10.14751/SZIE.2017.003

Szent István Egyetem

Szaporodásbiológiai, genetikai, és területválasztási vizsgálatok a kínai razbóra (*Pseudorasbora parva)* magyarországi állományain

Csorbai Balázs

Gödöllő

2016

10.14751/SZIE.2017.003

A doktori iskola

megnevezése: Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskola

Tudományága: Állattenyésztési tudományok

Vezetője: Dr. Mézes Miklós egyetemi tanár, MTA levelező tagja
Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Állattudományi Alapok Intézet, Takarmányozástani Tanszék

Témavezető: Dr. Horváth László
Egyetemi tanár, DSc, MTA doktora
Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet, Halgazdálkodási Tanszék

……. ……

Az iskolavezető jóváhagyása A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és célkitűzés 6
2. Irodalmi áttekintés 8
2.1 Az inváziós és idegenhonos halfajok jelentősége a vízi ökoszisztémákban 8
2.1.1 Definíciók 8
2.1.2 Az idegenhonos, inváziós fajok hatásai 9
2.1.3 Az idegenhonos, inváziós halfajok elleni védekezés lehetőségei 10
2.1.4 Az idegenhonos, inváziós halfajok elleni védekezés politikája 13
2.2 A magyar halfauna és az inváziós halfajok helyzete Magyarországon 15
2.2.1 A kínai razbóra (Pseudorasbora parva TEMMINCK & SCHLEGEL, 1846) általános leírása 17
2.3 A halak szaporodásbiológája 19
2.3.1 A kínai razbóra szaporodásbiológiája 24
2.4 Populációbiológiai paraméterek vizsgálata halaknál 27
2.4.1 Populációbiológiai paraméterek vizsgálata kínai razbóránál 32
2.5 A halak területhasználatának vizsgálata 35
2.5.1 A razbóra területhasználatának vizsgálata 36
2.6 Molekuláris biológiai vizsgálatok halaknál 38
2.6.1 Molekuláris biológiai vizsgálatok kínai razbóránál 43
3. Anyag és módszer 45
3.1 Kérdőíves felmérés 45
3.2 Genetikai vizsgálatok 46
3.2.1 A mintavételezés helye és ideje 46
3.2.2 DNS-izolálás 47
3.2.3 RAPD-reakció 48
3.2.4 Gél-elektroforézis 48
3.2.5 A gélfuttatás kiértékelése és számítógépes feldolgozása 49
3.3 Morfometriai és szaporodásbiológiai vizsgálatok 50
3.4 A területhasználat elemzése 54
3.4.1 Első kísérletsorozat 54
3.4.2 Második kísérletsorozat 57
4. Eredmények 59
4.1 A kínai razbóra elterjedése a magyarországi halgazdaságokban 59

4.1.1 Általános kérdések ... 59
4.1.2 A kínai razbórára vonatkozó kérdések ... 60
4.2 A genetikai vizsgálatok eredményei ... 61
4.2.1 A RAPD-analízis eredményei ... 61
4.2.2 A populációk összehasonlítása ... 63
4.3 A szaporodásbiológiai és morfometriai vizsgálatok eredményei ... 66
4.3.1 Szaporodásbiológiai vizsgálatok ... 66
4.3.3 A testhossz-testtömeg összefüggésének vizsgálata ... 70
4.3.4 Az elsőnyaras ivadék aránya a populáción belül ... 72
4.4 A területhasználati vizsgálatok eredményei ... 73
4.4.1 Első kísérletsorozat ... 73
4.4.2 Második kísérletsorozat ... 74
4.5 Új tudományos eredmények ... 76
5. Következtetések és javaslatok ... 77
5.1 A kérdőíves felmérés ... 77
5.1.1 Javaslatok ... 78
5.2 Genetikai vizsgálatok ... 78
5.2.1 Javaslatok ... 79
5.3 Szaporodásbiológiai és morfológiai vizsgálatok ... 79
5.3.1 Szaporodásbiológiai vizsgálatok ... 79
5.3.2 A testhossz és a testtömeg összefüggéseinek vizsgálata ... 80
5.3.3 Az elsőnyaras ivadék arányának vizsgálata a populáción belül ... 82
5.3.4 Javaslatok ... 83
5.4 Területhasználati vizsgálatok ... 83
5.4.1 Javaslatok ... 84
6. Összefoglalás ... 86
7. Summary ... 88
8. Mellékletek ... 90
M1 Irodalomjegyzék ... 90
M2 Kérdőív ... 108
M3 LWR grafikonok ... 111
M4 A genotípusok előfordulása az egyes populációkban ... 115
9. Köszönetnyilvánítás ... 119

Jelölések és rövidítések jegyzéke

bp:	bázispár
CPUE:	Catch Per Unit Effort − fogás-ráfordítás
EB:	Európai Bizottság
EDTA:	etilén-diamin-tetraecetsav
EP:	Európai Parlament
ET:	Európa Tanács
EU:	Európai Unió
FL:	farokvilláig mért testhossz
GSI:	gonadoszomatikus index
IAS:	invasive alien species – idegenhonos, inváziós faj
kbp:	kilobázispár
PCR:	Polymerase Chain Reaction − polimeráz láncreakció
RAPD:	Random Amplified Polymorphic DNA − véletlenszerűen felszaporított polimorfikus DNS
RFLP:	Restriction Fragment Length Polymorphism − restrikciós fragmentumhossz polimorfizmus
ROUT módszer:	Robust regression and OUTlier removal – outlier kizárására alkalmazott módszer
rpm:	Revolutions Per Minute − fordulat per perc
SDS:	Sodium Dodecyl Sulphate − nátrium-dodecil-szulfát
SL:	standard testhossz
TL:	teljes testhossz
Tris:	Tri-hidroximetil-aminometán
UPGMA:	Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean − súlyozás nélküli párcsoport-módszer számtani átlaggal

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

A vízi ökoszisztémákat fenyegető egyik legnagyobb veszély az inváziós fajok megtelepedése (Moyle et al., 1986; Mack et al., 2000). A természetes úton érkező, betelepülő fajok mellett valószínűsíthetően már a középkorban, az akvakultúra fejlődésével párhuzamosan megkezdődött az idegenhonos halfajok behurcolása a Duna vízgyűjtő területére. A folyamat igazi lendületet a XIX. század végén, a XX. század első évtizedeiben vett (Weipert et al., 2013). Ekkor az Észak-Amerikában őshonos halfajokat gazdasági céllal kezdték betelepíteni a világ számos országába. Így került hazánkba többek között a szivárványos pisztráng (*Oncorhynchus mykiss* WALBAUM, 1792), a pisztrángsügér (*Micropterus salmoides* LACEPEDE, 1802), a naphal (*Lepomis gibossus* LINNEAUS, 1758), vagy a később komoly problémákat okozó törpeharcsa-fajok (*Ameiurus melas* RAFINESQUE, 1820, illetve *A. nebulosus* LESUEUR, 1819). A következő betelepítési hullám az 1950-es és ’60-as években következett be, melynek következtében az addig szórványosan előforduló ezüstkárász (*Carrassius gibelio* BLOCH, 1782) tömegessé vált, illetve köztenyésztésbe került a fehér amur (*Ctenopharyngodon idella* VALENCIENNES, 1844), a fehér (*Hypophthalmichthys molitrix* VALENCIENNES, 1844) és a pettyes busa (*Hypophthalmichthys nobilis* RICHARDSON, 1845), valamint velük együtt behurcolták a kínai razbórát (*Pseudorasbora parva* TEMMINCK & SCHLEGEL, 1846) is (Pintér, 2002; Weipert et al., 2013). Az azóta eltelt közel 50 évben a tudatosan betelepített új fajok esetében már szempont volt, hogy milyen hatással bírnak a természetes flórára és faunára, ezért jellemzően olyan fajok kerültek a hazai akvakultúrába, melyek megtelepedése ésszerű határok között nem valószínű. Ilyen a trópusi eredetű afrikai harcsa (*Clarias gariepinus* BURCHELL, 1822) és a nílusi tilápia (*Oreochromis niloticus* LINNEAUS, 1758), vagy a tengerben ívó barramundi (*Lates calcarifer* BLOCH, 1790) (Fehér et al., 2011). A sikeres korai betelepítések egy része pozitív gazdasági eredménnyel zárult, komoly ökológia hatás nélkül (szivárványos pisztráng) (Hoitsy, 2002), más fajok esetében az egyértelmű gazdasági előnyök mellett nehezen felmérhető és eliminálható hatást tapasztalhatunk a természetesvízi ökoszisztémákban (fehér busa) (Pintér, 2002). Végül négy faj esetében elmondhatjuk, hogy mind gazdasági, mind ökológiai értelemben komoly kárt okozott a betelepítés, illetve a behurcolás: az ezüstkárász, a két törpeharcsa-faj és a kínai razbóra (Harka & Sallai, 2004). Míg az első három faj esetében lényegében évtizedek óta elfogadott, hogy károsak, addig a razbóra még egyes oktatási anyagokban is igen tévesen a „megtűrt és jelentéktelen halfaj” kategóriába került (Lévai et al., 2013). Az elvégzett kutatások azonban teljesen eltérő képet mutatnak. Egyrészt nyugat-európai megjelenésével

párhuzamosan széleskörűen vizsgálták a razbóra ökológiai hatását az invázió által érintett területeken, így fény derült arra, hogy ezek a hatások sokkal átfogóbbak, mint azt korábban sejtettük (Pinder & Gozlan, 2003). Másrészt az élesedő gazdasági verseny miatt a közép-európai halgazdaságokban a ponty takarmányozásában felértékelődött az a természetes táplálékkínálat, amelynek a razbóra is elsődleges fogyasztója (Horváth et al., 2011). A fenti okok miatt indokolt olyan vizsgálatok elvégzése, melyek feltárják a kínai razbóra biológiájának azon részleteit, melyeket Magyarországon eddig egyáltalán nem, vagy nem kellő mélységben vizsgáltak. Így halfaunisztikai vizsgálatok kapcsán jelentős mennyiségű adat áll rendelkezésünkre a faj természetesvízi elterjedéséről, azonban a halastavi előfordulásról csak szórványos, szóbeli adataink vannak. Nem ismerjük a kínai razbóra populációinak genetikai hátterét Magyarországon, kevés információval rendelkezünk a szaporodási folyamatokról, illetve a faj élőhelypreferenciájáról.

Célkitűzések

A fentiek alapján célul tűztem ki, hogy

- felmérem a kínai razbóra elterjedését a faj egyik legfontosabb magyarországi refúgium területén: a halastavakon
- feltárom a faj genetikai variabilitását Magyarországon,
- megvizsgálom a petefészekfejlődés időbeni változásait a hazai populációkban,
- egyes populációkban felmérem az azévi ivadék arányát,
- a hazai populációk adatai alapján leírom a testhossz-testtömeg összefüggését, és a kapott eredmények alapján megvizsgálom az egyes populációk kondícióját, melyet összevetek a szaporodásbiológiai adatokkal, valamint az azévi ivadék arányával,
- feltárom, hogy a ragadozó halak milyen hatást gyakorolnak a kínai razbóra élőhelyválasztására.

A fenti vizsgálatok a fajról már rendelkezésre álló információkkal együtt megteremtik azt a tudásbázist és tudományos alapot, amely segíti a faj magyarországi elterjedésének és ökológiai hatásának jobb megismerését és megértését, valamint lehetőséget adnak a faj visszaszorítására a természetes és halastavi élőhelyeken. Így biztosított lesz a megfelelő tudományos háttér a kínai razbórára vonatkozó kezelési terv elkészítéséhez, amelyet az Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU számú rendelete alapján Magyarország is köteles kidolgozni.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1 Az inváziós és idegenhonos halfajok jelentősége a vízi ökoszisztémákban

Az ember hatása a biológiai sokféleségre megkérdőjelezhetetlen. Míg egyes taxonómiai csoportok eltűnése a természetes evolúciós folyamat része, addig a fajok számának, a populációk méretének és genetikai változatosságának jelenlegi ütemben történő csökkenése jelentősen meghaladja a földtörténeti átlagot (Vitousek et al., 1997). Ennek oka részben az, hogy az emberiség segített áthidalni, illetve megszüntette azokat a jellemzően geográfiai akadályokat (óceánok, hegyvidékek, egymástól független vízrendszerek, stb.), amelyek a fajok izolált fejlődését lehetővé tették. Így azok a jellemzően opportunista, generalista fajok, melyek új élőhelyeket hódítottak meg az ember segítségével, könnyen kiszoríthatták az őshonos fajokat (Mooney & Hobbs, 2000). Az inváziós fajok megjelenése és elterjedése mára az egyik legfőbb oka annak, hogy a biodiverzitás jelentősen csökkent sok édesvízi ökoszisztémában (Mack et al., 2000). Jól jelzi a folyamat dinamikájának változását, hogy az USA-ban a betelepített, nem őshonos fajok száma (beleértve a külföldről, illetve az országon belüli, vízgyűjtők között áttelepített fajokat is) 1850 és 1900 között 67 volt, 1901 és 1950 között 140, míg 1951-től 1996-ig 488-ra növekedett (Mooney & Cleland, 2001).

2.1.1 Definíciók

A rövid bevezetés után a probléma részletes ismertetésének első lépéseként definiálnunk kell négy fogalmat:

- *őshonos*: faj, vagy faj alatti rendszertani csoport, mely az eredeti elterjedési területén belül él, beleértve mindazon területeket, ahova természetes terjedés útján, emberi beavatkozás nélkül eljuthat (ICES, 2005). Ezt a definíciót egészítette ki Manchester és Bullock (2000) azzal az időbeli korláttal, hogy mindez az újkőkor előtt történjen.
- *nem őshonos vagy idegenhonos*: a természetes előfordulási területén kívüli területre betelepített vagy behurcolt faj, vagy alacsonyabb rendszertani egység (Scalera & Zaghi, 2004). Manchester és Bullock (2000) itt is rögzíti az újkőkort, mint határdátumot.
- *inváziós (invazív) faj*: faj vagy az alatti rendszertani csoport, amely természetes, vagy természetközeli élőhelyen képes megtelepedni, ott stabil állományt létrehozni, és komoly hatást gyakorol az ökoszisztéma szerkezetére, folyamataira, vagy komoly gazdasági károkat okoz függetlenül attól, hogy a faj az adott régióban őshonos vagy sem (Copp et al., 2005; Scalera & Zaghi, 2004). Itt fontos megjegyezni, hogy az inváziós faj definíciója nem azonos a kártevőével. Jó példa erre a fürge cselle (*Phoxinus*

phoxinus LINNAEUS, 1758), amely a víztározókat azok kotrása után igen nagy tömegben kolonizálja, meghatározva az ott zajló folyamatokat (Mastrorillo & Dauba, 1999). Tehát inváziós fajnak tekinthető, de kárt nem okoz.

