szűk keresztmetszetét jelentő területekre (szaporodás, korai egyedfejlődés és telelés) kell figyelmet fordítani. Ezzel kapcsolatos feladat a szaporodó, ivadéknevelő és telelőhelyek lokalizálása, valamint azok ökológiai állapotának értékelése. Ahol az élőhelyek állapota jónak minősíthető, ott a védelmüket kell előtérbe helyezni. Ha korlátozott a kősüllő egyedfejlődésének megfelelő feltételeket biztosító élőhelyek

kiterjedése, gyakorisága, akkor a helyreállításuk, vagy kialakításuk lehetőségét kell megvizsgálni.

A kősüllő folyami élőhelyeinek fejlesztésére és helyreállítására irányuló tervek kidolgozásakor, a megfelelő helyszínek feltárását követően, több műszaki megoldás lehetőségét célszerű megvizsgálni, amelyek az adottságoknak megfelelően kombinálhatóak:

- A vízi élettér növelése – korábbi élőhelyek rekonstrukciója vízpótlással
  - duzzasztott terekből történő vízátvetéssel, vízkivételekkel
  - vízkivétel a mentett oldalra árhullámok apadó ágából
  - vízszintemelések megvalósításával: főmederben, mellékfolyón, öntöző csatornáknak
- A folyami vízrendszer oldalirányú átjárhatóságának biztosítása
  - A fővízfolyás és a mellékvízfolyások között
  - A fővízfolyás és a hullámtéri holtágak, hullámtéri kubikgödrök között
    - övzátonyok átvágásával
    - kubikgödrök összekötésével
  - A fővízfolyás és a mentett oldali vízrendszerek között
    - műtárgyak átalakításával
    - hallépcsők építésével
- A vízrendszer hosszirányú átjárhatóságának biztosítása
  - A fővízfolyás mentén
    - akadályok megszüntetésével
    - hallépcsők építésével
  - A mellékvízfolyások mentén
    - akadályok megszüntetésével
    - hallépcsők építésével
- Ívó- és ivadéknevelő élőhelyek kialakítása, fenntartása
  - Tározóterekben időszakos elöntésű ívó- és ivadéknevelő helyek kialakítása
  - Természetközeli ívó- és ivadéknevelő helyek kialakítása

### ***Tavi élőhelyek***

A Balaton vízrendszerének szabályozása, a vízjárás és a vízszintek módosítása, valamint a partok többségét megváltoztató kőszórások kiépítése kedvezőtlenül befolyásolja a tó haltermő képességét. A kősüllő populációk utánpótlására negatív módon hat a korai egyedfejlődés időszakában az ivadék számára biztonságot nyújtó, természetes jellegű, kövezésektől mentes, part menti élőhelyek korlátozott kiterjedése.

A tó körüli építmények fenntartását társadalmi-gazdasági igények indokolják, ezek visszabontása nem valósítható meg általában. A kősüllőállomány növekedését is elősegítő élőhely kezelés elsősorban a megmaradt, természetes jellegű partszakaszok helyreállítására és fokozott védelmére terjedhet ki a jelenlegi adottságok mellett. Ennek érdekében a vízjárás szabályozásának üzemrendjében biztosítani kell a tó vízállásának bizonyos mértékű (50-60 cm) szezonális ingadozását, a vízgyűjtőre hulló csapadék mennyiségéhez igazodóan. A szélesebb tartományban ingadozó vízjárással a tó régi arculatához hasonlító növényzettel benőtt partok alakulnak ki, amelyeket ivadéknevelő és táplálkozó élőhelyként hasznosíthatnak a tó halai a vízzel borított időszakokban.

A Balaton parti zónájának legfontosabb növénytársulásai a nádasok, amelyeknek a tó anyagforgalmát illetően kiemelt jelentőségűek. Leromlásuk sok helyen megfigyelhető, ezért minden olyan tevékenységet, műszaki beavatkozást (kikötő kialakítása, strandépítés, útépítés, stb.) korlátozni, illetve tiltani kell, amelyek a nádasok további leromlásához vezetnek. Fontos feladat továbbá a rendszeres nádvágás, hogy a korhadt törmelék ne zárja el a nádtorzások között áramló víz útját, ezzel is elősegítve a nádas növekedését és fejlődését (Varga 2011).

### ***A populációk antropogén terhelésének mérséklése***

#### ***Hajóforgalom***

A hajók mérete és sebessége hatással van a létrejövő hullámok amplitúdójára, ezért a hajók sebességének csökkentésével mérsékelhető a hullámverés negatív hatása a folyók ripális zónáját (parti

sáv) benépesítő halakra. A hajóforgalmat érintő szabályozások, előírt sebességhatárok megállapításához ugyanakkor megbízható, számszerűsített információra van szükség a hajók által keltett hullámok halakra gyakorolt hatásairól.

Ennek érdekében célirányos kutatásokat kell megvalósítani, amelyek keretében akusztikus sebességmérő műszerekkel (ADV) felmérhető a hullámverés hatására kialakuló hidraulikus mező dinamikája a folyó ripális zónájában. Sorozatos mérésekkel megállapítható, hogy a hajók típusa, mérete, sebessége, parttól való távolsága hogyan befolyásolja a hajók keltette vízmozgások áramlástani paramétereit. További fontos kérdés az élőhelyi sajátosságok (medermorfológia, mederanyag összetétele, vízállás, vízáramlási sebessége stb.) jelentőségének feltárása, azok hogyan befolyásolják a halak számára kritikus vízáramlási sebesség és fenék-csúsztatófeszültség kialakulását.

A kutatási eredmények alapján kidolgozhatóak a hajóforgalom szabályozására irányuló ajánlások az NFM Közlekedési Hatósággal történő egyeztetésekhez. Ilyen lehet például egy-egy kiemelt jelentőségű folyószakaszon, bizonyos időszakokban, adott vízállás esetén sebességkorlátozás elrendelése egyes hajótípusokra.

### **Vízzszennyezések**

A vízzszennyezések csökkentésével kapcsolatos kérdések (növényi tápanyagterhelést, növényvédő szerek használata, kommunális szennyvizek stb.) részleteire nem térünk ki a fajmegőrzési terv feladatainak tervezésekor, mert azok kezelése az EU Települési Szennyvíz Irányelv és az EU Víz Keretirányelv célkitűzése szerint, a vízgyűjtő-gazdálkodási tervekben rögzített és kiterjedt tervezési folyamat során kidolgozott intézkedések alapján történik.

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

- hagyományos vízminőségvédelmi intézkedések
- vízkormányzási, vízszinttartási lehetőségek kihasználása

- mellékágak megfelelő vízcseréje, időszakos öblítővíz biztosítása
- vízminőség célú kotrások végrehajtása feliszapolódott vízterekben
- területhasználatok korlátozása az időszakosan elöntésre kerülő területeken
- vegyszerhasználat csökkentése a mezőgazdaságban – rezisztens növényfajták létrehozása precíziós géntechnológia alkalmazásával
- biológiai szűrőmezők kialakítása
- természetközeli gyökérszívó 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 vízminőség javulása esetén, ha az élőhelyi viszonyok kedvezőek a kősüllő számára és a táplálékbázisa is kielégítőnek ítéltető, megfontolandó az ivadéktelepítési akciók alkalmazása a kősüllő populációk helyreállítása érdekében (további részletek az „Ex-situ fajvédelem” c. fejezetben).

### ***Műanyagok okozta környezetszennyezés***

A mikroműanyagok kockázata az ökoszisztémára és az emberekre nem tisztázott pontosan. Bizonyos negatív hatások kimutathatók (emésztőszervi elváltozások, szövetekbe való bekerülés, szennyezőanyagok transzportja), és további káros hatásaik is lehetnek, ezért a kősüllő védelmétől függetlenül, élelmiszer- és környezetbiztonsági szempontból is indokolt kutatásokat indítani ezek feltárására, az alábbi témákban:

- A mikroműanyagok útja a vízi táplálékhálózatokban és hatása a halakra.

- Különböző fajtájú műanyagok és az általuk adszorbeált szennyező anyagok hatásai a vízi szervezetekre.
- A mikroműanyagok hatása az élelmiszerbiztonságra és az emberi egészségre.

### **Szúnyoggyérítés**

A szúnyogállományok kémiai hatóanyagokkal történő gyérítése számos ökológiai problémát eredményez. A széles körben alkalmazott eljárás hatása a célcsoportot jelentő csípő szúnyogokon kívüli fajokra csak részben ismert, ezért függetlenül a kősüllő fajmegőrzési programtól, fontos hiánypótló feladat a szúnyoggyérítési módszerek hatásvizsgálata, különös tekintettel a halak alapvető táplálékszervezeteire. Az eredményekről korrekt tájékoztatást kell adni, és a vízi életközösségek szempontjából a legkisebb terhelést jelentő eljárások alkalmazást kell megkövetelni. A biológiai módszerekkel történő szúnyoggyérítés fejlesztését kell előtérbe helyezni, szemben a kémiai eljárásokkal.

### **Horgászat**

A hazai kősüllőállomány védelmét elsősorban jogszabályban rögzített előírások biztosítják jelenleg, amelyek betartását a halőri szolgálatok ellenőrzik. A kősüllő fogásának korlátozását a 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet rögzíti:

- Tiltott a faj fogása a március 1-től június 30-ig terjedő négyhónapos időszakban.
- A 25 cm-nél kisebb törzshosszúságú egyedek fogása egész évben tilos.
- A naponta kifogható, illetve megtartható mennyiség 3 db.

A 2014 előtt érvényes jogszabálynál szigorúbb időbeli, méretbeli és mennyiségi korlátozás, populációdinamikai hatásának értékeléséhez nem elegendők a bevezetése óta eltelt három év tapasztalatai. A fogási adatok konzisztenciája 2014-ben megszakadt az újabb korlátozások miatt, és a fogások trendjének alakulását még korai értékelni.

A horgászati tevékenység feltételezett terhelő hatásának további mérséklésére megoldásként javasolható a fogási tilalom kiterjesztése a

téli időszakra (január és február). A téli hónapokban gyakran jelentős mennyiségben fogható a kősüllő egyes telelőhelyeken, amikor egyébként is nagyobb a halak mortalitása a táplálékszervezetek korlátozott elérhetősége és a kormorán nagyobb egyedszámú jelenléte miatt. A kősüllő téli védelmével növelhető a telet túlélő egyedek aránya, és ezzel biztosítható a tavasszal ívó állomány jelentősebb egyedszáma, illetve a populáció jobb utánpótlása.

Ha túlzott mértékű horgászat, vagy egyéb kedvezőtlen hatás következtében a kősüllő állomány tartós csökkenése tapasztalható, az állománynövelő és fenntartó telepítések alkalmazását célszerű mérlegelni (további részletek az „Ex-situ fajvédelem” c. fejezetben).

### ***A nem antropogén eredetű biológiai terhelések kezelése***

Kevés információval rendelkezünk az invazív faunaelemek és a kősüllő között kialakuló kölcsönhatásokról. Ezen a téren további megfigyelések alapján lehet határozott következtetéseket levonni. Közvetett tapasztalatok alapján azonban magas szintű veszélyeztető tényezőnek minősítettük a jelentős egyedszámú predátorok (kormorán) jelenlétét, és egyes konkurens halfajok (busa) tömeges előfordulását.

### ***Invazív konkurens halfajok***

A természetes vizeink helyenként tömeges busaállományainak sikeres szaporodásának egyre nagyobb a valószínűsége a klímaváltozás következtében emelkedő víz hőmérsékletek mellett. Az Alsó-Duna térségében a busa már rendszeresen szaporodik. A hazai busaállomány jelenlegi utánpótlása elsősorban a halszaporító gazdaságokból és a halastavakból történő szökésekből származik. A busa mennyiségének csökkentése érdekében az eddigieknél hatékonyabb eszközökkel kell megakadályozni a tógazdasági példányok szökéseit. Egyes területeken, mint például a Balaton vízgyűjtője, megfontolandó a tógazdasági busa szaporításának és nevelésének teljes betiltása.

A busaállományok csökkentésének további lehetősége a szelektáló halászatok alkalmazása. A feladat ellátására célszerű létrehozni egy

megfelelő szakmai ismeretekkel és a szükséges eszközökkel, engedélyekkel rendelkező szervezeti egységet.

Az invazív idegen halfajok elleni védekezés egyik feltétele, hogy a veszélyt jelentő új, illetve már megtelepedett fajok jelenléte és elterjedési területe meghatározható legyen. Ennek érdekében egy felügyeleti rendszer keretében célszerű rögzíteni az invazív fajokra vonatkozó ismereteket (terjedési útvonal, elterjedési adatok, jellegzetes élőhelyek, ökológiai és gazdasági hatások stb.), további felmérések eredményeivel bővítve azokat. A felügyeleti rendszernek alkalmasnak kell lennie a veszélyt jelentő invazív idegen halfajok korai megjelenésének gyors észlelésére (EU 2014). A felügyeleti rendszer hosszúidejű működése lehetővé teszi továbbá a veszélyt jelentő invazív idegen halfajok populációdinamikájának, valamint az állományaik szabályozására irányuló intézkedések hatékonyságának értékelését. Az invazív halfajok felügyeleti rendszerének fenntartását is célszerű a szelektáló halászatokat megvalósító szervezeti egység feladatkörébe helyezni.

### ***Invazív predátorok***

A haleyő predátorok közül elsősorban a kormorán halfogyasztása lehet negatív hatással a kőszüllőállományra. A kormorán tömeges jelenléte a természetes vizeken, illetve a tógazdaságokban kedvezőtlen halgazdálkodási szempontból, ezért az Agrárminisztérium a „Kárókatona gyérítés lőszerbeszerzési támogatása” elnevezésű pályázattal segíti a kormorán gyérítését Magyarországon 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 növelik. 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 2440-re csökkent. A kormorán gyérítésének támogatása nem a kősüllő védelmére irányul, de nagy valószínűséggel segíti a hazai kősüllő állományok nagyobb arányú túlélését, különösen a téli időszakokban. A jelenlegi gyakorlaton felül nem indokolt további intézkedés a kormorán predációs hatásával szemben, a kősüllőállomány védelme érdekében.

### ***Alkalmazkodás az éghajlat változásához***

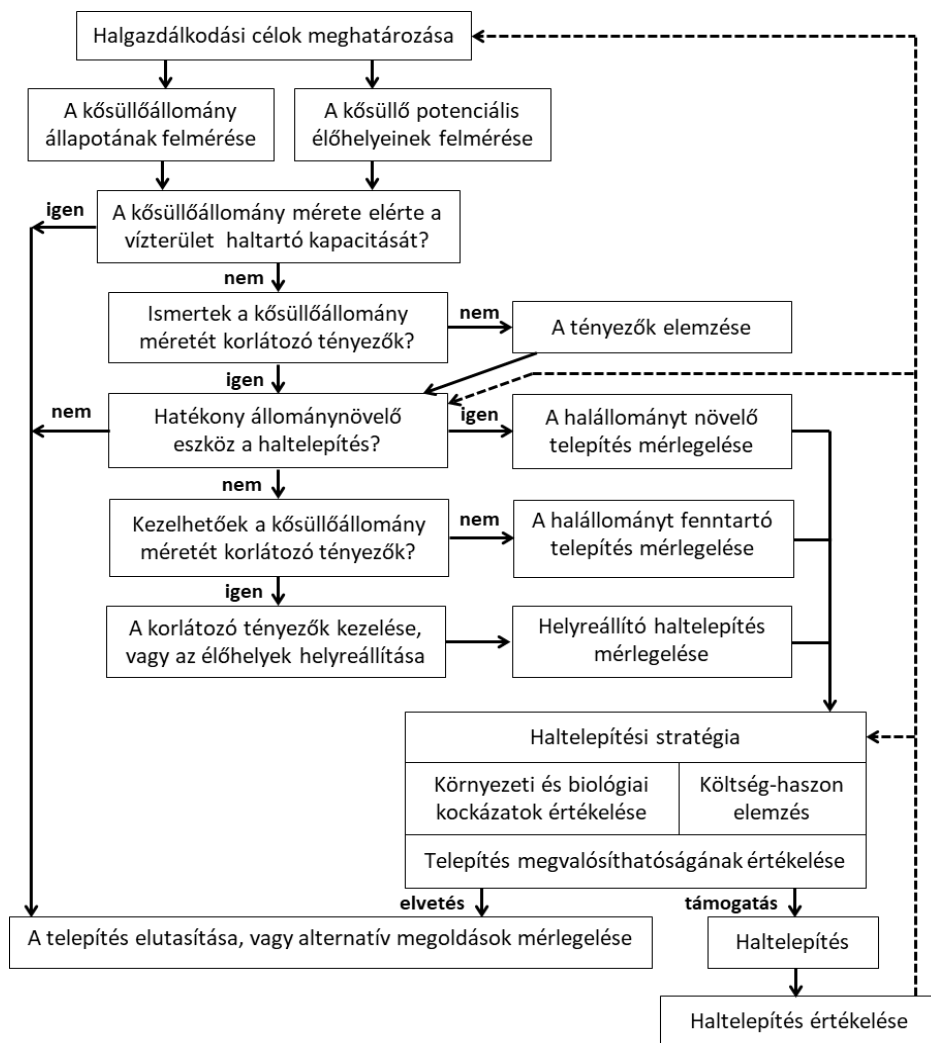
A globális felmelegedés nem állítható meg a 21. században, ezért az élet minden területén alkalmazkodni kell az éghajlat változásának várható hatásaihoz. A következő évtizedekben módosul a felszíni vizeink vízháztartása, a csapadékszegény periódusokban felületük jelentősen zsugorodhat, egyesek akár ki is száradhatnak. A vízhiányos időszakokban várható káresemények mérsékelhetőek a vízvisszatartásra és tározásra alkalmas körülmények kihasználásával. A nagyobb kiterjedésű és állandó vízborítású tározók esetében megfontolandó a halasítással történő járulékos hasznosításuk. Ha a tározók medrének morfológiája és aljzatának összetétele megfelel a kősüllő élőhelyi igényeinek, továbbá a faj táplálékbázisa is kielégítő, célszerű megvizsgálni a kősüllő telepítésének lehetőségét (további részletek az „Ex-situ fajvédelem” c. fejezetben).