- *endemikus faj*: faj vagy faj alatti rendszertani csoport, amely csak egy szűkebb régióban fordul elő természetes módon. Halaknál jellemzően csak egy adott vízgyűjtő-területen előforduló faj (Halasi Kovács & Harka, 2012).

Két egyéb olyan definíciót is meg kell említenem, amely előfordul az Európai Unió hatályos rendelkezéseiben, és bemutatásuk szükséges a téma megértéséhez:

- „*az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós faj*": „olyan idegenhonos inváziós faj, amelynek káros hatása uniós szintű beavatkozást igényel".
- „*tagállami szinten veszélyt jelentő idegenhonos inváziós faj*": „az Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajoktól eltérő olyan idegenhonos inváziós faj, amelynek környezetbe történő kibocsátása és terjedése a tagállam tudományos bizonyítékokon alapuló megítélése szerint jelentős káros hatást gyakorol a tagállam területén, vagy annak egy részén, még akkor is, ha e káros hatás ténye nem teljes mértékben bizonyított, és ez a káros hatás az érintett tagállam szintjén intézkedéseket tesz szükségessé" (Európai Parlament és Tanács 1143/2014/EU számú rendelete).

2.1.2 Az idegenhonos, inváziós fajok hatásai

Minden ökoszisztéma nagyon szigorú szabályrendszer mentén épül fel élő és élettelen elemeiből. Az idegenhonos, inváziós fajok (IAS) ebben az érzékeny rendszerben nagyon komoly változásokat okozhatnak. Többek között az őshonos fajokra is közvetlen hatást gyakorolhatnak. Így felléphet:

- kompetíció (táplálék, búvóhely, stb.): az invazívan terjedő csupasztorkú géb (*Babka gymnotrachelus* KESSLER, 1857*)* táplálékkonkurenciát jelenthet az őshonos botos kölöntének (*Cottus gobio* LINNAEUS, 1758*)* (Kakareko et al., 2013).
- agresszió: a betelepített nílusi tilápia bizonyítottan agresszívan lép fel az őshonos *Geophagus brasiliensis* (QUOY & GAIMARD, 1824) nevű fajjal szemben (Sanches et al., 2012).
- predáció: a vörös tűzhal (*Pterois volitans* LINNAEUS, 1758) a Karib tengeren, az eredeti élőhelyétől (Csendes- és Indiai-óceán) távol, a vele szemben védtelen, őshonos fajokra nagyon komoly predációs nyomást gyakorol (Albins & Hixon, 2008).

- hibridizáció: a Mazuri-tóvidéken a betelepített *Coregonus*-fajok hibridizálódtak az őshonos fajokkal és egyes felmérések szerint jelenleg a teljes állomány 70%-át hibridek alkotják (Grabowska et al., 2010).

Az őshonos fajokra gyakorolt közvetlen hatáson túl az inváziós fajok az abiotikus környezet átalakításával is komoly strukturális változásokat okozhatnak, mely az egész helyi ökoszisztéma alapjait érinti. Az élőhely átalakulásával jellemzően csökken a diverzitás, valamint sérülékenyebbé válik az életközösség (Scalera & Zaghi, 2004). A betelepített halfajok közül például a ponty (*Cyprinus carpio* LINNAEUS, 1758) képes élőhely-átalakító tevékenységet folytatni turkáló tevékenysége révén (Koehn, 2004). Hasonló jelenség figyelhető meg az amurnál (*Ctenopharyngodon idella* VALENCIENNES, *1844*), amely nagyarányú telepítés esetén képes a makrovegetáció teljes kiirtására, ezáltal az őshonos halfajok búvó- és ívóhelyeinek tönkretételére, illetve a táplálékhálózat alapjainak megbontására (Khan et al., 2011).

Meg kell még említeni, hogy az IAS-ek eredeti élőhelyükről olyan betegségeket és parazitákat hozhatnak magukkal, amelyekre már immunisak, vagy csak kevéssé fogékonyak, míg az érintett őshonos állományokra nézve ezek végzetesesek lehetnek (Kennedy, 1975; Todd et al., 2008). A kínai razbóráról is leírták, hogy a faj egyes halbetegségek hordozója lehet (Czeczuga et al., 2002; Galli et al., 2007; Gozlan et al., 2005; Pinder et al., 2005).

Mindezen ökológia hatások mellett szót kell ejtenünk az IAS okozta gazdasági károkról is. E károk egy része közvetlen (az állatok okozta kár), más részük közvetett (a védekezés, helyreállítás, stb. költsége). Noha nehezen határozható meg, hogy mely fajok milyen terhet rónak a társadalomra, a probléma mértékét jól jelzi, hogy Pimental és munkatársai (2005) évi 1 milliárd dollárra becsülik az inváziós halfajok okozta költségeket az USA-ban. Az EU-ban pedig évente 12 milliárd euro kárt okoznak az idegenhonos, inváziós fajok az Európai Parlament adatai szerint (Európai Parlament, 2014).

2.1.3 Az idegenhonos, inváziós halfajok elleni védekezés lehetőségei

Az igen nagyszámú, új élőhelyre betelepített élőlény alig 10%-a lesz képes az új környezetben élni, szaporodni és önfenntartó populációt létrehozni (Williamson, 1996). A megtelepedés sikere sok tényezőtől függ. Jól példázza folyamatot a ponty. A faj az időszámításunk előtti 6-7000 körül érte el a Ponto-Kaszpikus területet természetes, nyugat felé irányuló terjeszkedése során. Tehát a Duna-medencében még a szigorúbb definíció szerint is őshonos (Copp et al., 2005). Ezt követően már emberi segítséggel jutott el más

európai vízgyűjtő-területekre. Valószínűsíthetően már a rómaiak is betelepítették az általuk meghódított térségekbe, de a kereszténység terjedésével együtt meghonosodott Európa majdnem minden országában (Balon, 1995). Ezt követően az első halfaj volt, amelyet 1842-ben betelepítettek Észak-Amerikába (Mills et al., 1993). Majd az 1900 évek elején Ausztráliába hurcolták be. Itt azonban több alkalommal is sikertelenek voltak a próbálkozások, mígnem egymástól függetlenül három különböző eredetű állomány is megtelepedett (Haynes et al., 2010). A ponty olyan sikeresen hódított meg több új élőhelyet (USA, Ausztrália), hogy napjainkban igen komoly gondot okoz, így definíció szerint is invazív fajjá vált. Annak, hogy ilyen sikeresen megtelepedett ezeken a területeken az az oka, hogy igen jól alkalmazkodik a rossz vízminőséghez, a jelentősen eltérő klimatikus viszonyokhoz, valamint a rendelkezésre álló táplálékkínálathoz (Balon, 1995). A fentiek alapján jól látható, hogy az adott faj biológia sajátosságainak ismeretében nagy pontossággal megjósolható annak inváziós képessége. Ez az alapja az inváziós fajok elleni védekezés leghatékonyabb módjának: a megelőzésnek.

Az inváziós fajok elleni hivatalos, nemzetközileg elfogadott stratégiának is a megelőzés a legfontosabb eleme. Egyrészről a tudatos betelepítések előtt alapos kockázatelemzés segít felmérni a lehetséges hatásokat, másrészt a véletlen telepítések lehetséges forrásait próbálják a minimumra szűkíteni, például a kötelező állatorvosi vizsgálatokkal, a szállítóeszközök fertőtlenítésének előírásával, stb. (Scalera & Zaghi, 2004). Sajnos abban az esetben, ha a megelőzés nem bizonyul elegendőnek, be kell avatkozni.

A további lépéseket Wittenberg és Cock (2001) összefoglaló műve alapján mutatom be röviden: amennyiben valamely nem őshonos faj megjelenik, nagyon fontos a minél gyorsabb beavatkozás. Az ehhez szükséges adatok begyűjtésére a szerzők egy jól hasznosítható, egyszerű kérdőívet javasolnak. Egy ilyen kérdőívvel könnyen, olcsón és gyorsan gyűjthetők adatok olyan laikusoktól, akik esetenként igen nagy területről szereznek információkat (halak esetében horgászok, halászok).

A kérdőíves felmérés mind az ökológiában (White et al., 2005), mind a halgazdálkodásban (Blayac et al., 2014; Quick et al., 2004) gyakran alkalmazott mintavételi módszer. Segítségével nagy területről lehet releváns információkat szerezni, amelyek megfelelő méretű és összetételű minta esetén nem csak kvalitatív, de kvantitatív információkat is szolgáltathat. Jó példa erre az ír halászati hatóság, amely ilyen úton gyűjtött információt az Írországban idegenhonos nyúldomolykóról (*Leuciscus leuciscus* L. 1758*)* (Caffrey et al., 2007), vagy az USA halászati hatósága, mely az ázsiai pontyfélék eltejedését detektálta ezen az úton (Baerwaldt et al., 2013).

Fontos azonban, hogy a kutató a kérdőívet megfelelő módon állítsa össze, és az értékelés során számítson a feldolgozás korlátaira (Lehota, 2001). A különböző kérdezési módok is jelenősen befolyásolják a kérdőív eredményességét, a legfontosabb hatásokat az 1. táblázatban foglalom össze.

1. táblázat A kérdőíves vizsgálati módszerek összehasonlítása (Berndt, 1990) **„-" – hátrány, „+" – pozitív, „0" – nem befolyásolja az eredményt**

Elbírálási kritériumok	Írásbeli	Telefonos	Szóbeli
Visszaérkezési arány	–	+	+
Egységes visszaérkezési időpont betartása	–	+	+
Térbeli reprezentativitás	+	+	–
Nehezen elérhető foglalkozási csoportok	+	0	–
Kérdőív terjedelme	–	–	+
Meggondolatlan válaszok mellőzése	0	–	+
Harmadik személy befolyása	–	0	+
Félreértések	–	+	+
Komplex információ	–	–	+
Kérdezőbiztos befolyása	+	0	–
Költségek	+	+	–

A kérdőív összeállításakor Malhotra és Simon (2008) szerint az alábbi szempontokat kell figyelembe venni:

- a kérdések legyenek rövidek, mindenki számára érthetőek és egyértelműek,
- a kérdések legyenek semlegesek, ne sugalljanak prekoncepciót,
- a kérdőív terjedelme legyen rövid, különösen az írásbeli kérdezési formánál,
- a kérdések sorrendje befolyásolhatja a választ,
- szóbeli vizsgálatoknál a kérdezőbiztos személye és fellépése, az írott forma esetén a kérdőív külleme, tipográfiai szerkesztése nagyon fontos
- az írásbeli formánál fontos a megfelelő kísérőlevél, amely egyben kitöltési útmutató is lehet, illetve nagy jelentősége van a visszajuttatást megkönnyítő válaszborítéknak,
- a fokozatosság elve szerint a kérdések az egyszerűtől a bonyolultabb felé haladjanak,
- ha lehetséges, végezzünk elővizsgálatot a kérdőív tesztelésére (Minden kérdés egyértelmű-e? Milyen a kérdőív általános megítélése?).

A kérdőívek feldolgozásának bemutatása után térjünk vissza a Wittenberg és Cock (2001) által javasolt beavatkozási stratégiához. Ha rendelkezünk kérdőívekből származó, valamint a fajról más forrásból beszerezhető (elsősorban irodalmi) adatokkal, akkor megkezdhető a

beavatkozás. Első lépésként ki kell jelölni az elérendő célt: ez legtöbbször az idegenhonos faj eliminálását jelenti. Sok esetben nem csak a faj egyedeit, de értéktől és az érintettség mértékétől függően a potenciális táplálék-, illetve gazdaszervezeteket, vagy az élőhelyek teljes egészét kezelik. Például a kígyófejű hal (*Channa argus* CANTOR, 1842) esetében az amerikai hatóságok, ha a fertőzött víztér nem túl nagy, a nem szelektív Rotenone nevű piscicidet alkalmazzák (Lazur et al., 2006). A beavatkozás sebessége igen sokat számít. Jól bizonyítja ezt a *Caulerpa taxifolia* C. AGARDH, 1817 nevű algafaj, amely 1984-ben a monacói tengeri akvárium közvetlen közelében, egyetlen helyen jelent meg, majd tíz év múltán már 30 km^2-en terjedt el, napjainkra pedig már szinte a Földközi-tenger teljes medencéjét fenyegeti (Meinesz et al., 2001). Amennyiben sikeresnek tűnik a faj eliminációja, abban az esetben is fenn kell tartani a rendszeres ellenőrzést, különösen akkor, ha a megjelenés újra valószínűsíthető (halak esetében például újabb szállítmány várható az adott forrásterületről).

Ha a betelepülő fajt nem sikerült kiszorítani, hosszú távú hasznosítási tervet kell kidolgozni. Ennek során figyelembe kell venni az érintett és potenciálisan érintett területek élővilágát, a rendelkezésre álló eszközöket és forrásokat. Az inváziós populáció célzott korlátozására a következő módszerek adottak: fizikaiak (például összegyűjtés), kémiaiak (például vegyszerek), biológiaiak (például paraziták, betegségek, ragadozók), vagy az élőhely-menedzsment (például patak revitalizáció). Mindezek mellett természetesen párhuzamosan fenn kell tartani a folyamatos monitoring-tevékenységet, illetve, ha van rá lehetőség, nagy hangsúlyt kell helyezni az ártalom csökkentésére (például, ha az inváziós faj ikra- és ivadékfogyasztó, akkor az érintett őshonos halfajok mesterséges szaporítása kiemelt jelentőségű).