### ***Ex-situ fajvédelem***

#### ***Haltelepítés***

Az antropogén terhelések következtében módosult víztereken sokszor hiányoznak, vagy csak korlátozottan érhetőek el a kősüllő korai egyedfejlődésének feltételeit biztosító élőhelyek. Ilyen esetekben, ha az élőhelyek egyébként megfelelnek a faj igényeinek, a mesterségesen szaporított és nevelt ivadék telepítése hatékony eszköz lehet a populációk fenntartására irányuló akciókban. A természetesvízi halasítások hatékonyságának elemzéseiben azonban azt igazolják, hogy a folyami telepítések kevésbé sikeresek, mint az állóvizekbe történő

halkihelyezések. A folyami halpopulációk fenntartásában az in-situ tevékenységek, mint az ívó és ivadéknevelő helyek helyreállítása, eredményesebbek (Steel és társai 1998). A haltelepítések hatékonysága ugyanakkor növelhető a potenciális kockázatok átfogó elemzésével (Cowx 1998). A kősüllő telepítését megalapozó döntéshozatali folyamatot a **26. ábra** szemlélteti.



**26. ábra: A kősüllő telepítését megalapozó döntéshozatali folyamat**

Az ex-situ fajvédelemi eszközök alkalmazásakor az alábbi kedvezőtlen hatásokat is célszerű mérlegelni:

- Az akvakultúrákban nevelt halivadék genetikai szelektálódása az ex-situ körülményekhez való alkalmazkodást segíti, ezért a természetes élőhelyekre történő kihelyezését követően csökkenhet a túlélési valószínűsége.
- Az ex-situ tartott anyahalak szaporításakor a vad populációt jellemző teljes génkészletnek csak egy töredéke jelenik meg a természetes vízbe történő telepítésre szánt halakban, ezért előfordulhat, hogy kevésbé tudnak élettanilag alkalmazkodni változatos élőhelyek esetenként szélsőséges környezeti viszonyaihoz. A vad populációk genetikai integritásának megőrzése érdekében, az anyahalakat abból a vízből célszerű begyűjteni, ahová a mesterségesen nevelt ivadék kihelyezésre kerül

### **Szaporítás**

A kősüllő növekedése viszonylag lassú, ezért a tógazdaságok nem foglalkoztak a fajjal, ellentétben a fogassüllővel, amelynek fészekre ívatással történő szaporítása a 19. század elején kezdett elterjedni. A tógazdasági süllőtenyésztésben a hagyományos szaporítási eljárások és az extenzív nevelési módszerek alkalmazása volt jellemző hosszú időn keresztül (Horváth és társai 2013). Extenzív körülmények között a kősüllő is eredményesen szaporítható. Iszapmentes teletető tóba (27. ábra) márciusban kihelyezett kősüllő párok (25-30 cm hosszú egyedek) áprilisban általában leívnak és május második felére az előnevelt ivadék testhossza elérheti a 2 cm-t (28. ábra). Halastavi szaporításkor 3 pár/1 000 m<sup>2</sup> kihelyezése esetén 25 000 db előnevelt ivadék nyerhető (Koltai T. szóbeli közlés).

Az 1990-es évektől, a hatékony halszaporítási módszerek iránti igények növekedése és a zárt rendszerű intenzív haltenyésztés fejlődése következtében jelentős előrelépések történtek a sügérfélék szaporodásbiológiájának megismerésében. A közelmúltban került előtérbe a süllő reprodukciós potenciálját jobban kihasználó, ikrafejésre

alapozott szaporítási módszer alkalmazása, amely a kősüllő szaporításában is eredményesnek bizonyult (Müller és társai 2005).



**27. ábra: Kősüllő szaporítása halastóban. A víz leeresztését követően jól láthatóak a tó középső sávjában elhelyezkedő fészekgödrök (Fotó: Fodor F.).**

A kősüllő szaporításának első hazai kísérleteit Szipola (1989, 1994) végezte, de nem közölt adatokat az alkalmazott módszerek részleteiről. Müller és társai (2003, 2005) többször is sikeresen szaporítottak kősüllőt indukált ovulációval és az ikra fejésén alapuló módszerrel, laboratóriumi körülmények között (Müller és társai 2003, 2005). A kísérleti eredmények azt igazolták, hogy a kősüllő tenyésztése üzemi keretek között is megvalósítható, a fogassüllőnél bevált eljárás kismértékű módosításával. A kősüllő mesterséges szaporításával kapcsolatban a fontosabb teendők:

- 1) **Természetes élőhelyen begyűjtött anyahalak teleltetése 6°C körüli vízhőmérsékleten.** Közel azonos mennyiségű hím és

nőstény, elhelyezés lehetőleg ivarok szerint szétválogatva, megfelelő mennyiségű és méretű táplálékhallal együtt.

- 2) **A szaporításra kiválasztott egyedek elhelyezése érlelő medencében.** Erre alkalmas egy külső szűrővel ellátott, 400-1 000 literes, fűthető kád, amelyben a víz hőmérsékletet fokozatosan, naponta 1-2°C-kal 16°C-ig célszerű növelni. Hasznos, ha a medencében, megfelelő teljesítményű levegőporlasztó működik a 80-100%-os oxigéntelítettség biztosítására.
- 3) **Az anyahalak felkészítése a szaporításra – hormonkezelés.** A hagyományos indukció, a hipofizálás, valamint a gonadotropin-releasing hormon analógok (GnRH analóg) egyaránt hatékonyak a kősüllő szaporításában. A dózisok megállapításához a halak testsúlyát meg kell mérni. Az előkészített hormonadagok fiziológiás oldatban (0,9%-os NaCl oldat) feloldva, a hasúszók tövénél injektálhatóak a hasüregbe. A hormonkezelés történhet egy alkalommal, vagy két részletben, két nap különbséggel beadva. A kezelést követően az anyahalak az érlelő medencébe kerülnek vissza.
- 4) **A peteérés folyamatának és az ovuláció idejének megfigyelése.** Az előzetes tapasztalatok szerint az ikraszórás kezdete 40-120 óra múlva várható. Az ovuláló halak hasfalának enyhe nyomásakor folyós ikra jelenik meg.
- 5) **Az ivartermékek fejése, megtermékenyítés.** A vízből kiemelt ikrás anyahal hasfalának enyhe nyomásával a folyós ikra kifejhető a petefészekből. Az ikrát egy száraz tálba célszerű fejni, ügyelve arra, hogy az ikraszemek az edény oldalán csorogva kerüljenek a tálba. A hímek hasonló módon fejhetőek. A sperma gyűjtésére alkalmas lehet egy automata pipetta, de a fejés történhet közvetlenül az ikrára is. A tejet és az ikrát össze kell keverni. A keveréshez érdemes kanalat használni. A keverés közben vizet öntve az ikrához (1 l ikrához 300-500 ml keltetővíz), az ikraszemek duzzadásáig (20-30 másodperc) kell folytatni a keverést. A megtermékenyített ikrát termékenyítő-duzzasztó oldatba (15 g konyhasó, 20 g karbamid, 1-2 l zsírszegény

tehéntej, 10 l keltetővíz) helyezve, alacsony fokozatra állított laboratóriumi rázógéppel célszerű tovább keverni mintegy 60-90 percig. Rázógép hiányában a kézi keverést kell folytatni. Végül a termékenyítő-duzzasztó oldathoz adagolt agyagos szuszpenzióval (100 g agyag elegyítve 1 l oldatban) az ikra ragadósága megszüntethető, majd az ikra kiülepedését követően, friss vízzel át kell mosni az ikrát.

- 6) **Az ikra elhelyezése keltetőüvegekben.** Egy-egy 7 literes Zuger-üvegbe 1-1,5 liter ikra tölthető. Lassú, 1-1,5 liter/perc vízfolyással javasolt az ikraszemek forgatása a kelés kezdetéig. Az átfolyást folyamatosan ellenőrizni kell. Az összetapadás megelőzése érdekében időnként külön is célszerű az ikrát megkeverni.
- 7) **Az ikra keltetése.** Amikor az ikra felett megjelennek az első felúszó lárvák (17,5°C-on a megtermékenyítést követő 90. órában), át kell fejni a kelni kezdő ikrát egy lapos műanyag tálba, gumitömlőn keresztül. A tálban a kelésre érett ikra percekben belül kelni kezd. Ebben az esetben 200 literes Zuger-edényekbe kell áthelyezni a lárvákat az önálló táplálkozás megkezdéséig. A tároló edény szitaszövet szűrője megakadályozza a lárvák kisodródását az elfolyó vízzel, de a szűrőket folyamatosan takarítani kell, mert a rátapadó ikrahéj eltömíti azokat. Az úszóhólyag feltöltése után már vízszintesen úszó és az aktív táplálkozást megkezdő lárvákat főtt tojás sárgájából készített szuszpenzióval célszerű az első néhány alkalommal etetni.

Az anyahalak **hormonkezelésének** hatékonyságát vizsgáló kísérletek azt igazolták, hogy a fogassüllő szaporításában bevált módszerek eredményesek a kőssüllő esetében is. Müller és társai (2005) laboratóriumi kísérleteinek egyik sorozatában a szaporításra szánt halakat 1 m<sup>3</sup>-es kádakba helyezték, és naponta 1-2,5°C-kal emelték a víz hőmérsékletét 16°C-ig, 8 napon keresztül. Ekkor történt a halak első hormonkezelése, majd a következő két napon ismét 1-1°C-kal emelték a hőmérsékletet és 18°C-on tartották a szaporítás végéig. Az ikrás anyahalak hormonkezelése két, a tejeseké egy részletben történt, az

alábbi dózisokban, elsősorban pontyhipofízis alkalmazásával, amelyet fízilógiás oldatban (0,9%-os NaCl oldat) feloldva a hasüregbe injektáltak:

Az ikrás halak (3 pd.) kezeléséhez használt készítmények:

- pontyhipofízis + Motilium (dopamin receptor antagonistá: 10 mg/tabletta)
  1. kezelés: 1 mg/tt kg + 0,3 mg/tt kg
  2. kezelés: 9 mg/tt kg + 3 mg/tt kg (2 nappal később)

A tejes halak (5 pd.) kezeléséhez használt készítmények:

- pontyhipofízis
  1. kezelés: 10 mg/tt kg

Az ikrások ovulációs ideje  $42,4 \pm 1,1$  óra volt. A kősüllő parciális ovulációjának megfelelően az ikráadás két adagban történt 50 perc különbséggel. Az első fejes adta a teljes ikrámenyiség mintegy 70%-át. A termékenyülés 60,1%, a kelés 79,6% volt.

Müller és társai (2005) kísérleteinek egy másik sorozatában a szaporításra szánt halakat  $0,4 \text{ m}^3$ -es kádakba helyezték, és a víz hőmérsékletét 2 napon belül  $16^\circ\text{C}$ -ig emelték. Négy nap múlva, az első hormonkezeléskor, további  $1^\circ\text{C}$ -kal emelték a hőmérsékletet és  $17^\circ\text{C}$ -on tartották a szaporítás végéig. Az ikrás anyahalak hormonkezelése két, a tejeseké egy, illetve két részletben történt, az alábbi dózisokban:

Az ikrás halak (6 pd. és 5 pd.) kezeléséhez használt készítmények:

- Pontyhipofízis + Motilium (dopamin receptor antagonistá: 10 mg/tabletta)
  1. kezelés: 10 mg/tt kg + 3 mg/tt kg
  2. kezelés: 10 mg/tt kg + 3 mg/tt kg (2 nappal később)
- Ovopel (GnRH analóg:  $20 \mu\text{g D-Ala}^6$ ,  $\text{Pro}^9\text{NE}$  +  $20 \mu\text{g}$  metoklopramid/pellett)
  1. kezelés: 1 pellett/tt kg
  2. kezelés: 1 pellett/tt kg (2 nappal később)

A tejes halak (5 pd., 4 pd. és 4 pd.) kezeléséhez használt készítmények:

- Pontyhipofízis
  1. kezelés: 1,8 mg/hal
  2. kezelés: 1,8 mg/hal (7 nappal később)
- Ovurelin (D-Ohe6-GnRH-Ea – 1 mg/1,8 ml)
  1. kezelés: 1 ml/hal
- Ovopel (GnRH analóg: 20 µg D-Ala<sup>6</sup>, Pro<sup>9</sup>NE + 20 µg metoklopramid/pellett)
  1. kezelés: 1,6 pellett/hal

Az ikrások ovulációs ideje  $81,1 \pm 26,5$  óra és  $81,2 \pm 40,8$  óra volt. Az ikraleadás két adagban történt 41 és 50 perc különbséggel. Az első fejtés adta a teljes ikramennyiség 64-76%-át. A termékenyülés 49,2%, a kelés 74,0%, illetve 67,4% és 54,6% volt.

Minden kísérletnél száraz termékenyítési eljárást alkalmaztak. Az ikrát száraz műanyag edénybe fejték, a hímekből a spermát közvetlenül az ikrára fejték, vagy automata pipettával gyűjtötték. A vízzel aktivált spermiumok mozgási ideje  $37,7 \pm 5,9$  másodperc volt. Az anyahalaktól a testtömeg  $9 \pm 2,2\%$ -a mennyiségű ikrát nyertek (ikraszám/tt kg: 121 690-232 727 db). A hímekből (testhossz:  $24,6 \pm 2,2$  cm) fejt sperma mennyisége  $1,1 \pm 0,8$  ml volt (Müller és társai 2005).

### ***Ivadéknevelés***

A keltetőházi szaporítással nagy tömegben előállított kősüllő ivadék további neveléséhez elegendő oxigént és megfelelő táplálékot kell biztosítani, valamint az ivadéokra veszélyes predátorokat és parazitákat kell távol tartani. A kősüllő ivadék kiegyensúlyozott fejlődésének feltételivel kapcsolatban viszonylag kevés még a tapasztalat, ezért célszerű a fogassüllő esetében bevált módszereket értelemszerű módosításokkal alkalmazni.

A táplálkozó ivadék nevelése történhet előnevelő tóban. A kedvező körülmények kialakításához a tó hosszabb ideig szárazon tartott medrét az ivadék kihelyezése előtt 3-4 héttel kell feltölteni. Célszerű folyamatosan figyelni a plankton összetételének alakulását. A plankton



szervezeteinek produkciója szerves trágya adagolásával fokozható. A plankton fajösszetételétől függően szükség lehet a ragadozó Copepoda fajok vegyszeres kezeléssel történő eltávolítására. Az ivadék első táplálékszervezetei az apró, 50-100 µm méretű planktonikus élőlények: állati egysejtűek (*Protozoa*), kerekesszervek (*Rotatoria*), evezőlábú rákok (*Copepoda*) naupliusz lárvái, stb. Bőséges plankton sűrűség esetén gyorsan fejlődik, az éhezést viszont nehezen tűri.



**28. ábra: Előnevelt kősüllő ivadék májusban. Testhossz kb. 20 mm  
(Fotó: Fodor F.).**

A természetes élőhelyen gyűjtött kősüllők táplálékának tanulmányozása szerint, a kősüllő ivadék a 60-80 mm testhossz elérésekor kezdi meg a halfogyasztást (Specziár és Bíró 2002, 2003, Specziár 2010). Halastavi megfigyelések szerint azonban a 20-30 mm hosszú előnevelt ivadék (Hiba! A hivatkozási forrás nem található.) már takarmányozható ontylárvával, valamint zsenge pontyivadékkal, de néhány hét alatt a pontyivadék kinő a kősüllő szájából (Koltai T. szóbeli közlés). A természetes populációk utánpótlásához elsősorban a jobb túlélési képességgel rendelkező, egynyaras ivadék (**29. ábra**) javasolható, tavaszi telepítéssel. Ennek tömeges előállítását még megoldandó feladat.

A kősüllő ivadék intenzív rendszerben történő nevelésével kapcsolatos kísérletek tapasztalatai igen kedvezőek. Az aktív táplálkozás kezdetétől egy hétig tenyésztett csillós egysejtűek (*Ciliata*) és kerekeshéreg (*Rotatoria*) adagolásával biztosítható a megfelelő méretű táplálék. A táplálkozás 3. napjától célszerű egyre nagyobb arányban a sórák (*Artemia salina*) frissen keltetett naupliusz lárváit is adni, és a 8. naptól már elhagyható a *Ciliata* és a *Rotatoria*. A táplálkozás harmadik hetének közepén már nagyobb zooplankton (*Cladocera*, *Copepoda*) is kínálható. A negyedik hét közepén már át lehet térni a fokozatosan a kizárólag árvaszúnyog (*Chironomus sp.*) lárvával történő táplálásra. Ebben a korban viszonylag egyszerűen és teljesen átszoktatható az ivadék a haltápos (pl. Skretting – Perla Larva 4.0) takarmányozásra is (Molnár és társai 2006).



29. ábra: Halastóban nevelt egynyaras kősüllő ivadék decemberben  
(Fotó: Koltai T.).

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

A fajmegőrzési terv stratégiai céljai egy közel tízéves távra tervezett fajvédelmi program keretében érhetőek el, számos taktikai feladat

végrehajtásával. A stratégia megvalósításának további tervezéséhez áttekintettük a taktikai feladatok teljesítésének feltételrendszerét, elsősorban a jogszabályi háttér (*jog*), a humánerő (*hum*), az infrastruktúra (*infr*) és a finanszírozhatóság (*fin*) szempontjából.

A kősüllő populációkat terhelő hatások csökkentésére alkalmas eszközök és lehetőségek áttekintése alapján, számos taktikai feladat (F) körvonalazható az egyes stratégiai célokhoz (C) kapcsolódóan:

**C1 A kősüllő zavartalan egyedfejlődését és szezonális életfeltételeit biztosító élőhelyek védelme és helyreállítása.**

F1.1 A kősüllő élőhelyek (szaporodó, ivadéknevelő, telelő) lokalizálása, ökológiai állapotának értékelése (*hum, infr, fin*)

F1.2 Új létesítmények és egyéb műszaki tevékenységek engedélyezésekor az élőhelyek várható állapotváltozásának értékelésekor a kősüllő kiemelt jelentőségű fajként történő kezelése: populációt veszélyeztető hatások feltárása, élőhelyek védelmének, helyreállításának előírása (*hum, fin*)

F1.3 A kősüllő egyedfejlődésének megfelelő feltételeket biztosító élőhelyek helyreállítása, kialakítása\*

F.1.3.1 Megfelelő helyszínek feltárása (*hum, fin*)

F.1.3.2 Műszaki megoldások vizsgálata, tervezés (*hum, fin*)

F.1.3.3 Beavatkozások, fejlesztések megvalósítása – pénzügyi források biztosítása (*fin*)

F.1.3.4 Beavatkozások, fejlesztések értékelése – monitorozás (*hum, infr, fin*)

**C2 A kősüllő populációkat korlátozó antropogén terhelések mérséklése és káros következményeinek csökkentése.**

F2.1 A hajóforgalom negatív hatásának mérséklése\*

F.2.1.1 A hajók által keltett hullámverés halakra gyakorolt hatásainak kutatása (*hum, infr, fin*) \*