2.1.4 Az idegenhonos, inváziós halfajok elleni védekezés politikája

Már az 1979-ben aláírt Berni Egyezmény (Európa Tanács, 1979) is fontos pontként rögzíti 11. cikkelyében az idegenhonos fajok behozatalára vonatkozó szabályozás szükségességét. Majd az 1992-ben ratifikált „Rio de Janeiró-i egyezmény a biológiai sokféleségről” 8. cikkely „h” bekezdése már nem csak az ellenőrzést írja elő, de az aláíróktól lehetőségeikhez mérten megköveteli azon idegenhonos fajok behozatalának megelőzését, állományaiknak szabályozását, illetve gyérítését, melyek hatást gyakorolnak az ökoszisztémára, őshonos fajokra és élőközösségekre (ENSZ, 1992). A fenti elvek alapján az Európai Unió megalkotta a Biodiverzitási Stratégiáját (Európai Közösség, 1998), melyben már komoly és esetenként visszafordíthatatlan változások veszélyét magában hordozó problémaként tekint az IAS jelenlétére. Ez a stratégia már szektorokra bontott konkrét intézkedési terveket is tartalmaz.

2003-ban elkészült az európai IAS stratégia (Európa Tanács, 2003), amely a legfontosabb célok kijelölésén túl meghatározza az adatgyűjtés, a megelőzés, a korai beavatkozás és az ártalomcsökkentés lépéseit is. Az általános szabályokon túl 2007 óta Európa tanácsi (2007) rendelet határozza meg a nem őshonos fajok akvakultúrában való alkalmazásának részletszabályait. 2013-ig ezek a szabályok határozták meg az Európai Unióban az inváziós fajok kezelésének ügyrendjét. Ekkor a tagállamok belátták, hogy a probléma összetettsége és a beavatkozás sürgőssége pontosabb részletszabályozást igényel, illetve a hatályos jogszabályok kiegészítésre szorulnak. Éppen ezért az EB megkezdte egy új, átfogó rendelkezés kidolgozását (Az Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU Rendelete „Az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről"). A rendelet a teljes jogalkotási folyamat lezárultával 2014. október 22-én került kihirdetésre, és 2015. január 1-jével hatályba is lépett, bár az egyik legfontosabb eleme (a legveszélyesebb és különös elbánást igénylő fajok jegyzéke) 2015. december 4-én került elfogadásra. Ezen két halfaj szerepel: az amurgéb (*Perccottus glenii* DYBOWSKY, 1877) és a kínai razbóra. Ez a rendelet valamennyi idegenhonos, inváziós fajra vonatkozik és előírja egy olyan tudományosan megalapozott jegyzék létrehozását, majd frissítését, amely a későbbi szabályozás alapját képezi. Ezen a listán olyan, az EU szintjén fontos inváziós fajok szerepelnek, melyek már jelenleg is komoly károkat okoznak, vagy okkal feltételezhető, hogy megtelepedésük ilyen hatással járna. Ezeket a hatásokat kockázatelemzési eljárással kell bizonyítani. Azokat a fajokat, amelyek megfelelnek a kritériumoknak, néhány kivételtől eltekintve tilos az EU területére/területén:

- behozni,
- tartani,
- tenyészteni,
- EU-n belül szállítani,
- forgalomba hozni,
- kereskedni vele,
- környezetbe kibocsátani.

A rendelet lehetővé teszi továbbá, hogy bármely tagállam, ha úgy ítéli meg, hogy a területén a listán még nem szereplő, de potenciálisan ilyen veszélyeket hordozó faj jelenik meg, azzal szemben ugyanezeket az intézkedéseket azonnal foganatosítsa. Az intézkedés után 24 hónapon belül köteles elkészíteni a teljeskörű kockázatelemzést és ezt követően, ha

indokolt, a faj felkerül a rendelet jegyzékére. A tagállamok elkészíthetik azon fajok jegyzékét is, melyek az EU szintjén nem igényelnek beavatkozást, de a tagállam területén igen (ilyen lehet például az EU több országában őshonos faj, így a süllő (*Sander lucioperca* LINNAEUS, 1758) is Nagy-Britanniában). Az EU e jegyzékeket, illetve az azon szereplő fajokkal kapcsolatos intézkedéseket összehangolja.

Az uniós szintű beavatkozást igénylő fajok esetében a tagállamok a jegyzék kihirdetését követő 18 hónapon belül elemzést készítenek a terjedési útvonalakról, majd három éven belül cselekvési tervet dolgoznak ki ezen útvonalakra. A rendelet előírja továbbá az IAS tekintetében a teljeskörű felügyeleti és hatósági ellenőrzési rendszer kialakítását, amely képes az esetleges fertőzés korai észlelésére (amelyről haladéktalanul értesíti a Bizottságot), a megtelepedés kivédésére és a faj gyors kiirtására az érintett területen (a kiirtási kötelezettség alól igen kevés esetben lehet felmentést kérni). A jegyzékben szereplő és már széles körben elterjedt fajok esetében a tagállamoknak a jegyzék elfogadását követően 18 hónapon belül kezelési intézkedéseket kell foganatosítaniuk, melyekkel az ilyen fajok hatása költséghatékonyan és a kockázatokkal arányosan csökkenthető. A folyamat hatékonyságát egy felügyeleti és hatósági feladatokat ellátó szervezetnek kell ellenőrizni. Az IAS állománycsökkentésével párhuzamosan a rendelet értelmében törekedni kell az őshonos életközösségek megerősítésére is, hogy későbbi hasonló hatásokkal szemben ellenállóbbak legyenek.

Magyarország a fenti szabályokat átvette és jogrendjébe illesztette. Ki kell azonban emelnünk, hogy mind a 2013. évi CII. törvény a halgazdálkodásról és a hal védelméről, mind a Vidékfejlesztési Minisztérium 33/2013. (XII. 29.) VM rendelete a halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról kiemelten kezeli az inváziós halfajok jelenlétét, és állományuk visszaszorítását a halászatra jogosultak feladatául rója. Ennek eszközeként ezekre a fajokra nem hogy nem határoz meg maximális fogási korlátot, de visszahelyezésüket a vízbe szigorúan tiltja (a részletes fajlistát lásd később).

Az itt bemutatott európai gyakorlathoz nagyon hasonló stratégia alapján szabályozza az inváziós fajok kezelését az USA, Kanada és Ausztrália is (West et al., 2007).

2.2 A magyar halfauna és az inváziós halfajok helyzete Magyarországon

A hazai halfauna leírása több évszázados történetre tekint vissza. Az első feljegyzések elsősorban a fogott hal mennyiségéről szólnak, de Bél Mátyás 1730 körül készült kézirata, a Tractatus de re rustica Hungarorum már harmincnál több jól azonosítható halfajt ismertet

(Deák, 1984). Heckel és Kner (1858) művében már 68 halfajt ír le, míg Herman Ottó (1887) A Magyar Halászat Könyvében 66 halfajról számol be. Berinkey (1966) 74 halfajt említ, míg Pintér Károly 1989-ben először, majd 2002-ben másodszor, javított formában kiadott Magyarország halai című könyvében 78 fajt mutat be. Harka és Sallai (2004) 90 faj részletes leírásával adja a magyar természetes vizekben valaha feltűnt halfajoknak a legteljesebb felsorolását, ám a szerzők is jelzik, hogy ezek egy része már valószínűleg kihalt Magyarországon – például a dunai nagyhering (*Alosa pontica* EICHWALD, 1838). Mások a mai Magyarország területén nem fordultak elő: például a cifra kölönte (*Cottus poecilopus* HECKEL, 1837), de a szerzők szerint történelmileg részei a magyar halfaunának. Megemlítenek továbbá olyan fajokat is, melyek ugyan nem részei a magyar halfaunának, de zárt rendszerben tartják őket, így időlegesen feltűnhetnek egyes vizekben – ilyen az afrikai harcsa (*Clarias gariepinus* BURCHELL, 1822). Halasi Kovács és Harka (2012) áttekintő cikkében 86 fajról állítja, hogy a cikk írásakor előfordulnak Magyarországon, ebből 5 faj szűkebb értelemben endemikus (csak a Duna vízgyűjtőjén fordul elő), míg 7 faj tágabb érdelemben endemikus (elterjedési centruma a Duna vízgyűjtője, azonban természetes populációi jelenleg más vízgyűjtőkben is megtalálhatók), míg 14 betelepített, 2 közvetlenül behurcolt, 7 közvetve behurcolt. Az elérhető tudományos eredmények alapján a Vidékfejlesztési Minisztérium rendeletében (2013) taxatíve felsorolja, mely fajokat tekinti ezek közül idegenhonos, invazív halfajnak (ld. 2. táblázat).

2. táblázat Idegenhonos, invazív halfajok Magyarországon a Vidékfejlesztési Minisztérium (2013) rendelete alapján

Magyar név	Tudományos név
razbóra	*Pseudorasbora parva*
ezüstkárász	*Carassius gibelio*
busa	*Hypophthalmichtys* sp.
törpeharcsa	*Ameiurus nebulosus*
fekete törpeharcsa	*Ameiurus melas*
naphal	*Lepomis gibbosus*
amurgéb	*Perccottus glenii*

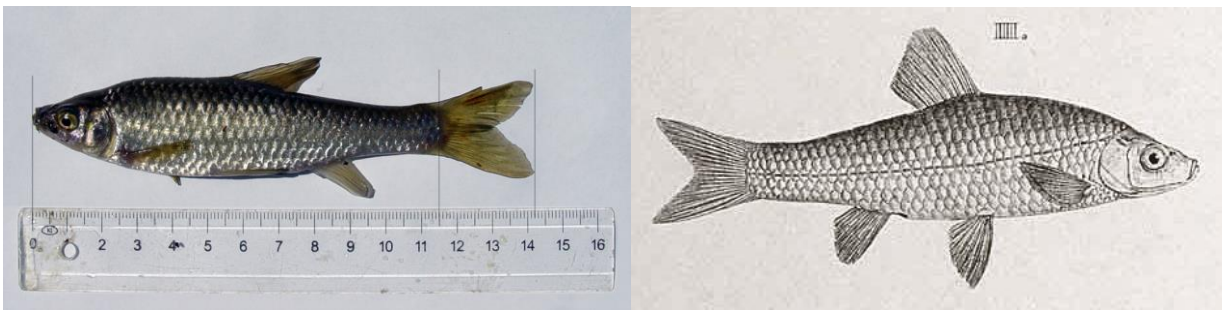
2.2.1 A kínai razbóra (*Pseudorasbora parva* TEMMINCK & SCHLEGEL, 1846) *általános leírása*

A fajt először a Philipp Franz Balthazar von Siebold szerkesztette „*Fauna Japonica*” című mű „Halak” kötetben írta le a leideni egyetem két kutatója: Coenraad Jacob Temminck és Hermann Schlegel 1846-ban (1. ábra).

A kínai razbóra a sugarasúszójú halak osztályába (Actinopterygii), a pontyalakúak (Cypriniformes) rendjébe, a pontyfélék családjába (Cyprinidae) és a *Pseudorasbora* nembe tartozik (Kottelat & Freihof, 2007).

A kínai razbóra teste megnyúlt, oldalról kissé lapított, szája kicsi, felsőállású (Györe, 1995). Úszóképlete: D III/7 (8), A II-III/6, P I/11-12, V I/6 (Bănărescu, 1999).

Színe évközben mindkét nemnél ezüstös, az oldalvonal mentén húzódó mintázattal, amely különösen a fiatal állatok esetében jellegzetes. Az ívási időszakban azonban jelentős különbségek figyelhetők meg az ivarok között: a tejesek sötét színűek, majdnem feketék, az oldaluk lilán irizáló. Az ikrások világosabbak, a test színe sárgászöld árnyalatú. A hímek esetében továbbá jellegzetes nászkiütések figyelhetők meg (Pintér, 2002). A garatfogak egy sorban helyezkednek el és mind a jobb-, mind a baloldali garatíven 5-5 fog található (Pintér, 2002). A halak maximális testméretét illetően jelentős eltérésről számolnak be a különböző szerzők. Bânârescu (1999) romániai vizsgálatai szerint a tejesek maximális standard testhossza nem éri el a 9 cm-t (89,6 mm), az ikrásoké a 8 cm-t (73 mm), ezzel szemben a kínai szerzők szerint ez az érték meghaladhatja a 10 cm-t is (Yue, 1998). Több szerző jelzi, hogy ivari dimorfizmus figyelhető meg nemcsak a színezet, de a testméret tekintetében is: a hímek nagyobbak, mint a nőstények (Gozlan et al., 2010; Záhorská et al., 2009).



1. ábra Kínai razbóra (Béres Tibor felvétele), illetve az eredeti leíráshoz készült ábra (von Siebold, 1846)

Elterjedés

A faj őshazája Kelet-Ázsia. Bănărescu (1999) és Pintér (2002) szerint a kínai razbóra széles körben elterjedt az Amur-folyó vízrendszerétől Kína déli részéig, valamint a Koreai-félsziget, Japán és Tajvan területén. A faj őshazájában több alfajt írták le. Azt, hogy Európába melyik alfajt hurcolták be, egyelőre vitatott (Bânârescu, 1999). Az első egyedek valószínűleg az erről a területről származó növényevő halakkal (amur, busafajok) együtt, véletlenül érkeztek Közép-Ázsiába, Európába és Észak-Afrikába. Első európai előfordulását 1961-ben Romániában regisztrálták (Bânârescu, 1964), majd ezt követően a faj természetes úton és a véletlen telepítéseknek köszönhetően meghódította Európát. Napjainkra elérte Hollandiát (Pollux & Korosi, 2006), Nagy-Britanniát (Pinder & Gozlan, 2003) és az Ibériai-félszigetet (Caiola & de Sostoa, 2002), valamint Törökország kisázsiai részét (Wildekamp et al., 1997). Északi elterjedését az korlátozza, hogy szaporodásához legalább öt hónapon keresztül 10 °C feletti vízhőmérséklete van szüksége (Gozlan, 2011). Hazánkban 1963-ban figyelték meg először a jelenlétét, Molnár (1967) a paksi halgazdaságban lelt fel egy példányt. Nagy tömegben először Biharugrán találták meg 1967-ben, feltételezhető, hogy ide Romániából, természetes úton érkezett, mivel ez a gazdaság nem tenyésztett Kínából származó növényevő halfajokat. A 70-es években rohamos ütemben hódította meg az egész országot, így napjainkra a lassabb folyó- és állóvizeinkben igen széles körben elterjedt (Harka & Sallai, 2004).