F.2.1.2 A hajóforgalom ökológiai vonatkozású szabályozásra szakmailag megalapozott javaslat kidolgozása (*hum, fin*) \*

- F.2.1.3 Egyeztetés a hajóforgalom ökológiai vonatkozású szabályozásáról az NFM Közlekedési Hatósággal – jogszabályok módosítása (*jog, hum*) \*
- F2.2 A halállomány állapotának és dinamikájának vizsgálata, tekintettel a vízminőség változásaira (*hum, infr, fin*) \*
- F2.3 Rendkívüli halpusztulást követően haltelepítés mérlegelése a kősüllő populációk helyreállítása érdekében (*hum, infr, fin*)
- F2.4 A kémiai hatóanyagú szúnyoggyérítés feltételezett negatív hatásának mérséklése
  - F.2.4.1 A szúnyoggyérítési módszerek hatásvizsgálata, különös tekintettel a halak táplálékszervezeteire (*hum, infr, fin*) \*
  - F.2.4.2 A szúnyoggyérítés káros hatásának bizonyításakor, a halállományt veszélyeztető módszerek szabályozásra szakmailag megalapozott javaslat kidolgozása (*hum, fin*) \*
  - F.2.4.3 Egyeztetés a szúnyoggyérítés szabályozásáról a BM Országos Katasztrófavédelmi Főigazgatósággal – jogszabályok módosítása (*jog, hum*) \*
- F2.5 A mikroműanyag szennyezés feltételezett negatív hatásának kezelése
  - F.2.5.1 A mikroműanyagok útjának feltárása a vízi táplálékhálózatokban (*hum, infr, fin*) \*
  - F.2.5.2 A mikroműanyagok halakra gyakorolt hatásának tanulmányozása (*hum, infr, fin*) \*
- F2.6 A kősüllő populációk fenntartható hasznosításának megalapozása
  - F.2.6.1 A kősüllő populációk dinamikájának felmérése (*hum, infr, fin*)
  - F.2.6.2 A kősüllő horgászati terhelésének csökkentése – a fogási tilalom kiterjesztése a téli időszakra (január és február) 5 éven keresztül – jogszabályok módosítása (*jog*)
  - F.2.6.3 Haltelepítés mérlegelése a kősüllő populációk utánpótlásának növelése érdekében (*hum, infr, fin*)
- F2.7 Telepítésre alkalmas kősüllő kínálat biztosítása

F.2.7.1 Egynyaras kőszüllő ivadék nevelési technológiájának fejlesztése (*hum, fin*)

F.2.7.2 Haltermelők ösztönzése a telepítésre alkalmas kőszüllő nagyobb tételben történő előállítására – horgászok számára megfizethető áron (*hum, fin*)

C3 A kőszüllő populációk nem antropogén eredetű biológiai terheléseinek (invazív fajok) kezelése

F3.1 Felügyeleti rendszer létrehozása és működtetése az invazív halfajokra vonatkozó ismeretek és adatok rögzítésére, értékelésére (*jog, hum, infr, fin*) \*

F3.2 Módszertani útmutató kidolgozása az invazív halfajok állományának szabályozására (*hum, fin*) \*

F.3.3 Veszélyes invazív halfajok szelektáló halászata (*jog, hum, infr, fin*) \*

F.3.4 Veszélyes invazív halfajok akvakultúrából történő szökésének megakadályozása, bizonyos fajok szaporításának, nevelésének területi korlátozása (*jog, infr*) \*

F.3.4 A kormorán gyérítése természetes vizeken – az Agrárminisztérium a „Kárókatona gyérítés lőszerbeszerzési támogatása” elnevezésű program folytatása (*fin*)\*

\* szimbólum jelöli a listában azokat a taktikai feladatokat, amelyek meghaladják egy kőszüllő fajvédelmi program kereteit. Mivel ezek többségben vannak, megállapíthatjuk, hogy a kőszüllő eredményes fajmegőrzését egy átfogó, nagyobb léptékű halvédelmi program keretében lehet hatékonyan megvalósítani, több más halfaj védelmével együtt. Ennek megfelelően egy további stratégiai cél körvonalazható:

C4: A horgászati hasznosítású természetes vizek halállományának megőrzése – különös tekintettel a 21. század meghatározó antropogén hatásaira

Több taktikai feladat megvalósításának feltétele a jogszabályok módosítása:

- F.2.1.3 A hajóforgalom szabályozása – negatív hatásának csökkentése\*
- F.2.4.3 A szúnyoggyérítés felülvizsgálat – kedvezőtlen hatások megelőzése\*
- F.2.6.2 A kősüllő fenntartható hasznosítása – a fogási tilalom ideiglenes kiterjesztése
- F3.1 Invazív halfajok felügyeleti rendszerének létrehozása\*
- F.3.3 Veszélyes invazív halfajok szelektáló halászatának engedélyezése\*
- F.3.4 Veszélyes invazív halfajok tartásának területi korlátozása\*

A jogszabályi módosításra irányuló feladatok közül az F.2.6.2 számú kapcsolódik közvetlenül a kősüllő védelméhez. A kősüllő időszakos fogási tilalmának ideiglenes kiterjesztése a faj fenntartható hasznosítására való törekvéssel indokolható. A 21. század kezdete óta az országos kősüllő fogások csökkenő trendje a kősüllő populációk veszélyeztetettségét jelzi.

A kősüllő fenntarthatóan hasznosítható hozamainak megállapításához szükséges populációdinamikai paraméterek nem ismertek. A populációk dinamikája vízterületenként eltérő és időben is változik, ezért a hozamok megállapítása jelentős kutatói munkát igényel. A szükséges információ biztosításának feltételei hiányoznak jelenleg, ezért az elővigyázatosság elvét követve javasolható a kősüllő horgászatának korlátozása. A teljes fogási tilalom elrendelése nem célravezető, mert abban az esetben a horgászati hasznosítók érdektelenné válnak a kősüllő telepítésében, valamint az állományok dinamikájának követésére alkalmas halfogási adatokat is veszítünk.

A kősüllő fogásának korlátozását a 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet rögzíti, amelynek értelmében tiltott a faj fogása a március 1-től június 30-ig terjedő időszakban. A korlátozás előrelépést jelent a faj védelme szempontjából a korábbi szabályozáshoz képest, de a hatásának értékeléséhez még kevés a tapasztalat. A **kősüllő fogási tilalmának január és február hónapokra történő kiterjesztése** az alábbi tények alapján javasolható:

- A környezeti terhelések egyik következménye lehet, hogy kevesebb táplálék áll a kősüllő rendelkezésére nyári időszakban, ezért az ivarszervei őszi-téli fejlődésének energiaigényét nem fedezi a felhalmozott zsírkészlet, így a téli hónapokban is számottevő táplálékfelvételre kényszerül.
- A téli hónapokban a kősüllő jelentős egyedsűrűségben fordul elő a telelésre alkalmas élőhelyeken, ugyanakkor korlátozott a táplálékszervezeteinek elérhetősége, ezért nagyobb valószínűséggel akad horogra.
- A téli időszakban növekedik a kősüllő természetes mortalitása a táplálékszervezetek korlátozott elérhetősége és a kormorán gyakoribb jelenléte következtében.
- A kősüllő téli védelme hozzájárul a szaporodó állomány egyedszámának növeléséhez.

A kősüllő téli fogási tilalmát egy ötéves periódusra célszerű elrendelni, amelynek végén az országos fogási adatok értékelése, valamint célirányos monitorozási eredmények elemzése alapján kell a téli fogási tilalom további fenntartása, vagy megszüntetése mellett dönteni.

A taktikai feladatok teljesítésének feltételrendszerében a humánerő és a pénzügyi források biztosítása a két leggyakoribb feltétel. Ezzel kapcsolatban felvetődött egy **közfeladatokat ellátó, kis létszámú szakértői csoport** létrehozásának kérdése, amely a horgászati hasznosítók (MOHOSZ) felügyeletével, illetve azzal együttműködve végezné tevékenységét a horgászati vízterületek védelme és fejlesztése, valamint a halállomány fenntartható hasznosítása érdekében. A szakértői csoport létrehozása és működési feltételeinek biztosítása jelentősen hozzájárulhat a kősüllő fajmegőrzési terv stratégiai céljainak eléréséhez is. A csoport tevékenységi körét képező feladatok többek között:

- a horgászati hasznosítású természetes vizek védelmi stratégiájának kidolgozása,
- a fenntartható halgazdálkodás kialakításának elősegítése,

- hazai és nemzetközi projektek pályázatainak összeállítása és megvalósítása,
- a halállományok változásainak elemzése,
- a haltelepítések hatékonyságának értékelése,
- az invazív halfajok felügyeleti rendszerének működtetése,
- a horgászati érdekek szakmai képviselői szakértői egyeztetéseken stb.

A kősüllő telepítésére vonatkozó javaslatok megvalósításakor problémát okozhat, hogy a kősüllő ivadék nem található a haltermelők kínálatában. Nehezebben nevelhető, mint a süllő, ami költségnövelő tényező. A süllőivadék előállítása nagyobb nyerséggel jár, mert a szaporítás és nevelés technológiáját rutinszerűen alkalmazzák már, és az ivadékot korlátlanul tudják értékesíteni a külföldi piacokon. A probléma megoldása lehet egy **támogatási rendszer kialakítása, amely érdekeltté teszi a haltenyésztőket**, valamint a horgászvizek kezelőit a kősüllő, illetve az egyéb, ritkán szaporított "horgászhalak" nevelésére és telepítésére.



## Összefoglalás

A természetes halállományok hasznosítóinak egyértelmű az a véleménye, hogy a kősüllő (*Sander volgensis*) jelentősen megfogyatkozott az elmúlt évtizedekben a Duna és a Tisza vízrendszerében, valamint a Balatonon egyaránt. A faj kárpát-medencei elterjedésére vonatkozó történeti adatok alapján igen valószínű, a kősüllő 19. századi megjelenése a Balatonban, és nem zárható ki az a feltételezés sem, hogy a Közép-Duna vízrendszerébe is csak a 19. században jutott el a ponto-kaszpikus régió felől. A kősüllő populációk alakulásáról, aktuális állapotáról hiányosak az ismereteink, többnyire csak a halfogási adatsorok alapján jellemezhető az állományok hosszú idejű változása. A balatoni fogási adatok 85-90%-os csökkenést mutattak a 20. század második felében, továbbá a dunai és tiszai fogásokat is csökkenő trend jellemzi a 21. század kezdetétől.

A fajmegőrzési terv felépítésének kialakításakor figyelembe vettük az Agrárminisztérium Természetmegőrzési Főosztálya által összeállított „*Állatfajokra vonatkozó Fajmegőrzési Programok formai követelményei*” című dokumentum ajánlásait. A stratégiai tervezés előkészítésékor megvizsgáltuk a populációkat terhelő negatív hatásokat. **Értékeljük többek között a faj életfeltételeit biztosító élőhelyek változásait, a populációkat korlátozó antropogén terheléseket, az invazív fajok hatásait, valamint az éghajlatváltozás következményeit.** A negatív tényezők hatásait öt szempont szerint értékeltük: a tolerálható vízminőség megváltoztatása, a táplálékszervezetek elérhetősége, szaporodási siker, zavartalan egyedfejlődés, a kritikus időszakok túlélése.

A tényleges negatív hatású tényezők rangsora alapján a legjelentősebbek:

- 1) kisvízi folyószabályozások,
- 2) nagyvízi folyószabályozások,
- 3) hajózás és hajóforgalom,
- 4) pontszerű vízszennyezések,
- 5) növényi tápanyagok diffúz bemosódása.

A populációkat veszélyeztető potenciális negatív hatású tényezők közül a legjelentősebbek:

- 1) szúnyoggyérítés kémiai hatóanyagokkal,
- 2) növényvédő szerek diffúz bemosódása,
- 3) műanyagok okozta környezetszennyezés,
- 4) rendkívüli vízszennyezések,
- 5) klímaváltozás következményei.

A kősüllő populációk jelenlegi helyzetének negatívumai komplex problémakört alkotnak, amelyek egy átfogó cselekvési program keretében kezelhetők hatékonyan. A fajmegőrzési terv fő célkitűzése, a hazai kősüllő állomány mennyiségi csökkenésének megállítása, illetve visszafordítása, az alábbi **stratégiai célok** elérésével biztosítható:

C1: A kősüllő zavartalan egyedfejlődését és szezonális életfeltételeit biztosító élőhelyek védelme és helyreállítása.

C2: A kősüllő populációkat korlátozó antropogén terhelések mérséklése és káros következményeinek csökkentése.

C3: A kősüllő populációkat terhelő nem antropogén eredetű biológiai elemek (invazív fajok) kezelése.

A fajmegőrzési terv stratégiai céljai egy közel tízéves távra tervezett fajvédelmi program keretében érhetőek el, számos taktikai feladat végrehajtásával. A taktikai feladatok többsége meghaladja a kősüllő fajvédelmi program lehetőségeit, ezért egy további stratégiai cél is körvonalazható, amely egy **nagyobb léptékű halvédelmi program** keretében valósítható meg eredményesen, több más halfaj védelmével együtt:

C4: A horgászati hasznosítású természetes vizek halállományának megőrzése – különös tekintettel a 21. század meghatározó antropogén hatásaira.

A stratégia megvalósításának további tervezéséhez áttekintettük a taktikai feladatok teljesítésének feltételrendszerét, elsősorban a jogszabályi háttér a humánerő, az infrastruktúra és a finanszírozhatóság szempontjából.

A jogszabályi módosításra irányuló taktikai feladatok közül egy kapcsolódik közvetlenül a kősüllő védelméhez. Ebben javasoltuk **a kősüllő időszakos fogási tilalmának kiterjesztését január és február hónapokra**, a kritikus téli időszak túlélési valószínűségének növelése érdekében.

A taktikai feladatok teljesítésének feltételrendszerében a humánerő és a pénzügyi források biztosítása a két leggyakoribb feltétel. Ezzel kapcsolatban felvetődött egy **közfeladatokat ellátó, kis létszámú szakértői csoport létrehozásának** kérdése, amely a természetes halállományok hasznosítóinak (MOHOSZ) felügyeletével, illetve azzal együttműködve végezné tevékenységét a horgászati vízterületek védelme és fejlesztése, valamint a halállomány fenntartható hasznosítása érdekében.

A kősüllő állományainak mesterséges utánpótlására alkalmas ivadék tógazdasági előállításának elősegítésére egy **támogatási rendszer kialakítását javasoltuk, amely érdekeltté teszi a haltenyésztőket, valamint a horgászvizek kezelőit a kősüllő nevelésére és telepítésére.**

## **Köszönetnyilvánítás**

Köszönettel tartozom az Agrárminisztérium Horgászati és Halgazdálkodási Főosztálynak azért a támogatásért, amely a kősüllő fajmegőrzési terv elkészítésének anyagi háttérét biztosította. Külön köszönöm Udvari Zsolt főosztályvezetőnek és Csörgits Gábor főosztályvezetőnek mindazon hasznos információk közvetítését, amelyek meghatározóak voltak a dolgozat felépítésének és tartalmának kialakításában.

Sok kollégám támogató véleménye, kritikai megjegyzése, adatközlése, szemléletformáló javaslata járult hozzá a kiadvány elkészítéséhez. A tanulmány megírásához pótolhatatlan segítséget kaptam Prof. Berczik Árpád akadémikustól; Bokor Károlytól és Zellei Ágnestől (MOHOSZ); Dudás Tibortól (FŐHESZ); Prof. Urbányi Bélától és Dr. Müller Tamástól (SzIE Halgazdálkodási Tanszék); Dunai Ferenctől (ÉDUVIZIG); Szári Zsolttól, Koltai Tamástól, Nagy Gábortól és Fodor Ferenctől (Balatoni Halgazdálkodási Nonprofit Zrt.); Dr. Harka Ákostól (Magyar Haltani Társaság); Dr. Györe Károlytól (ny. kutató) és Sallai Zoltántól (HNP). Köszönöm nekik a segítségüket.

## Irodalom

- Ali, M. A., R. A. Ryder, M. Ancil 1977: Photoreceptors and visual pigments as related to behavioral responses and preferred habitats of perches (*Perca* spp.) and pikeperches (*Stizostedion* spp.). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1475-1480.
- Balon, E. K. 1967: *Ryby Slovenska*. Obzor, Bratislava, 412 p.
- Bănărescu, P. 1964: *Pisces - Osteichthyes (pesti ganoizi si osisi)*. Editura Academiei Republicii Populare Romîne, Bucuresti. 962 p.
- Bănărescu, P. 1991: *Zoogeography of fresh waters, Vol. 2. distribution and dispersal of freshwater animals in North America and Eurasia*. Wiesbaden: AULA-Verlag.
- Berinke, L. 1966: *Halak – Pisces*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 139 p.
- Bernatchez, L., C. C. Wilson 1998: Comparative phylogeography of Nearctic and Palearctic fishes. *Molecular Ecology* 7: 431–452.
- Billington, N., P. D. N. Hebert, R. D. Ward 1990: Allozyme and mitochondrial DNA variation among three species of *Stizostedion* (Percidae): phylogenetic and zoogeographic implications. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 1093-1102.
- Bíró, P. 2002: A Balaton halállományának hosszúidejű változásai. *Állattani Közlemények*, 87: 63-77.
- Bokor K. 2017: *A magyarországi ragadozó halak horgászata*. Magyar Horgász Kézikönyvtár II., I.P.C. Könyvek Kft., Budapest, 335 p.
- Bordós G., J. Reiber 2016: Mikroműanyagok a környezetben és a táplálékláncban. *Élelmiszervizsgálati közlemények*, 62/2: 1021-1037.
- Brehm, A. E. sine anno: *Az állatok világa 13. - Halak I. (a legújabb német kiadás nyomán teljesen átdolgozott, az új felfedezésekkel és a magyar vonatkozásokkal kiegészített új magyar kiadás)*. Christensen és Társa Gutenberg Könyvkiadó Vállalat, 415 p. Arcanum Adatbázis Kft. 2000. <http://mek.oszk.hu/03400/03408/html/>
- Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, G. A. da Fonseca, J. Gerlach, M. Hoffmann, J. F. Lamoreux, C. G. Mittermeier, J. D. Pilgrim, A. S. Rodrigues 2006: *Global Biodiversity Conservation Priorities*. *Science*, 313(5783): 58-61.
- Buhr, T. 2016: Analysis of the Invasion of the Asian Carp. *Eukaryon*, 12: 1-2.
- Buijse, A. D., R. P. Houthuijzen 1992: Piscivory, growth, and size selective mortality of age 0 pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 894-902.
- Cavender, T. M. 1998: Development of the North American Tertiary freshwater fish fauna with a look at parallel trends found in the European record. *Italian Journal of Zoology*, 65: 149-161.
- CBD 2000: *Global strategy on invasive alien species*. Convention on Biological Diversity. UNEP/CBD/SBSTTA/6/INF/9: 1–52.