Ökológiai igény, táplálkozásökológia

Ez a kistestű halfaj igen ellenálló, jól viseli a kontinentális klíma szélsőségeit. A hazai vizekben sikeresen áttelel és időszakosan a közel 40 °C-ot is elviseli. Jól tűri az oxigénhiányt is (Adamek et al., 1996). Az ivadék első táplálékát kisebb kerekesférgek alkotják. A későbbi táplálékukat illetően a szakirodalmi adatok némileg ellentmondásosak. Okada (1960) szerint a razbóra főként planktonevő, idősebb korában is elsősorban kistestű rákokat fogyaszt. Declerck és munkatársai (2002) arról számolnak be, hogy belgiumi tavakban a razbóra két táplálékbázist hasznosított előszeretettel: a fiatal egyedek elsősorban planktonrákokat fogyasztottak, míg az adult példányok az árvaszúnyog-lárvákat. Hasonló táplálékpreferenciáról számolnak be kínai kutatók is (Xie et al., 2000). Orosz és cseh kutatók viszont azt állítják, hogy a razbóra táplálékában igen jelentős részben lelhető fel szerves törmelék (detritusz) is, egyes esetekben akár az előbéltartalom 100%-át ez a táplálék tette ki (Adamek et al., 1996). A szélesebb körű vizsgálatok azt mutatják, hogy a faj a fenti táplálékok szinte mindegyikét hasznosítja a rendelkezésre álló kínálat függvényében (Adamek &

Siddiqui, 1997; Rosecchi et al., 1993; Wolfram-Wais et al., 1999; Hliwa et al., 2002), sőt, nagy halsűrűség esetén még a nagytestű halak parazitájaként is viselkedhet (Adamek et al., 1996). Opportunista táplálékfogyasztása miatt nagyon komoly táplálékkonkurense lehet a pontynak, ivadék-, növendék-, sőt áruhalnevelés esetén is (Musil et al., 2014), valamint nagy egyedsűrűségben más halak lárváit és ikráit is elfogyasztja (Billard, 1997).

2.3 A halak szaporodásbiológája

Jelen fejezetben terjedelmi korlátok miatt a halak szaporodásbiológiájának csak egy kis részét tekintjük át. A halakra kizárólag az ivaros szaporodás jellemző. A szaporodási rendszer hatékony működéséhez nemcsak az egész szervezet megfelelő működésére, de az optimálishoz közeli külső feltételekre is szükség van. Ha ezek közül a tényezők közül valamelyik nem adott, annak az első jele általában a szaporodásbiológiai folyamatok leállása lesz. A halak változó testhőmérsékletű (poikilotherm) állatok, tehát életműködésük sebességét, többek között a szaporodási szervek működését is, elsősorban a környezet hőmérséklete befolyásolja (Brett, 1956). A különböző halfajok életstratégiájuknak megfelelően igen eltérő korukban érik el az ivarérettséget. Míg a kistestű, főleg trópusi, „r” stratégiát követő fajok néhány hónap alatt ivarérettek lehetnek, addig a nagytermetű, „K”-stratégista tok- és cápafajok igen későn kezdenek szaporodni. A zebradánió (*Danio rerio* HAMILTON, 1822) esetében ez a folyamat alig három hónap (Singleman & Holtzman, 2014), míg a cetcápa (*Rhincodon typus* SMITH, 1829) esetében 30 év (Taylor, 1996). Az ivarérettséghez szükséges idő hosszán túl az ívás gyakorisága is igen eltérő lehet. Míg egyes fajok folyamatosan ívnak egész évben (zebradánió), addig mások egy szaporodási időszakon belül többször raknak ikrát – pl. a karikakeszeg (*Blicca bjoerkna* L., 1758) –, vagy évente csak egyszer ikráznak – pl. balin (*Aspius aspius* L., 1758). Olyan fajok is ismertek, amelyek egész életükben egyszer szaporodnak (szemelpár fajok): például a csendes-óceáni lazacok és az angolna (*Anguilla anguilla* L., 1758). Ahhoz, hogy egy faj esetében pontosan fel tudjuk tárni, melyik szaporodási stratégiát követi, meg kell ismerni az ivarszervekben zajló folyamatokat. Ezek mennyiségi és minőségi változásaiból következtethetünk az utódok várható számára, és ezáltal a populációváltozás dinamikájára is (Szabó, 2000).

A petesejtek fejlődése: Oogenezis-vitellogenezis

Szaporodási fázis

Az ivarszervek kialakulásakor két fő sejttípust különíthetünk el: a diploid testi sejteket, amelyek a szöveteket építik fel, valamint a haploid ivarsejteket termelő germinális redő

sejtjeit. Az ősivarsejtek kétféle módon képesek továbbfejlődni: részt vehetnek az oogenezisben, valamint a spermatogenezisben is (Bruslé, 1980). Nőivar esetében az ősivarsejtek egy felkészülési fázist követően oogóniumokká alakulnak át (Wootton & Smith, 2014). Mivel a szaporodási fázis lényegében az állatok egész életében előfordulhat, így a petesejtek száma elméletileg korlátlan. Kivételt ez alól csak az egyszer ívó fajok képeznek (egyes lazacfajok, európai angolna, stb.), amelyeknél az oogonális fázis egyszer, szinkronizáltan zajlik (McMillan, 2007).

A szaporodási fázis végével megkezdődik a petesejtek plazmájának egyenletes növekedése, a protoplazmatikus szakasz.

Növekedési fázis

Az oocyták a későbbiek során a sejtalkotók növekedése és elsősorban a tartaléktápanyagok berakódása eredményeként már csak méretükben növekednek (Wallace & Selman, 1981; Guraya, 1986; Selman et al., 1993). A folyamat négy jól elkülöníthető szakaszra oszlik (Selman & Wallace, 1989).

I. szakasz

Amikor az oogóniumok leválnak, a fiatal fejlődő petesejtet két sejtréteg növi körbe. Az oocytával együtt ez a két réteg alkotja az ovariális follikulust (Nagahama et al., 1995). Ebben az állapotban a fiatal petesejt neve primer oocyta, az őt körülvevő hártyával együtt pedig primer follikulus. Ebben a fázisban a magban igen intenzív folyamatok zajlanak (Nagahama, 1997).

II. szakasz

Ebben a szakaszban még nem jutnak szikelőanyagok az oocytába, ezért ezt az állapotot pre-vitellogenetikus stádiumnak nevezzük (Le Menn & Burzawa-Gerard, 1985). A sejtmagban zajló folyamatok mellett az oocyta mérete is folyamatosan növekszik. A valódi csontos halakban a 10-20 µm-es oocyta-átmérő átlagosan 100-200 µm-re növekszik. Ez a növekedés elsősorban az RNS- és fehérjeszintézis eredményének tudható be. Fontos folyamat továbbá a granulosa-sejtek és az oocyta közötti kapcsolat intenzívebbé válása. A szakasz végén az oocyta minden szükséges sejtorganellumot és molekulát tartalmaz, amelyek nélkülözhetetlenek a vitellogenezis alatti endocitotikus és exocitotikus folyamatokhoz (Selman & Wallace, 1989). E két szakaszt a továbbiakban *protoplazmás szakasznak* hívjuk.

III./a szakasz

Ebben az alszakaszban jelenik meg először a vitellogenin az oocyta plazmájában (Breton et al., 1983). A szakasz legjellemzőbb mozzanata mégsem ez, hanem a kortikális alveolusok megjelenése. Ezek a Golgi-készülékek közelében elhelyezkedő különböző méretű, szénhidrátokat és fehérjéket tartalmazó, lipid jellegű membránnal határolt hólyagocskák (Selman & Wallace, 1989). Az alveolusok kezdetben gyűrűszerűen, a citoplazma sejtmag körüli részén helyezkednek el, majd folyamatosan egyre nagyobb területet foglalnak el, míg végül teljesen kitöltik a rendelkezésre álló teret. A későbbiekben ezt a két fázist *gyűrűs*, illetve *teljes vakuolizációnk* nevezzük. A vakuólumok legfontosabb szerepe, hogy az ikra aktivációjakor fuzionálnak a sejthártyával és a kortikális reakció során glikoprotein-tartalmuk exocitózissal az oocyta felszínére (a későbbiekben kialakuló perivitellináris térbe) kerül (Selman et al., 1988; Selman & Wallace, 1989; Nagahama et al., 1995).

III./b szakasz

A szik berakódása már a kortikális alveolusok szintézisével egy időben megkezdődik, de mennyisége olyan alacsony, hogy csak speciális módszerekkel detektálható (Perazzollo et al., 1999). Ezzel párhuzamosan a leendő szik további fontos alkotóelemei, a lipidek is megjelennek az ooplazmában. Utóbbiak mennyisége halfajonként igen eltérő lehet (Malone & Hisaoka, 1963). Ezen anyagok együttesen az érett petesejt száraz tömegének akár a 80-90%-át is kitehetik, beépülésükkel megkezdődik a sejt gyors méretbeli növekedése. A vitellogenin beépülésének folyamata szövettani vizsgálatokkal jól nyomonkövethető (Abraham et al., 1982; Selman & Wallace, 1989). A vitellogenezis nagyban függ a halfajok fejlődési típusától is. A szivárványos pisztrángnál és sok más lazacfélénél az oocyták a vitellogenezis fázisában 9 vagy több hónapig maradhatnak. Ezzel ellentétben az egy ívási időszakban többször ívó halfajoknál (így a kínai razbóránál) ez az időszak néhány hétre, egyes fajoknál akár néhány napra is rövidülhet (Lefler, 2010). A vitellogenezis végére a szikszemcsék az oocyta belső terét szinte teljesen kitöltik, miközben a kortikális vezikulumok a zona radiata alá szorulnak és létrehozzák a kortikális réteget. Befejezett szikképződés esetén az ovulációra érett ovocyták hosszú ideig egyensúlyi, nyugalmi állapotban maradnak. Ha a környezeti feltételek kedvezőtlen irányba változnak, a petesejtek felszívódhatnak (Nagahama et al., 1995).

IV. szakasz

Végső oocyta-érés

A végső oocyta-érés kezdetekor az oocyta sejtmagja elmozdul a mikropyle felé, valamint a szikszemcsék fuzionálnak a lipidcsepekkel, létrehozva egy folyékony szikanyagot az oocyta vegetatív pólusán (Kagawa, 2013). Egyes fajoknál (pl. Percidae) a folyamat egyetlen, a sejt közepén elhelyezkedő, fénylő csepp kialakulásához vezet, míg más csoportoknál (pl. Salmonidae) az összeolvadás kisebb mértékű, az ovulációt követően az ikrában számos apró lipidcsepp figyelhető meg (Nagahama et al., 1995). Ez az összeolvadási folyamat fontos indikátora lehet a végső érésnek. Az ivarsejtek fejlődése szempontjából a hőmérsékleten kívül (elsősorban a szikanyagok mennyiségi felhalmozásának idején) a halak táplálékellátottsága is döntő tényező, továbbá a vízben oldott oxigén szintjének is (különösképpen az előrehaladott vitellogenezis állapotában) meghatározó szerepe lehet. Elsősorban az oxigénhiánynak tulajdonítható az ivarsejtek sokszor tömeges méretű felszívódása (atresia, túlérés) (Kagawa, 2013).

Az ovulációt követő regenerációs időszak

A petefészek regenerálódása során a petefészekben található érett, de fel nem szakadt petetokok, a levált ikrák felszívódnak. A petefészekben nem történnek építő folyamatok, annak ellenére sem, hogy a leívott halak intenzív táplálkozásba kezdenek és feltöltik tápanyagdepóikat. Ezek a depók az oogenezis utolsó szakaszában ürülnek ki. Ennek oka, hogy a vitellogenezis energia- és tápanyagigénye olyan nagy, hogy a szintézis legintenzívebb időszakában a halak táplálkozása nem tudja fedezni az igényeket, így a szükséges pluszt a tápanyagdepók biztosítják (Bromage & Cumaranatunga, 1988).

A petefejlődés típusai

A valódi csontoshalak petefejlődésük alapján három csoportba sorolhatók (Nagahama et al., 1995)*:*

- Egyes anadróm pisztrángfélék (csendes-óceáni lazacfajok) és a katadróm angolnák életükben csak egyszer ívnak, majd az ívás után elpusztulnak. Az ívási ciklus során az ováriumot felépítő petesejtek mindig azonos fejlődési stádiumban vannak, tehát az oocyták fejlődése szinkronizált.
- A második csoportba tartozó fajok petefészkében két vagy több olyan oocyta-sejtcsoport van jelen egyidejűleg, amelyek eltérő fejlődési stádiumban vannak. Az

ikrások fajtól és környezeti körülményektől függően egy vagy több alkalommal ovulálnak és ívnak a szaporodási időszakban.

- A harmadik csoportba tartozó fajok petefejlődése aszinkronizált. Az ováriumot felépítő oocyták különböző fejlődési stádiumban vannak. Az azonos vagy hasonló stádiumban lévő oocyták nem képeznek jól megkülönböztethető csoportokat a petefészken belül. A viszonylag hosszú szaporodási időszak alatt az ikrások meghatározott időközönként ovulálnak és ívnak. Ennek megfelelően a 17-β-ösztradiol-koncentráció ingadozik az ívási időszakban. Ezt a csoportot képviselik többek között az ökle- *(Rhodeus-)* fajok, illetve a kínai razbóra.

Az ivarszervek növekedése, a gonado-szomatikus-index (GSI) alakulása

Az ivarszervek fejlettségének mérésére (kiemelten a petefészek változásának detektálására) kiválóan alkalmas az ún. *GSI (Gonado-Szomatikus Index)*, amely a petefészek tömegét viszonyítja a hal teljes testtömegéhez, annak százalékában kifejezve.

$$\text{GSI (\%)} = 100 * \frac{\text{Petefészek tömege}}{\text{Testtömeg}}$$

A GSI értéke 0 és 40% között változik fajtól és ivari ciklustól függően. Természetesen a legmagasabb értéket a GSI az ívást közvetlenül megelőző időszakban éri el. A halakban a szaporodás intenzív anyagcserét igényel. Az ívási időszakban az egyszer ívó halfajoknál a GSI értéke általában 18-25% között változik, de bizonyos fajok esetében akár a 40%-ot is meghaladhatja. A többször ívó fajok esetében a GSI rendszerint kisebb (8-14%), mert az oocyták érésének folyamata elhúzódóbb és kiegyenlítettebb. Azoknál a fajoknál, ahol az ívási időszak több hónapig is eltart (aszinkron petefejlődés), a GSI értéke 2-10% között ingadozik (Hsiao et al., 1994).