- Collette, B. B., P. Bănărescu 1977: Systematics and zoogeography of the fishes of the family *Percidae*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 34: 1450-1463.
- Copp, G. H., P. Jurajda 1993: Do small riverine fish move inshore at night? Journal of Fish Biology 43: 229-241.
- Cowx, I. G. 1998: Stocking strategies: issues and options for future enhancement programmes. p. 3-13. In: I. G. Cowx (ed.) Stocking and introduction of fish. Fishing News Books, Blackwell Science Ltd.
- Daday, J. 1897: XII. Fische (Pisces). p. 216-231. In: Entz, G. (ed.), Resultate der Wissenschaftlichen Erforschung des Balatonsees. Commissionsverlag, Wien, Von Ed. Hölzel.
- Dawson, T.P., Jackson, J.I., House, I.C., & Mace, G.M. 2011: Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. Science 332, 53-58.
- Dawson, T. P., S. T. Jackson, J. I. House, I. C. Prentice, G. M. Mace 2011: Beyond Predictions: Biodiversity Conservation in a Changing Climate. Science, 332/6025: 53-58.
- Dudgeon D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D. J. Knowler, C. L  veque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny, C. A. Sullivan 2006: Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological Reviews, 81, pp. 163–182
- 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
- Faragó, S., L. Gosztonyi, K. Keresztesy, G. Gy  i 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.
- Fekete G., Darvas B., Gergely G. 2006: Csp  sz  nyoglarva-teny  sz  helyek a Velencei-t   térségében. p. 19-20. In: Sz  k  cs A. (Ed.) K  rnyezetbar  t v  dekez  si technológiák csp  sz  nyogok ellen. MTA N  vényv  delmi Kutat  int  zete.
- Frankiewicz, P., K. Dabrowski, M. Zalewski 1996: Mechanism of establishing bimodality in a size distribution of age-0 pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.) in the Sulej  w Reservoir, Central Poland. Ann. Zool. Fennici. 33: 321-327.
- Freedman, J. A., S. E. Butler, D. H. Wahl 2012: Impacts of Invasive Asian Carps on Native Food Webs. Final Project Report. Kaskaskia Biological Station, Illinois. 18 p.

- Freyhof, J. 2011: *Sander volgensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T20862A9232509.en>.
- Gagliardi, A., D. G. Preatoni, L. A. Wauters, A. Martinoli 2015: Selective predators or choosy fishermen? Relation between fish harvest, prey availability and great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) diet, Italian Journal of Zoology, 82:4, 544-555.
- Gaye-Siessegger, J. 2014: The great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) at lower lake Constance/Germany: dietary composition and impact on commercial fisheries. Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst. 414, 04.
- Genovesi, P., Shine, C. 2003: European strategy on invasive alien species. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention). Council of Europe Strasbourg, T-PVS, 60 p.
- Govedič, M., F. Janžekovič 2003: The diet of Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* on the Drava river in the winter of 1995/96 (Slovenia). *Acrocephalus*, 24 (116): 11-19.
- Guti, G., 1990: A Fertő halfaunisztikai kutatása. *Halászat* 83/6: 165-167.
- Guti, G. 2002: Significance of side-tributaries and floodplains for Danubian fish populations. *Archiv für Hydrobiol., suppl. 141/1-2, Large Rivers, Vol. 13, no.1-2: 151-163.*
- Guti, G., Dunai F. 2002: A síkvidéki folyóvízi rendszerek haltermőképességének rehabilitálása. *Magyar Hidrológiai Társaság XX. Országos Vándorgyűlés, I.: 286-296.*
- Guti G. 2012: Need for harmonization of contradicting efforts: development of the Danube navigation and protection of river ecosystems. *IAD Limnological Reports, 39: 237-242.*
- Guti, G., Á. Berczik 2014: Criteria of sustainable management of large river systems – ecological aspects and challenges of the 21st century. *Opusc. Zool. Budapest, 45 (1): 95-99.*
- Güralp, H., K. Pocherniaieva, M. Blecha, T. Policar, M. Pšenička, T. Saito 2016: Early embryonic development in pikeperch (*Sander lucioperca*) related to micromanipulation. *Czech J. Anim. Sci., 61/6: 273-280.*
- Güralp, H., K. Pocherniaieva, M. Blecha, T. Policar, M. Pšenička, T. Saito 2017: Development, and effect of water temperature on development rate, of pikeperch *Sander lucioperca* embryos. *Theriogenology* 104: 94-104.
- Gvozdev, E. V., V. P. Mitrofanov (eds.) 1989: *Rübü Kazakhsztana. Nauka, Alma-Ata, 312 p.*
- Haponski, A. E., C. A. Stepien 2013: Phylogenetic and biogeographical relationships of the Sander pikeperches (Percidae: Perciformes): patterns across North America and Eurasia. *Biological Journal of the Linnean Society, 110: 156-179.*
- Harka Á., Sallai Z. 2004: Magyarország halfaunája. *Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, 269 p.*

- Hermelink, B., S. Wuertz, A. Trubiroha, B. Rennert, W. Kloas, C. Schulz 2011: Influence of temperature on puberty and maturation of pikeperch, *Sander lucioperca*. *General and Comparative Endocrinology*, 172/ 2: 282-292.
- Herzig-Straschil, B. 1989: Die Entwicklung der Fischfauna des Neusiedler Sees. *Vogelschutz in Österrich* 3: 19-22.
- 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.
- Horváth L., Csorbai B., Tamás G., Németh I. 2013: A süllőszaporítás módszerei. p. 79-101. In: Horváth L., Urbányi B., Horváth Á. (szerk.) *A süllő (Sander lucioperca) biológiája és tenyésztése*. SZIE, Gödöllő.
- IUCN 1995: *River Corridors in Hungary: A Strategy for the Conservation of the Danube and its Tributaries (1993-1994)*. IUCN, Gland Switzerland and Budapest, Hungary, 124 p.
- Jeitteles, L. H. 1862: *Prodromus Faunae Vertebratorum Hungariae superioris*. *Verh. der k. k. Zool.-Bot. Gesellschaft in Wien*. Bd. XII. 245-314.
- Keve A. 1973: A Balaton búvár- és vöcsökfajai, gödénye és kárókatona. *A Veszprém megyei múzeumok közleményei* 12: 565-573.
- 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.
- Kamenov, B., E. Kojumdshieva 1983: Stratigraphy of the Neogene in the Sofi a Basin. *Palaeontology, Stratigraphy and Lithology (Bulg. Acad. Sci.)*, 18: 69-84.
- KDVVIZIG 2017: Tájékoztató jelentés a Ráckevei (Soroksári)-Duna vízminőségéről. Kézirat, 11 p.
- Kovalchuk, O. M. 2015: A New Extinct Species Of Pikeperch *Sander svetovidovi* (Teleostei, Percidae) From The Late Miocene Of Southern Ukraine *Vestnik zoologii*, 49/4: 317-324.
- Kovalchuk, O. M., A. M. Murray 2016: Late Miocene and Pliocene pikeperches (Teleostei, Percidae) of southeastern Europe. *Journal of Vertebrate Paleontology*. DOI: 10.1080/02724634.2016.1100999.
- 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.
- Kucera-Hirzinger, V., E. Schludermann, H. Zornig, A. Weissenbacher, M. Schabuss, F. Schiemer 2008: Potential effects of navigation-induced



- wave wash on the early life history stages of riverine fish. Aquatic Science DOI 10.1007/s00027-008-8110-5.
- Kuznetsov, V. A. 2010: Growth, size–age structure of catches and reproduction of the Volga zander *Sander volgensis* (Percidae) in the upper part of the Volga stretch of the Kuibyshev Reservoir. Journal of Ichthyology 50: 772-777.
- Lányi Gy. 2013: A magyarországi vizek halai. Magyar Horgász Kézikönyvtár I., Totem Plusz Könyvkiadó Kft., Budapest, 318 p.
- Lovassy S. 1927: Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásai. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, 895 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 outnumberers fish larvae in Europe's second largest river. Environ Pollut. 188 pp. 177–181.
- Mehner, T., H. Schultz, D. Bauer, R. Herbst, H. Voigt, J. Bendorf 1996: Intraguild predation and cannibalism in age-0 perch (*Perca fluviatilis*) and age-0 zander (*Stizostedion lucioperca*): Interactions with zooplankton, prey fish availability and temperature. Ann. Zool. Fennici, 33: 353-361.
- Mikschi, E., G. Wolfram, A. Wais 1996: Long-term changes in the fish community of Neusiedler See (Burgenland, Austria). p. 111-120. In: Kirchhoffer, A., D. Hefti (Eds.) Conservation of endangered freshwater fish in Europe, Birkhauser Verlag, Basel (Switzerland).
- Mishenko, A. V., V.M. Raspopov, M. Ali Attaala, A. B. Begmanova, I. A. Bogatov, J. V. Sergeeva, A. A. Bakhareva, J. N. Grozesku 2016: Evaluation of the physiological state of the Volga pikeperch (*Sander volgensis*) fingerlings raised in a closed water system. International Journal of Fisheries and Aquatic Studies 4/3: 408-413.
- Molnár, T., T. Müller, G. Szabó, Cs. Hancz 2006: Growth and feed conversion of intensively reared Volga perch (*Stizostedion volgensis*). Acta Agraria Kaposváriensis, 10/2: 315-319.
- Murray, A. M., S. L. Cumbaa, C. R. Harington, G. R. Smith, N. Rybczynski 2009. Early Pliocene fish remains from Arctic Canada support a pre-Pleistocene dispersal of percids (Teleostei: Perciformes). Canadian Journal of Earth Sciences, 46: 557-570.
- Murray, A. M., J. D. Divay 2011: First evidence of percids (Teleostei: Perciformes) in the Miocene of North America. Canadian Journal of Earth Sciences, 48: 1419-1424.
- Müller T., Nyitrai G., Kucska B., Bódis M., Bercsényi M. 2005: A kősüllő mesterséges szaporítása. Halászatfejlesztés, 30: 55-60.
- Nelson, J. S. 2006: Fishes of the world. Fourth Edition. Hoboken (New Jersey): John Wiley & Sons. 601 p.