Fekunditási mutatók

A halak szaporodási képességét a különböző szerzők eltérően definiálják, a fellelhető adatok esetében sem minden esetben egyértelmű, hogy melyik szerző melyik nevezéktant használja. A leggyakrabban alkalmazott paraméter az **abszolút fekunditás:** ez a petefészekben található összes oocyta számát (Froese & Pauly, 2015; Hliwa & Martyniak, 2002) vagy más szerzők esetében a petefészekben található összes, legalább szikberakódás állapotában lévő oociták számát jelenti (Hunter et al., 1992). A **relatív fekunditás** az abszolút fekunditás testtömeg-grammra vagy -kilogrammra vetített része (Witthames et al.,

2009). Végezetül egyes szerzők elkülönítenek **valódi abszolút fekunditást** is, ami a petefészekben található, az adott szaporodási szezonban lerakható összes ikra száma (Záhorská et al., 2014).

2.3.1 A kínai razbóra szaporodásbiológiája

A faj sikerének a más, hazai halfajainknál ritkán tapasztalható speciális szaporodási stratégia lehet az alapja.

Az ivarérettséget igen hamar eléri. Mind eredeti élőhelyén, az Amur-folyó medencéjében, Kelet-Kínában és Japánban, mind az újonnan kolonizált európai területeken az 1+-os egyedek már részt vesznek a szaporodásban (Bănărescu, 1999; Pinder & Gozlan, 2003; Adamek et al., 1996). Ráadásul a jelenség mind a tejesek, mind az ikrások esetében ebben a korai életkorban következik be (további adatok az ivarérésről a 3. táblázatban találhatóak).

Zhu & munkatársai (2014) mesterséges körülmények között, 23 °C-on vizsgálták az októberben begyűjtött azévi razbóraivadék ivarérését, eltérő megvilágítás mellett. Az eredmények azt mutatták, hogy hosszú megvilágítás mellett (legalább 16 óra) nő a halak táplálékfelvétele, gyorsabban nőnek, valamint az oocyták átmérőjének vizsgálata, illetve a szövettani metszetek képe alapján két hónap alatt elérik az ivarérettséget.

A szaporodási időszak a faj igen széles elterjedési területén némileg eltérő módon alakul, de minden esetben több hónapot ölel fel. Japánban május-júniusban, az Amur medencéjében és Koreában májustól augusztusig, Romániában áprilistól júniusig, míg Csehországban március közepétől június végéig zajlik (Bănărescu, 1964; Bănărescu, 1999; Pinder & Gozlan, 2003; Adamek et al., 1996; Okada, 1960). Japánban egyetlen ikrás akár tíznél több részletben is ívhat, míg ez Európában jellemzően 3-4 alkalomra korlátozódik (Bănărescu, 1999).

Az aljzathoz erősen tapadó ikraszemek sárgák, méretük 2-2,5 mm (Bănărescu, 1999; Makajeva & Zaki-Mochamed, 1982). A tejes gondosan őrzi a fészket, melyet növények szára, puhatestűek háza, stb. alkot. Védelmezi az ikrafogyasztó állatoktól, rendszeresen eltávolítja a fészekből a szennyeződéseket és a penészes ikrákat (Okada, 1960). A faj a lito-fitofil szaporodási guildbe tartozik (Baruš et al., 1984). A fészek jellegzetessége, hogy 4-10 ikraszem összetapadva kis csomagokat alkot. Egy-egy fészekben 57-560 ikraszem található. Katano & Maekawa (1997) vizsgálatai azt mutatták, hogy az akváriumban megfigyelt 63 ikrásból 19 nem szaporodott, a fennmaradó 44 állat viszont 1-14 alkalommal ikrázott és 167-6285 ikrát rakott. Bănărescu (1999) összefoglaló művében ennél lényegesen szűkebb tartományba eső abszolút fekunditásról számol be irodalmi adatok alapján. Így a Duna

vízgyűjtőjén ez a szám 610-3200, a Dnyeper mentén 800-4200, míg Romániában 1, 2 illetve a 3 nyaras halak esetében 839-1520, 949-1539 és 1760-2816 volt az érték.

A kínai razbóra ivari ciklusával természetes körülmények között részletesen két kutatócsoport foglakozott. Asahina et al. (1990) Japánban vizsgálták egy éven keresztül egy populáción a GSI változásait, illetve szövettani metszeteket is készítettek a változások detektálásra. Záhorská és munkatársai (Záhorská & Kováč, 2009; Záhorská et al., 2009; Záhorská et al., 2013a; Záhorská et al., 2014; Záhorská & Kováč, 2013) szlovák és lengyel vízterületeken vizsgálták a faj fekunditását, a GSI változásait és az oocyta-átmérőket.

Asahina és munkatársai (1990) Japánban, a Tama folyóban egy éven keresztül gyűjtöttek kínai razbórákat minden hónapban. 20-20 tejes illetve ikrás egyed esetében vizsgálták a GSI-t és készítettek szövettani metszeteket az ivarszervből. Megállapították, hogy a hímek esetében a GSI márciustól indul erőteljes növekedésnek (0,8%) és júniusban éri el a maximumát (2%), ezt követően nagyon gyorsan csökken. Júliusban már alig 0,2% ez az érték, augusztusban láthatjuk a minimumot (0,1%), majd lassú növekedésnek indul és februárra éri el a 0,4%-ot. A szövettani vizsgálatok annyival egészítették ki a GSI-adatokat, hogy az aktív spermatogenezis március végén kezdődik és júliusban nagyon gyorsan ér véget. A legtöbb egyedben ekkor már csak spermatogóniumok találhatók, míg kisszámú egyed heréje még mindig nagy mennyiségben tartalmaz spermatozoákat is.

Nagyon hasonló folyamatokat észleltek a nőivarú egyedek esetében is. Itt is júniusban a legmagasabb az átlagos GSI (16%) és augusztusban a legalacsonyabb (2%), majd folyamatos növekedés mellett márciusra éri el a 4%-ot és kezd el intenzíven növekedni. Annyi eltérés azonban megfigyelhető a hímekhez képest, hogy júliusban a csökkenés némileg lassabb (GSI 8%). A szövettani metszetek szintén a hímeknél tapasztaltakhoz hasonló folyamatokat mutatnak. A lassú építő folyamatok a protoplazmás stádiumból indulva szeptembertől kezdődnek és februárra fejeződnek be. Ekkor megfigyelhető, hogy a mennyiségi növekedés lelassul, sőt meg is áll, majd márciustól a hőmérséklet emelkedésével megkezdődik a szikberakódás, így a GSI is növekedésnek indul. A szerzők fontosnak tartották megjegyezni, hogy a kínai razbóra ivari ciklusát szerintük a hőmérséklet és a megvilágítás változása együttesen szabályozza.

Ezen vizsgálatsorozaton kívül a kínai razbóra ivari folyamatait természetes, vagy ahhoz közeli körülmények között Záhorská és munkatársai vizsgálták (Záhorská & Kováč, 2009; Záhorská et al., 2009; Záhorská et al., 2013a; Záhorská et al., 2013b; Záhorská et al., 2014; Záhorská & Kováč, 2013).

Az első vizsgálatban (Záhorská et al., 2009) egy halastóban (Šúr tó, Szlovákia) ősszel, egy alkalommal gyűjtöttek adatokat. 143 egyed esetében mérték a halak hosszát, zsigerelt testtömegét, valamint a pikkelyek alapján meghatározták a halak korát. A fenti adatok alapján két modell segítségével leírták a halak növekedését. A vizsgálat megállapította, hogy a razbóra átlagos ivaréréskori testmérete igen kicsi az adott élőhelyen (ikrások esetében 29 mm, míg a tejeseknél 30 mm).

A második vizsgálatsorozatban (Záhorská & Kováč, 2009) ugyanebben a tóban vizsgálták az ívás előtt (április-május, n=137) és után (október-december, n=89) a kínai razbóra ikrások zsigerelt testtömegét, GSI értékét, az abszolút és relatív fekunditást és egyedenként 50 oocyta átmérőjét.

Az ívás előtti időszakban az átlagos GSI-érték 14,2 volt (minimum: 0,45, maximum: 40,4), az ívás után 3,68 (minimum: 0,24, maximum: 8,25). Az abszolút fekunditás tekintetében az ívás előtti időszakban az oocyták száma átlagosan 1106 (121-7140), míg az ívás után 697 (252-1469) volt. Fontos megállapítás, hogy míg az ívás előtt az ikrás halak 82,5%-ban találtak oocytákat, addig az ívás után csak 34,8%-ukban. A szerzők azt is megfigyelték, hogy a petefészekből származó oocyták méretmegoszlása nem egyenletes: az ívás előtt a vizsgált halak 37,2%-ában az oocyták három, 38,1% esetében két 24,7% esetében csak egy jól elkülöníthető méretcsoportba voltak sorolhatóak. Az ívás után ez a megoszlás 16,1%-16,1%-67,8% volt. A fenti adatok alapján a szerzők megállapítják, hogy a razbóra-ikrások igen kicsi méret mellett válhatnak ivaréretté (23,42 mm), az adott élőhely esetében a fekunditási értékek magasabbak, mint a többi citált irodalmi adatok esetében, illetve, hogy bár nem végeztek szövettani vizsgálatokat, de az eltérő méretű ooctyták a szakaszos ívással állhatnak összefüggésben.

A következő publikációban (Záhorská et al., 2013a) az ikrás halak ivari ciklusát tanulmányozták párhuzamosan egy természeteshez közeli állapotban lévő idős holtágon („A”), egy csatornában („B”) és egy halastó lecsapoló műtárgya után kialakult gödörben („C”). Az első a legkevésbé, míg a harmadik a legerősebben bolygatott élőhely. A három vízen a GSI értékei jelentősen különböztek egymástól. Az „A” élőhely esetében a japán vizsgálatokhoz hasonló lefutású volt a görbe: maximumát júniusban érte el, az átlag meghaladta a 17%-ot (a cikk a GSI értékét a zsigerelt testtömegre számolja, így csak becsülhető, hogy a teljes testtömegre számolt GSI ebben az esetben 15% körüli), majd augusztusban 1,5-2% körüli értékre esik és március elejére éri el újra a 3,5-4,5%-ot. A „B” élőhelyen ezek az értékek 15%, 2,5-3,4% illetve 3,3-5,2% voltak. A legbolygatottabb „C” élőhely esetében a GSI-értékek alig változtak: az ívási időszakban 5,1%, míg a későbbikben

2,8% majd 3,8 és 3,4% volt. Megállapították továbbá, hogy az abszolút fekunditás a „C” populációban volt a legmagasabb, míg az „A”-ban a legalacsonyabb, de a valódi, abszolút fekunditás tekintetében a sorrend fordított volt. A legbolygatottabb populáció esetében ráadásul a kisméretű ikrások (< 37 mm) csak kis hányada vett részt a szaporodásban, annak ellenére, hogy a legkisebb ivarérett ikrások mérete nem tért el a három élőhelyen (26,65 mm, 26,69 mm, illetve 26,40 mm). A megállapítást tovább árnyalja, hogy az „A” élőhelyen a vizsgálat második felében egy áradás olyan mértékű változást okozott, hogy a GSI értéke a következő évben jelentősen csökkent és a csúcsérték áprilisra esett, valamint megnőtt az abszolút fekunditás, illetve a csökkent az oocyták átlagos mérete (hasonlóan, mint az első vizsgálatsorozat „C” helyszínén).

Végezetül egy lengyel erőmű hűtőtavában több éven keresztül vizsgálták a GSI, a fekunditás és az oocyta-átmérők változásait és azt a megállapítást tették, hogy az invázió után a fekunditás csökken és az átlagos oocyta átmérő nő. A GSI értékei, annak ellenére, hogy a hőmérséklet egész évben meghaladta a 20 °C-ot, május-júniusban érték el a maximális szintet. A GSI legmagasabb értéke az első három évben 20% körül mozgott (ez a teljes testtömegre vetítve ~17%), míg később 10-8-5%-os értéket ért el, viszont ezekben az években egyetlen mintavétel történt, jellemzően a szaporodási időszak végén (például 2011-ben június 30-án), így előfordulhat, hogy már lezárult az ívási időszak, ezért ennek köszönhető az alacsony GSI-érték (Záhorská et al., 2013b; Záhorská et al., 2014).

2.4 Populációbiológiai paraméterek vizsgálata halaknál

A halpopulációnak vizsgálata elsősorban a populáció egyes egyedeinek vizsgálatán alapszik. Az egyes egyedek száma, növekedése, mortalitása azonban sokszor nehezebben vizsgálható, mint a nagytestű emlős- és madárfajoknál. Ennek oka elsősorban a vízi környezet, illetve az, hogy a halak nem, vagy csak részben láthatóak. Különösen igaz ez a kistestű fajokra és a zavaros, vagy dús növényzetű vizekben élőkre. A paraméterek többsége ráadásul csak a halak kézbevételével mérhető. A legbiztosabb módszer az összes állat vizsgálata, mérése, megszámlálása (teljes cenzus). Ez a módszer elsősorban halastavakon, kisebb vízterületeken, speciális esetekben történhet (Backiel & Welcomme, 1980). Ennél sokkal gyakoribb, hogy mintákat veszünk, és ennek alapján következtetünk a populáció egyéb paramétereire (Bíró, 1993).

a

Mintavételezés

A mintavételezés során az egyik fő szempont az, hogy a mintavétel ne legyen szelektív, azaz a minta tulajdonságai megegyezzenek az alapsokasággal. Az elmúlt évtizedek kutatásai bebizonyították, hogy a halak esetében nincs olyan általános módszer, amely minden körülmények között eredményes és nem szelektív (Erős et al., 2008). Viszont adottak olyan módszerek, amelyek a speciális eseteket leszámítva megfelelnek az elvárásoknak. Ilyen lehet az elektromos halászgép, a kopoltyúháló és az emelőhálók (Erős et al., 2008; Morgan et al., 1988). Más módszerek, például az egyes varsák és csapdák már mutatnak szelektivitást, de bizonyos fajok, korosztályok vizsgálatára alkalmasak. Ilyenek az adult, vándorló halak megfigyelését lehetővé tévő csapdák (például angolnacsapdák), vagy a kistermetű, állóvízi fajok esetében a csellecsapdák (az angol szaknyelv minnow trapnek nevezi ezt az eszköztípust, magyar megfelelője nincs, így továbbiakban csellecsapdaként említem).

A szakirodalmi adatok (Hubert, 1996; Hubert & Fabrizio, 2007; Merilä et al., 2013; Merilä, 2012; Balcombe & Closs, 2000; Layman & Smith, 2001) alapján a csellecsapda előnyei az alábbiakban foglalhatók össze:

- sekély, növényzettel vagy akadályokkal telt vizekben is jól használható,
- egyszerűen kezelhető,
- kíméletes a halakhoz,
- a megfogott halakban a ragadozók (emlősök, halak, madarak) nem tesznek kárt, mert a csapda kisméretű szájnyílásán nem férnek be,
- nem érzékeny a zavarosságra és a vezetőképesség változására,
- az élőhely kismértékű zavarásával jár a használata,
- nem gázolható vízterekben is jól alkalmazható.

Vannak egyértelmű hátrányai is a módszernek:

- csak kistermetű halakra alkalmazható (a csapda szájnyílása limitálja a bejutó halak méretét),
- egyes, főleg nyíltvízi fajok elkerülik, tehát fajspecifikus,
- bizonyos fajok jelenléte torzíthatja a fogást (egyes területvédő halak kisajátíthatják a csapdát),
- a gyakran úszó fajok felülreprezentáltak.

Fontos, hogy mintavételezéskor figyelembe vegyük az alábbiakat:

- a fogási eredmények nagyon változók lehetnek, ezért lehetőleg minél több paramétert standardizáljunk (például a csapda színe igen fontos lehet),

- a módszer nagyon érzékeny a csapdák térbeli elhelyezkedésére, főleg azoknál a fajoknál melyek területhasználata nem egyenletes,
- a csapdázás sikeressége sok esetben függ a napszaktól,
- az egységnyi ráfordítással fogott halak száma (catch per unit effort: CPUE) és a terület abszolút egyedsűrűsége között nem mindig lineáris a kapcsolat, főleg ha több fajt is vizsgálunk. Így nehéz a fogási eredményekből az abszolút egyedsűrűségre következtetni.

A fentiek figyelembe vételével azonban vizsgálható a halak mikroélőhely választása csalizott csellecsapdákkal (Chisnall, 1996; Young et al. 2010; Trush et al., 2002; MacRae & Jackson, 2001)

A mintavételezés során leggyakrabban felvett paraméterek és azok összefüggései

Testhossz

A halak testhosszát jellemzően milliméterben mérik. Három eltérő mérés terjedt el a Világon:

Teljes testhossz (TL): a fej elülső csúcsától (az állkapcsok zártak) a farokúszó végső pontjáig mért távolság (a farokúszó természetes állásban áll).

Farokvilláig mért testhossz (FL) a fej elülső csúcsától a farokúszó középső sugarának végéig mért távolság.

Standard testhossz: a fej elülső csúcsától a farokúszó tövéig végéig mért távolság (Bíró, 1993).

Testtömeg

A halak esetében jellemzően teljes testtömeget mérünk, de egyes szerzők indokolt esetben a zsigerelt testtömeget közlik (Záhorská et al., 2009).

A testtömeg és testhossz összefüggése

A halak testtömegének és testhosszának összefüggésére elsősorban a kondíció és a növekedés típusának leírásához van szükség. Froese (2006) összefoglaló cikke alapján az alapösszefüggés: $W = a \cdot L^b$, ahol W a testtömeg, L a teljes testhossz, „a” a regressziós együttható, míg „b” a hatványkitevő. A testtömeget grammban, a hosszt ebben az esetben centiméterben mérik. A szerző bemutatja, hogy az ettől eltérő módszerrel mért testhosszúság (pl. standard testhossz, farokvilláig mért testhossz) vagy más mértékegységben felvett adatok miként konvertálhatóak. A kapott paraméterek segíthetnek az egyes populációk kondíciójának összehasonlításában is. Froese a tömeg-testhossz egyenletek paramétereit az alábbiak szerint javasolja felhasználni: a populáción belüli kondíció összehasonlításhoz a $K = W/a \cdot L^b$

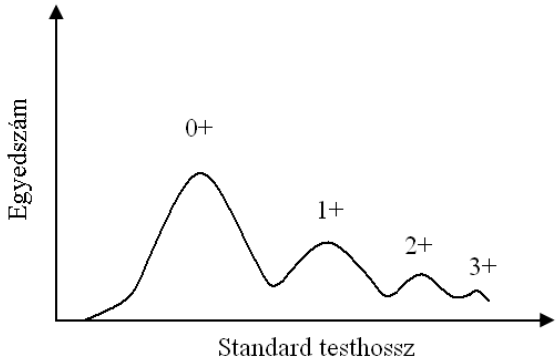
összefüggést ajánlja, ahol „K” a kondíció. Az egynél nagyobb értékek az átlagnál jobb, míg az egynél alacsonyabb értékek a rosszabb kondíciót jelzik. A kondíciók populációk közötti összehasonlításához a $W_{rm} = W/a_m \cdot L^{bm}$ egyenlet használatát ajánlja, amelyben „a_m” az irodalmi adatokban fellelhető regressziós együtthatók, míg „b_m” az irodalmi adatokban szereplő hatványkitevők számtani átlaga, „W_{rm}” a relatív átlagsúly, „W” a vizsgált populáció átlagtömege, míg „L” az átlagos hossza. A „W_{rm}” -t hasonlóképpen értékeljük, mint „K” -t.

Kor

A halpopulációk esetében is nagyon fontos szerepe van a korosztályok megoszlásának, így a halak kormeghatározása kardinális kérdés. A kormeghatározásra négy alapvető módszer létezik (Bíró, 1993):

- ismert korú halak vizsgálata,
- otolithokból és vázcsontokból történő kormeghatározás,
- testhosszúsági gyakoriságokon alapuló módszer,
- pikkelyekből történő kormeghatározás.

Vizsgálatainkban az utóbbi kettőt alkalmaztuk, így ezeket ismertetjük.



2. ábra Korcsoportok elkülönítésének lehetősége a testhossz-gyakoriság eloszlása alapján (Bíró, 1993)

A **testhosszúságon alapuló becslés** elsősorban nagy mintaszámok esetében működő módszer. A halak hosszának eloszlása egy korosztályon belül jellemzően normál eloszlást mutat (2. ábra). Mivel a legtöbb mérsékelt övi halfaj csak az év egy szakaszában ívik, így a fiatalabb korosztályoknál az egy kohortba tartozó állatok méretük alapján elkülöníthetők. A gyakorlati tapasztalat azonban azt mutatja, hogy a módszer csupán a fiatal korosztályok (0+, 1+) elkülönítésre alkalmas. Az idősebb korosztályok esetében ugyanis nagy az átfedés (Holdem & Rait, 1974).

A **pikkelyanalízisen** nyugvó kormeghatározás alapját az adja, hogy a halak a mérsékelt égövben nem egyenletesen nőnek. Ezt a periodicitást a pikkelyek növekedésében is megfigyelhetjük. Azokban a periódusokban, amelyekben a körülmények kedvezőtlenek, a halak lassabban nőnek, ekkor a pikkely anyagában sűrűbben figyelhetők meg a rétegek (a fák évgyűrűihez hasonlóan). Fontos azonban megjegyeznünk, hogy ennél a módszernél is előfordulnak zavaró tényezők. Az éhezés vagy ívás okozta stressz is visszavetheti a növekedést, ami ún. álévgyűrűk kialakuláshoz vezet. A kormeghatározáshoz az oldalvonal mentén, az operkulum mögött és hátúszó vonala előtt található ép pikkelyek a legalkalmasabbak. A minták elemzése fénymikroszkóp alatt történik (Bíró, 1993).

A fent bemutatott paramétereken kívül nagyszámú egyéb morfológia adat felvételezhető, de ezeket nem vizsgáltam, így itt nem ismertetem.

2.4.1 Populációbiológiai paraméterek vizsgálata kínai razbóránál

A kínai razbóra legfontosabb alapadatait már több országban felvételezték, ezeket a 3. táblázat tartalmazza.

3. táblázat A kínai razbóra növekedése és ivarérése az eltérő élőhelyeken

Élőhely	Nem	Ivarérés (év)	Az ivarérés-kori testhossz (mm)	Maximális kor	Ivararány tejes:ikrás	Hossz típusa	Hossz az adott életkorban (mm)					Forrás
							0+	1+	2+	3+	4+	
Jurský Šúr (Szlovákia)	tejes	1,1	30	4	1:2,9	SL	31	31	35	45	66	Záhorská et al., 2010
Jurský Šúr (Szlovákia)	ikrás	0,9	29	4		SL	25	32	34	34	68	Záhorská et al., 2010
Chľaba (Szlovákia)	ikrás		26,65			SL						Záhorská et al., 2013a
Jakubov (Szlovákia)	ikrás		26,69			SL						Záhorská et al., 2013a
Čičov (Szlovákia)	ikrás		26,40			SL						Záhorská et al., 2013a
Lichénskie tó (Lengyelország)	tejes		19,21			SL						Záhorská et al., 2013b
Lichénskie tó (Lengyelország)	ikrás		22,96			SL						Záhorská et al., 2013b
Chľaba (Szlovákia)	tejes					SL	33-49	50-77	79-90			Záhorská et al., 2013a
Chľaba (Szlovákia)	ikrás					SL	31-43	43-61				Záhorská et al., 2013a
Jurský Šúr (Szlovákia)	ikrás		23,42									Záhorská & Kovác, 2009
Canal du Fumemorte (Franciaország)	tejes	1,1		3	2,1:1	SL		44	53	61		Beyer, 2008
Canal du Fumemorte (Franciaország)	ikrás	1	46	2		SL		42	49			Beyer, 2008
Tadburn Lake stream (Egyesült Királyság)	tejes	1,7	45	4	1,9:1	SL		41	52	58	63	Beyer, 2008
Tadburn Lake stream (Egyesült Királyság)	ikrás	1	49	3		SL		38	50	59		Beyer, 2008
Ratherheath Tarn (Egyesült Királyság)	tejes	2	53	4	1:3	SL		27	47	52	57	Beyer, 2008
Ratherheath Tarn (Egyesült Királyság)	ikrás	1,8	46	4		SL		25	39	52	57	Beyer, 2008
Northwest England (top pond) (Egyesült Királyság)	tejes	1,7	37	4	1:2,2	SL						Britton & Davies, 2007
Northwest England (top pond) (Egyesült Királyság)	ikrás	1,8	38	4		SL						Britton & Davies, 2007
Northwest England (bottom pond) (Egyesült Királyság)	tejes	<1	38	2	1:2,4	SL						Britton & Davies, 2007

3. táblázat (folytatás) A kínai razbóra növekedése és ivarérése eltérő élőhelyeken

Élőhely	Nem	Ivarérés (év)	Az ivarérés-kori testhossz (mm)	Maximá-lis kor	Ivararány tejes:ikrás	Hossz típusa	Hossz az adott életkorban (mm)					Forrás
							0+	1+	2+	3+	4+	
Northwest England bottom pond) (Egyesült Királyság)	ikrás	<1	36	2		SL						Britton & Davies, 2007
Amur (Oroszország)						SL		47	61	71		Záhorská et al., 2010
Piteasca (Románia)						SL		65-75	76-85	86-96		Giurca & Angelescu, 1971
Sarıçay (Törökország)	tejes	1,3	60	4	1:0,7	TL		52	76	95	98	Akbas & Tarkan, 2012
Sarıçay (Törökország)	ikrás	1,8	64	4	-	TL		46	67	86	92	Akbas & Tarkan, 2012
Davuldere (Törökország)	tejes	0,8	29	4	1:0,4	TL		47	62	78	89	Akbas & Tarkan, 2012
Davuldere (Törökország)	ikrás	0,9	34	2	-	TL		44	59			Akbas & Tarkan, 2012
Kirazoğlu (Törökország)	tejes	1,7	50	3	1:0,7	TL		41	55	61		Akbas & Tarkan, 2012
Kirazoğlu (Törökország)	ikrás	1,3	43	3		TL		38	55	63		Akbas & Tarkan, 2012
Bayraktar (Törökország)	tejes	1,4	55	3	1:1,7	TL		46	63	73		Akbas & Tarkan, 2012
Bayraktar (Törökország)	ikrás	1,4	50	3		TL		43	57	67		Akbas & Tarkan, 2012
Ketenciler (Törökország)	tejes	0,8	39	2	1:2,5	TL		45	69			Akbas & Tarkan, 2012
Ketenciler (Törökország)	ikrás	1,1	42	3		TL		42	51	62		Akbas & Tarkan, 2012
Tahtali (Törökország)	tejes	1	45	2	1:0,3	TL		44	52			Akbas & Tarkan, 2012
Tahtali (Törökország)	ikrás	1	43	1		TL		44				Akbas & Tarkan, 2012
Mikri Crespa tó (Görögország)	tejes	1				FL	32	51,4	65,8	79		Rosecchi et al., 1993
Mikri Crespa tó (Görögország)	ikrás	1				FL	38,5	51,7	65			Rosecchi et al., 1993
Alma Gol (Iran)	tejes	2			2:01	TL		33,9	58,8	67	78,5	Patimar & Baensaf, 2011
Alma Gol (Iran)	ikrás	2				TL		32,6	53,2	56		Patimar & Baensaf, 2011

Az eddig felvételezett testhossz és testtömeg közötti összefüggéseket a 4. táblázat tartalmazza

4. táblázat A kínai razbóra testhossz és testtömeg kapcsolatát leíró egyenletek fontosabb paraméterei („n” = minták elemszáma, „a” = regressziós együttható, „b” = hatványkitevő, résztelesen ld. 2.4. fejezet)