- Novitskii, R. A. 1999: Ecological feature of Volga pike perch, *Stizostedion volgensis* (Pisces, Percidae) of Dineprovskii water reservoir. *Fam. Zoology*. 33 (6): 63-72. (in Russian).
- Oláh J., Oláh J. ifj., Ecsedi Z. 2003: A kárókatona (*Phalacrocorax carbo*) halastavi kártétele és kárértékbecslése. *Magyar vízivad közlemények*. 10: 337–379.
- Oprea, D., N. Marica, M. Costache 2014: Research Considering Embryonic Development of Pikeperch (*Sander lucioperca*) under Artificial Controlled Spawning Conditions. *Animal Science and Biotechnologies*, 47/1: 229-234.
- Pénzes B. 1998: Cipermetrin - Halpusztulás a Dunán. *Élet és Tudomány*, 53/24: 755.
- Pintér K. 1989: Magyarország halai. Akadémiai Kiadó, Budapest. 202 p.
- 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 Kutatóintézete.
- Poór, Cs. 2005: The influence of cormorant (*Phalacrocorax carbo* Linné, 1758.) on fish population in open waters in Hungary. p. 6. In: *Topical problems in water ecosystems protection, Abstract Book*, Průhonice, Czech Republic.
- Rácz J. 1996: A magyar nyelv halnevei. Magyar Nyelvtudományi Társaság, Budapest. 212 p.
- Répássy, M. 1914: Édesvízi halászat és halgazdaság. A m. kir. földművelésügyi minister kiadványa No. 15:549.
- Ricciardi, A., J. B. Rasmussen 1999: Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* 13(5):1220-1222.
- Santoul, F., J. B. Hougas, A. J. Green, S. Mastroirillo 2004: Diet of great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* wintering in Malause (South-West France). *Arch. Hydrobiol.* 160/2: 281-287.
- Specziár, A. 2004: A fogassüllő és a kőszüllő szaporulata a Balatonban. *Halászatfejlesztés* 29: 113-124.
- Specziár, A. 2005: Néhány halfaj ivadékkori állomány-dinamikája és táplálkozása a Balatonban. – *Hidrológiai Közöny* 85 (6): 124-126.
- Specziár, A. 2010: A Balaton halfaunája: A halállomány összetétele, az egyes halfajok életkörülményei és a halállomány korszerű hasznosításának feltételrendszere. *Acta Biologica Debrecina, Suppl. Oecologica Hungarica*, Fasc. 23, 185 p.
- Specziár, A., L. Tölg, P. Bíró 2000: A Balaton halfaunájának vizsgálata. *Halászatfejlesztés*, 24: 115-125.
- Specziár, A., P. Bíró 2002: A balatoni kőszüllő (*Stizostedion volgensis*) ökológiájáról. *Halászat* 95: 33-39.

- Specziár, A., P. Bíró 2003: Population structure and feeding characteristics of Volga pikeperch, *Sander volgensis* (Pisces, Percidae), in Lake Balaton. *Hydrobiologia*, 506/1–3: 503-510.
- 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.
- Stewart, J.R., A. M. Lister 2001: Cryptic northern refugia and the origins of the modern biota. *TRENDS in Ecology and Evolution*. 16: 608–613.
- Suter, W. 1997: Roach rules: shoaling fish are a constant factor in the diet of cormorants *Phalacrocorax carbo* in Switzerland. *Ardea* 85: 9-27.
- Szabó T. 2000: Az indukált halszaporítás módszerei. In: Horváth L. (szerk.) *Halbiológia és haltenyésztés*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 440 p.
- Szabó T. 2013: A süllő szaporodásbiológiája. p. 65-78. In: Horváth L., Urbányi B., Horváth Á. (szerk.) *A süllő (Sander lucioperca) biológiája és tenyésztése*. SZIE, Gödöllő.
- Szamota I., Zolnai Gy., Sebestyén L., Kollin F. 1902: Magyar oklevél-szótár. Pótlék a magyar nyelvtörténeti szótárhoz. Régi oklevelekben és egyéb iratokban előforduló magyar szók gyűjteménye. Állami Könyvterjesztő Vállalat reprint sorozata, 1210 p.
- Szepesi Zs., Harka Á. (2011): Kősüllő (*Sander volgensis*) a Tarnában. *Halászat* 104/3-4: 81.
- Szipola I. 1986: A kősüllő (*Stizostedion volgense* Gmelin) dinamikai vizsgálata a Keszthelyi-öbölben. *Halászat* 32: 54-57.
- Tahy B. 1996: Gondolatok a balatoni kősüllőállományról. *Halászat*, 89/3: 104.
- Thomas, C.D., A. Cameron, R. E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont, Y. C. Collingham, B. F. N. Erasmus, M. F. Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A. S. Van Jaarsveld, G. F. Midgley, L. Miles, M. A. Ortega-Huerta, A. T. Peterson, O. L. Phillips, S. E. Williams 2004: Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970), 145-148.
- Tikhomirova, L.P. 1973: Volga pike perch, *Lucioperca volgensis* (Gmelin) of White lake. *Ichthyology questions*. Moscow. 13 (5): 932-934. (in Russian)
- Tölg I. 1959: Álljunk meg egy pillanatra. *Halászat*, 6/1: 29.
- Tölg I., Tölg L. 1995: Biológiai haltelepítés. p. 59-86 In: HOSZ: *Halászatunk helyzete és fejlesztési lehetőségei*. Budapest.
- Traczuk P., A. Kapusta 2017: Great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) predation on pikeperch (*Sander lucioperca* L.) in shallow eutrophic lakes in Poland. *Arch. Pol. Fish.* 25: 123-130.
- Tyunyakov, V. M. 1967: Biology and Fishery of Volga Zander in the Tsimlyan Reservoir, Tr. Volgogradsk. Otd. Nauchno-Issled. Inst. Ozern. Rechn. Rybn. Khoz. 3, 96–106. (in Russian)

- Tyunnyakov, V. M. 1974: Biology and production of Volga pike perch in Veselovskii water reservoir. Otd. Nauchno-Issled. Inst. Ozern. Rechn. Rybn. Khoz. 8, 153–161. (in Russian)
- Varga L. 2011: Régi-új irányelvek a Balaton halgazdálkodásában. Pisces Hungarici 5: 129- 132.
- Vutskits, Gy. 1897: A Balaton halai és gyakoriságuk. Természettudományi Közlemények 29: 593-595.
- Vutskits Gy. 1915: A kősüllő faji bélyegei és a fogassüllő ivari kétalakúsága. Állattani közlemények 4/4: 197–207, 274.
- Wysocki, L. E., J. P. Dittami, F. Ladich 2006: Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes, Biological Conservation 128:501-508.
- 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.
- Woynarovich E. 1996: A Balaton süllőállománya. Halászat, 89/3: 104-105.
- 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.

## Internetes hivatkozás

- http1: <http://fishbase.us/ComNames/CommonNamesList.php?ID=9405&GenusName=Sander&SpeciesName=volgensis&StockCode=9728>
- http2: [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search\\_topic=TSN&search\\_value=650179#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=650179#null)
- http3: <https://www.fishbase.de/Introductions/IntroductionsList.php?ID=9405&GenusName=Sander&SpeciesName=volgensis&fc=306&StockCode=9728>
- http4: [http://www.ittiofauna.org/webmuseum/pesciossei/perciformes/percidae/sander/sander\\_volgensis/index.htm](http://www.ittiofauna.org/webmuseum/pesciossei/perciformes/percidae/sander/sander_volgensis/index.htm)
- http5: [http://haltanitarsasag.hu/kep/SanVol\\_MHTT\\_2012.04.25\\_hun.jpg](http://haltanitarsasag.hu/kep/SanVol_MHTT_2012.04.25_hun.jpg)
- http6: <https://www.mohosz.hu/index.php/mahor/rekordlista/abszolut-rekordlista>
- http7: [https://en.wikipedia.org/wiki/Great\\_Pacific\\_garbage\\_patch#cite\\_ref-mindfully\\_35-0](https://en.wikipedia.org/wiki/Great_Pacific_garbage_patch#cite_ref-mindfully_35-0)
- http8: [http://www.mme.hu/a\\_szunyogirtas\\_termeszetvedelmi\\_kockazatai\\_es\\_biolgiai\\_megoldasai](http://www.mme.hu/a_szunyogirtas_termeszetvedelmi_kockazatai_es_biolgiai_megoldasai)