Élőhely	n	A számítás alapját képező testhossz	Hossz és tömeg összefüggése		Forrás
			a	b	
Sirwan folyó (Irán)	30	TL	0,004	3,37	Hasankhani et al., 2014
Tarim folyó (Kína)	141	TL	0,0085	3,02	Huo et al., 2012
Ergis folyó (Kína)	8	TL	0,013	3,091	Huo et al., 2011
10 populáció átlaga (Egyesült Királyság)	1329	FL	0,0101	3,032	Britton & Davies, 2007
Szlovénia	138	TL	0,068	3,18	Marceta & Plibersek, 2014
Micri Crespa tó	105	TL	0,0472	2,117	Bobori et al., 2010
Micri Crespa tó	245	FL	0,000004	3,269	Rosecchi et al., 1993
Belgium	7815	TL	0,0066	3,204	Verreycken et al., 2011
Alma-Gol (Irán), tejes	56	TL	0,014	2,73	Patimar & Baensaf, 2011
Alma-Gol (Irán), ikrás	28	TL	0,01	2,93	Patimar & Baensaf, 2011
Irán	33	TL	0,0098	3,01	Esmaeili & Ebrahimi, 2006
A későbbiekben felhasznált átlag			0,018	3,023	

2.5 A halak területhasználatának vizsgálata

Az halak területhasználatának vizsgálata tekintélyes irodalommal rendelkezik. A vizsgált fajok köre igen tág: a tigriscápától (*Galeocerdo cuvier* PERON & LESUEUR, 1822) (Heithaus et al., 2002) a guppiig (*Poecilia reticulata* PETERS, 1859) terjed (Fraser & Gilliam, 1987). A legfontosabb tényezők az abiotikus paraméterek, az élőhely komplexitása, a táplálékkínálat és a ragadozók jelenléte, de a halak élőhelyválasztását akár a paraziták jelenléte is módosíthatja. Ezek alapján választanak élőhelyet és élőhelyfoltot (Poulin & Fitzgerald, 1989). A legtöbb vizsgálatot valószínűleg a ragadozó-préda-élőhelyfolt rendszer összefüggéseinek feltárására végezték. Az elvégzett megfigyelések azt mutatták, hogy a prédahalak területhasználata megváltozott ragadozó halak jelenlétében, akár a természetben végezték a megfigyeléseket (He & Kitchell, 1990), akár laboratóriumi körülmények között (Snickars et al., 2004). A legtöbb esetben a prédaállatok kerülték a búvóhely nélküli élőhelyfoltokat (Gotceitas, 1990), de van példa arra is, amikor a préda alkalmazkodva a ragadozó faj viselkedéséhez egyértelműen a nyílt vízterületet választotta (Savino & Stein, 2002). A területhasználatot nagyban módosítja a táplálékkínálat és a halak anyagcsere-intenzitása: az éhes halak nagyobb kockázatot vállalnak (Damsgard & Dill, 1998; Petterson & Brönmark, 1993). A kísérletek ugyanakkor rendre azt mutatták, hogy jelentős táplálék kínálatbeli különbség szükséges a kockázat vállalásához (Abrahams & Dill, 1989; Cerri & Fraser, 1983). Kísérletek bizonyították továbbá azt is, hogy a halak viselkedésére az is hatással van, hogy az eredeti élőhelyükön éltek-e ragadozók (Fraser & Gilliam, 1987).

A vizsgálati módszerek tekintetében igen széles a skála. A legegyszerűbbek a mesterséges környezetben elvégzett kísérletek: itt a természetes környezethez képes sokkal kevesebb módosító tényezővel kell számolni. Így egy-egy tényezőnek a halak területválasztására gyakorolt hatását önmagában lehet vizsgálni. A módszer előnye, hogy a halak a mesterséges beállításnak köszönhetően közvetlenül megfigyelhetőek, a területhasználat jól vizsgálható és leírható, az elvégzett kísérletek nagy ismétlésszámban elvégezhetőek, illetve jól reprodukálhatóak (Snickars et al., 2004). A módszer hátránya, hogy jellemzően csak kis és közepes termetű fajok esetén alkalmazható és a természetes környezet csak igen korlátozottan modellezhető bennük. Ennek oka, hogy egy kísérleti rendszerben nem építhető fel olyan összetett ökoszisztéma, amely komplexitásában elérné egy természetes élőhely szintjét. Az ilyen mesterséges rendszerek a legegyszerűbb elrendezésű, kisméretű akváriumoktól (Dugatkin et al., 1994), a mesterséges vízfolyásokon keresztül (Dill & Fraser, 1984) a több köbméteres medencékig (Savino & Stein, 2002) terjednek.

Egészen más megközelítést igényelnek a természetes vagy természetközeli élőhelyeken végzett megfigyelések. Itt egyrészt a megfigyelt halak viselkedését kell vizsgálni, másrészt fel

kell mérni a lehetséges módosító tényezőket is (táplálékkínálat, ragadozók jelenléte, abiotikus viszonyok, stb.). Ez utóbbi sok esetben csak részben tárható fel: például az omnivor fajok táplálékbázisa nehezen vizsgálható, vagy egyes esetekben az olyan, általában kisebb jelentőséggel bíró paraméterek is komoly hatást gyakorolhatnak a halak területhasználatára, mint például az áramlás heterogenitása (Prenda et al., 1997).

A természetes élőhelyeken a halak területhasználatának közvetlen megfigyelése gyakran akadályokba ütközik (zavaros víz, nagy kiterjedésű élőhelyek) ezért leggyakrabban két módszert alkalmaznak:

Ismert állatok mozgásának nyomon követése: ebben az esetben az állatok mozgásának vizsgálata elsősorban rádiótelemetriás eszközökkel (Rogers & White, 2007), vagy nagyobb termetű fajok esetében műholdas nyomkövető módszerekkel történik (Block et al., 1998). Amennyiben a jelölés a vizsgált faj esetében nem okoz viselkedésbeli változást, valamint nem változtatja meg a mortalitást, a módszer kiválóan alkalmas a térbeli elmozdulás detektálásra. A módszer hátránya, hogy költség- és munkaigényes, a jeladó csak bizonyos halméret fölött nem okoz viselkedésbeli változást, illetve a vízmélység nehezen határozható meg (speciális jeladó szükséges).

A halak egyedsűrűségének vizsgálata fogás-ráfordítás módszerrel (CPUE - catch per unit effort). A módszer alapja, hogy az egységnyi ráfordítással elért fogás/észlelés mennyisége és az állomány sűrűsége között összefüggés van (Gulland, 1969; He & Lodge, 1990). Ez az összefüggés azonban csak abban az esetben áll fenn, ha a fogásra/észlelésre felhasznált erőforrások standardizálhatóak. Tehát ennél a módszernél az adatok összehasonlíthatóságához egységesíteni kell a fogási módszert, a fogásra fordított időt és a fogási területet. A módszerhez használt eszközök és szempontok megegyeznek a „2.4 Populációbiológiai paraméterek vizsgálata halaknál” fejezetben leírtakkal.

A leggyakoribb módszer az elektromos halászeszköz (Beyer, 2008; Prenda et al., 1997), de csellecsapdával (Halpin, 2000), kerítőhálóval és több módszer kombinációjával is végezhetők ilyen vizsgálatok (Říha et al., 2014).

2.5.1 A razbóra területhasználatának vizsgálata

A razbóra viselkedését több szempontból vizsgálták már. Kutatók mesterséges környezetben elemezve bebizonyították, hogy a faj úszási és táplálkozási sebességét az abiotikus tényezők (pl. hőmérséklet, fény, zavarosság) mellett befolyásolja a jóllakottság, a préda sűrűsége és az élőhely strukturáltsága is (Asaeda et al., 2001; Asaeda et al., 2002; Priyadarshana et al., 2001; Priyadarshana & Asaeda, 2007).

Vizsgálták továbbá a razbórák ragadozó (pisztrángsügér) érzékelésére és az áramlásra adott fiziológiás válaszreakcióit is, laboratóriumi körülmények között (Sunardi & Manatunge, 2005; Sunardi et al. 2007). Azt állapították meg, hogy a razbóra akár a saját vészszagára (kínai razbórákból készített speciális oldat), akár a ragadozók látványára, akár a ragadozó halak szagára reagál: a metabolikus rátája és a respirációs együtthatója nő, míg az aktivitása jelentősen csökken. A kísérlet folytatásában egy mesterséges patakban (2 m * 0,6 m* 0,6 m), mikrohabitatokat hoztak létre (zátony: sekély víz, nagy áramlás sebesség, medence: mély víz, csekély áramlási sebesség) és vizsgálták a halak mikrohabitat-preferenciáját és mozgását. Megállapították, hogy míg a ragadozók hiányában a halak több, mint 95%-ban a medencét választották, addig a nappal aktív ragadozó hal jelenlétében napközben 100%-ban, míg éjszaka 65%-ban a zátonyt preferálták.

A mesterséges környezetben történt kutatásokon túlmenően kínai kutatók komplex vizsgálat keretében, eredeti elterjedési területén megfigyelték a razbóra egy halközösségen belüli térbeli és táplálkozásbiológiai preferenciáit (Ye et al., 2006). A vizsgált tavon három élőhelyfoltot különítettek el: kettőben submersz növények borították az aljazot (az elkülönítés alapja az eltérő domináns növényfajok voltak), míg a harmadiknál nem volt növényzetborítás. A mintát állított hálócsapdákkal gyűjtötték be. A kínai razbóra mindhárom élőhelyfolton nagyszámban fordult elő, élőhely-preferenciát nem tudtak kimutatni a szerzők.

Lengyel kutatók vizsgálták a faj területhasználatát újonnan meghódított területen (Kapusta et al., 2008). Egy lengyel hőerőmű nagykiterjedésű (147,6 ha) hűtőtavában a parti zónát mintázták 5 m hosszú, 0,8 m mély, 1 mm szembőségű húzóhálóval. Április és szeptember között öt alkalommal összesen hat mintavételi ponton vizsgálták a kínai razbórák számát. A CPUE adatokból arra következtettek, hogy az adott élőhelyen, ahol ragadozó halak igen kis számban fordultak elő, a razbóra a makrovegetáció együtt figyelhető meg a parti zónában.

Angol kutatók (Beyer et al., 2007; Beyer, 2008) egy patak életközösségében vizsgálták a razbórák élőhelyfolt-preferenciáját. A halakat elektromos halászgéppel gyűjtötték be, és 13 környezeti paramétert vizsgáltak a fogás helyszínén (vízmélység, áramlási sebesség, különböző aljzatok jelenléte, növényzet, árnyék, egyéb búvóhely, stb.). Ezeket a paramétereket, illetve a más fajhoz tartozó halegyedek jelenlétét vetették össze a razbóra előfordulásával. Az elemzés megállapította, hogy a kínai razbóra csak igen kismértékben kötődik az egyes élőhelyfoltokhoz, viszont annál inkább keresi más halfajok társaságát, beleérte a fakultatív ragadozó sebes pisztrángot (*Salmo trutta* L., 1758) és a domolykót (*Squalius cephalus* L., 1758). A patakban obligát ragadozó halfajok nem éltek.

Végezetül japán kutatók mesterséges öntözőcsatornákban (Onikura & Nakajima, 2013) vizsgálták a faj élőhelyfolt preferenciáját. Mérték az áramlás sebességét, a vízhőmérsékletet, az

oldott oxigén-tartalmat és a különböző növények borítottságát, de csak kevés esetben találtak statisztikailag igazolható összefüggést az egyes paraméterek és a razbórák előfordulási gyakorisága között. Így többek között a makrofita vegetáció sem játszik fontos szerepet a razbórák élőhelyfolt-választásában. Néhány esetben azt tapasztalták, hogy a fiatal halak elkerülik az áramlást, és mind a fiatal halak, mind az idősebb korosztályok kedvelik a melegebb vizet.

2.6 Molekuláris biológiai vizsgálatok halaknál

Az állatoknál is a dezoxiribonukleinsav (DNS) komplex állománya (genotípus) felelős – a környezeti tényezőkel együtt – a különböző megjelenő tulajdonságok kialakulásáért (fenotípus). Az egyes élőlények teljes DNS-készletét genomnak nevezzük. A genom vizsgálata a DNS felfedezése óta az egyik leggyorsabban fejlődő tudományterület. A ’60-as évektől már az öröklődés molekuláris biológiai hátterének populációszintű vizsgálata is megkezdődött (Lewontin & Hubby, 1966). Ezeknek a vizsgálatoknak a segítségével már nem csak egyes anyagcsere-, vagy fejlődésbiológia folyamatok érthetők meg, de fajok, alfajok, vagy populációk rokonsági fokáról, filogenetikai kapcsolatáról, genetikai heterogenitásáról is információkat szerezhetünk.

Ezek az információk hozzásegítenek minket egyrészt a korábbi, populációszintű folyamatok feltárásához, valamint további kezelési tervek kidolgozásához. Előbbire jó példa a tűzhal: az elvégzett vizsgálatok egyértelműen kimutatták, hogy nagy valószínűség szerint a faj sikeres megtelepedéséhez egyetlen, véletlen kibocsátás elegendő volt, mert az egész karibi térség ökoszisztémáját veszélyeztető invázió néhány nagyon közeli rokon egyedből indult ki (Freshwater et al., 2009). Utóbbi felhasználásnak sikeres példája a Szlovéniában endemikus márványpisztráng (*Salmo marmoratus* CUVIER, 1829), mely faj esetében a genetikai vizsgálatok segítettek megtalálni azokat a populációkat, melyeket nem érintett a sebes pisztránggal történő hibridizáció. A későbbiekben ezek a tiszta populációk jelentették a kiindulási pontját azoknak a szaporítási és kihelyezési programoknak, amelyek hatására a hibrid zónákban is jelentősen lehetett csökkenteni a sebes pisztrángok és hibridjeik jelenlétét (Fumagalli et al., 2002), illetve sikerült olyan tiszta populációkat létrehozni, amelyek biztosíthatják a faj fennmaradását (Horváth et al., 2012).

Ahhoz, hogy ezeket a populációk szintjén is megjelenő genetikai eltéréseket vizsgálni tudjuk, az egyedek szintjén, olyan jelző DNS-szakaszokra van szükségünk, amelyekben az egyes folyamatok jól detektálhatók. Ezek az úgynevezett genetikai markerek. Ezek segítségével detektálhatók az egyes tulajdonságok kialakulásáért felelős genomszakaszok, egy populációra, vagy egyedre jellemző allélok, szekvenciák, illetve ezek öröklődése. Lényeges tulajdonságuk, hogy nem befolyásolják őket a környezeti hatások, egyedfejlődési fázisok, fiziológiai állapotok.

Az elkülöníthetőség szempontjából előnyös, ha minél nagyobb változatosságot mutatnak. Alapvető típusai: fenotípusos bélyegek (például pikkelyezettség, úszósugárszám); fehérje-polimorfizmusok (izoenzimek); DNS-polimorfizmusok (Mátyás, 2002; Hajósné Novák, 1999). Terjedelmi okokból csak az utóbbiakkal foglalkozunk részletesebben.

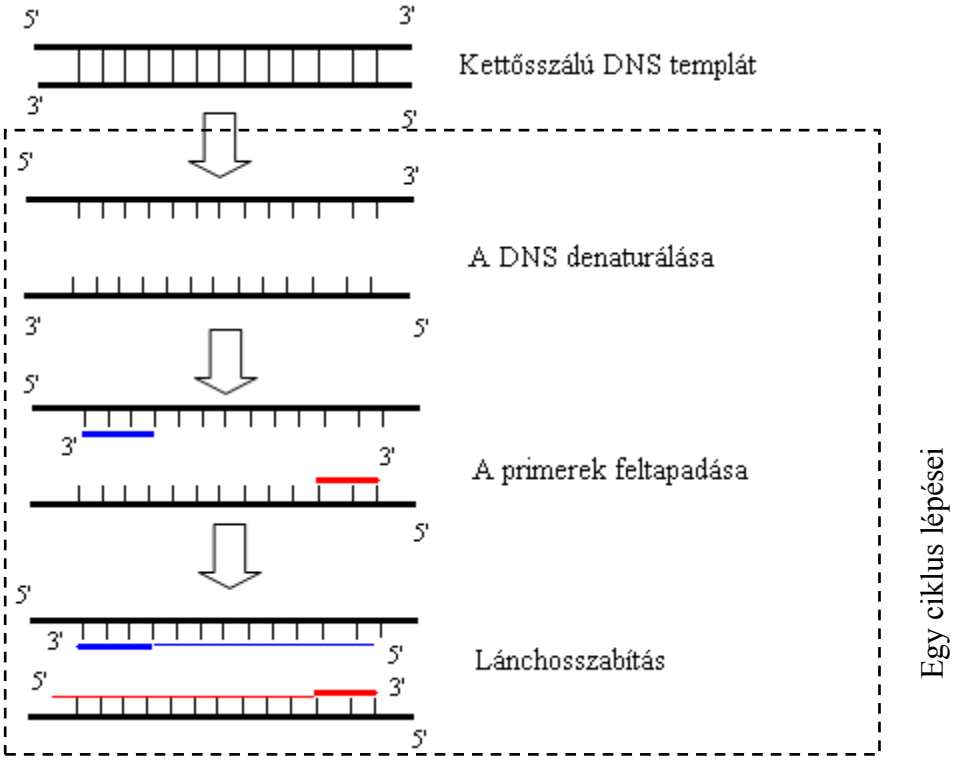
A DNS-polimorfizmusokat feltáró genetikai módszerek nem korlátozódnak a fehérjét kódoló régiókra, igen gyakran más, nem kódoló szakaszok vizsgálatára használatosak. A DNS-markerek nagy előnye, hogy a fenotípusos bélyegekkel és a fehérje-polimorfizmussal ellentétben igen változatosak, pont azért, mert sok esetben nem expresszálódnak. Míg a fehérjék esetében a mutáció nagyon hamar funkcióvesztéshez vezet, így a változások csak igen kis hányada fixálódhat a populációkban (a pozitív és neutrális változások), addig a nem kódoló DNS-szakaszok esetében a mutáció gyakrabban öröklődik, több változata (allélje) alakul ki és a későbbiekben is nyomon követhető a populáció genomjában.

A DNS alapú markerek közül a **Restriction Fragment Length Polymorphism** (RFLP) eljárást dolgozták ki először. 1974-ben Grodzicker és munkatársai egy vírus DNS-ét restrikciós endonukleázokkal emésztették, majd a fragmentumok hossza alapján detektálták a mutációkat. Ezt a módszert továbbfejlesztve a kutatók azt találták, hogy a fragmentek polimorfizmusa DNS-markerként használható (Kan & Dozy, 1978; Botstein et al., 1980).

A további módszerek ismertetéséhez be kell mutatni a halaknál is előforduló speciális, ismétlődő DNS-szakaszokat, ugyanis az eukarióta genom nem kódoló régiójában, a heterokromatikus részekben előforduló szatellit-DNS is felhasználható molekuláris markerként. A szatellit-DNS egyszerű, tandem ismétlődő oligonukleotid központi (core) szakasz, amely di-, tri-, tetra- és pentamer szekvenciából állhat. Méretük alapján elkülönítünk miniszatelliteket, amelyek jellemzően 16-64 bp hosszúságúak és 3-29-szer ismétlődnek (Jeffreys, 1987; Taggart & Ferguson, 1990), valamint mikroszatelliteket, melyek 1-6 bp hosszúak és 10-50-szer ismétlődnek (Nakamura et al., 1987; Litt & Lutty, 1989). Hosszát tekintve mindkét típus nagymértékű polimorfizmust mutat, azonban az utóbbi egyenletesebben helyezkedik el a genomban. A halak esetében átlagosan minden 10 kbp szekvenciára jut egy ilyen ismétlődő szakasz (Orbán, 2000).

Az RFLP-módszer a gélelektroforézise után a nagyszámú fragment miatt önmagában lényegében értékelhetetlen. Hibridizációs módszerek alkalmazása mellett az ismert miniszatellitek segítségével azonban egyedi, nagyon részletes, de még értékelhető mintázat nyerhető. Ez úgy érhető el, hogy a fragmenteket a miniszatelliteket határoló igen konzervatív DNS-szakaszok mentén hasítjuk, majd gélelektroforézissel elválasztjuk egymástól, végül a DNS-miniszatelliteket tartalmazó fragmentjeihez (mivel azok bázissorrendje ismert) radioaktívan jelölt próbákat hibridizálunk (Orbán, 2000; Hajósné Novák, 1999).

A további módszerekhez már szükség van a minta DNS-állományának felszaporítására. Ehhez két eljárás terjedt el: az egyik az *in vivo* klónozás, melynek során jellemzően baktériumokban, gombákban szaporítjuk fel a kívánt DNS-szakaszt, a másik az *in vitro* polimeráz-láncreakció (**Polymerase Chain Reaction, PCR**). Terjedelmi okok miatt csak az utóbbit mutatom be részletesen. A PCR során ciklikusan, enzimatikus úton DNS-célszekvenciákat sokszorosíthatunk fel. Ezzel a módszerrel a kiválasztott DNS-szakasz korlátlan mennyiségű másolata állítható elő (Mullis & Faloona, 1987). A folyamat legfontosabb lépéseit a 3. ábra mutatja be.



3. ábra A PCR legfőbb lépései (Orbán, 2000 nyomán, módosítva)

A PCR három egymást követő hőmérsékleti lépése a következő: (1) A kétszálú DNS denaturálása 92-95 °C-on, (2) A primer(ek) (leírását lásd lejjebb) kapcsolódása a templát komplementer helyeire 50-70 °C-on (3), majd ezek után történik a lánchosszabbítás hőstabil DNS-polimeráz segítségével, 72 °C-on. Azért van szükség hőstabil enzimre, hogy a ciklusok egymás után, automatizáltan következhessenek, ne kelljen minden ciklusban új enzimet az elegyhez adagolni. A DNS-polimeráz a primertől kiindulva 5'–3' irányban komplementer szálat szintetizál az egyszálú templátról. Ezt a három lépést együttesen ciklusnak nevezzük. Az első ciklus végén az eredményül kapott két DNS-szál a következő ciklus templátja lesz. Az egymást követő ciklusok során minden alkalommal duplázódik a DNS-molekula primerek által közrezárt szakasza.

A PCR sikerét vagy sikertelenségét minden más tényezőnél jobban befolyásolják a primerek. Ezek olyan rövid, mesterségesen létrehozott egyszálú DNS-darabok, amelyek általában 10–30 nukleotid hosszúak. Tervezésükkor úgy alakítják ki őket, hogy a megsokszorozni kívánt DNS-szakasz két szélén lévő szekvenciákkal homológ szekvenciákból álljanak (Heszky & Galli, 2008). A különböző PCR-technikák esetében a felszaporított DNS-szakaszok hossza a primer szekvenciájának és a templát-genomnak függvényében akár 3,9 kbp is lehet. A genomban a primer szekvenciája által határolt szakaszok hossza eltérő lehet. Például a vizsgált genomban a TCTGTTCCCC szekvenciájú primer feltapadási helyei között 0,1, 0,2, 1 és 2 kbp hosszúságúak is találhatók. Ezek az eltérő méretű szakaszok a felszaporítás után már elválaszthatók egymástól és az így kapott mintázatok felhasználhatók a genom elemzésére (Siebert et al., 1995).

A különböző méretű DNS-szakaszok szétválasztására a legelterjedtebb metódus az **elektroforézis**. Ennek során a töltéssel rendelkező DNS-szakaszok elektromos térben vándorolnak. 7-es pH-nál a DNS negatív töltéssel rendelkezik, így a pozitív pólus irányába fog vándorolni. Ha megfelelően választjuk meg az elektroforézis közegét, akkor az eltérő méretű DNS-molekulák eltérő sebességgel vándorolnak, így idővel méretük alapján elkülönülnek (Brody & Kern, 2004). A dolgozatban a kísérleteinkhez felhasznált gélelektroforézis módszerét mutatjuk be részletesen.

A **gélelektroforézisnél** olyan közeget használnak, amely nem lép reakcióba az elválasztani kívánt anyaggal. A leggyakrabban alkalmazott gélképző anyag az agaróz. Ez egy kémiailag módosított poliszacharid (a D-galaktóz és a 3,6-anhidro-L-galaktopiranóz lineáris polimere), melyet vörösalgákból vonnak ki. Az agaróz nem mérgező, meleg pufferben feloldva, formába öntve, lehűtve géljei könnyen képezhetőek (Brody & Kern, 2004). A gél elkészítéséhez pufferoldatot keverünk, amely leggyakrabban Tri-hidroximetil-aminometánt (TRIS), bórsavat és etilén-diamin-tetraecetsavat (EDTA) tartalmaz. A puffer koncentrációjának meghatározása fontos, mert alacsony koncentrációban alacsony a vezetőképesség, így lassú a fragmentek vándorlása, míg a koncentráció növelésével a fejlődő hő veszélyezteti a gél fizikai állapotát és rontja a felbontást (Garai, 2013).

Az elektroforézis során szükség van a DNS-fragmentek jelölésére, azért hogy láthatóvá váljanak a gélben. Erre a célra leggyakrabban etídium-bromidot használunk, amely a DNS-hez kapcsolódva, UV-fénnyel megvilágítva láthatóvá teszi a fragmenteket (Brody & Kern, 2004).

A további analízishez célszerű, ha ismerjük a DNS-fragmentek méretét. Az egyenes DNS-molekula méretének logaritmusa és elektroforetikus mobilitása között negatív lineáris kapcsolat van. Ennek ismeretében egy adott gélben az ismeretlen fragment mérete meghatározható, ha futási távolságát ismert méretű DNS-molekulák futástávolságával vetjük össze. A pontos összevetéshez a kereskedelemben kaphatók olyan markerkeverékek, amelyekben ismert méretű DNS-molekulák találhatók (Garai, 2013).

A fenti eszközöket alkalmazva a genom vizsgálatára igen sokféle módszert dolgoztak ki a szakemberek (többek között AFLP: *Amplified Fragment Lenght Polymorphism;* PCR-RFLP: *PCR Restriction Fragment Length Polimorphism;* AP-PCR: *Arbitrary Primered PCR),* ezeket terjedelmi okok miatt nem ismertetem. Az alábbiakban bemutatom azonban azt a módszert, amellyel vizsgálataimat végeztem.

RAPD (Random **A**mplified **P**olymorphic **D**NA)

A módszert Williams és munkatársai (1990), valamint Welsh & McCelland (1990) egyidőben írták le. Az eljárás később RAPD-eljárás néven vált ismertté.

A RAPD a PCR-eljárás egy olyan speciális formája, amelyben nem egy ismert DNS-szakaszt szaporítunk fel, hanem egy vagy két gondosan kiválasztott rövid (6-12 bázis hosszúságú) primert használva a genom számos, általunk nem ismert pontjára amplifikálunk. A feltapadási hőmérsékletet szándékosan alacsonyra (35-40 °C) állítva elérhetjük, hogy a primerek segítségével több helyen feltapadva kezdődjék meg a felszaporítási folyamat (Orbán, 2000).

Megfelelő primer alkalmazásakor a gélen változó számú (általában 5-30 darab) és méretű fragmentumokat látunk. Ennek feltétele, hogy a primer feltapadási helyei a genomban ne essenek egymástól túlzottan nagy távolságra. Ha ez nem adott, akkor az első másolaton már nem lesz feltapadási hely, így a reakció nem folytatódhat a második ciklustól. Több primer alkalmazásával a vizsgálat felbontása jelentősen növelhető.

A RAPD-eljárás előnyei:

- a vizsgálathoz nem kell ismerni a vizsgált genomot,
- bármely fajon működhet,
- a kereskedelemben kapható primerek alkalmazásával alacsony költséggel végezhető.

A módszer hátrányai:

- a módszer nagyon érzékeny a reakciókörülmények állandóságára, két laboratóriumban nehezen reprodukálhatók azonos eredmények,
- a csíkok egymáshoz való viszonya és eredete nem ismert, így például az azonos méretű, de elérő lokuszról származó fragmentek azonos csíkot adnak, éppen ezért az eredmények értékelése sok esetben igen bonyolult,
- a RAPD-markerek öröklődési mintázatai követik a mendeli szabályokat, de jellemzően domináns-recesszív módon, így a heterozigóta domináns egyedek csak külön vizsgálatokkal különíthetők el (Orbán, 2000).

Fenti előnyei miatt, korlátai ellenére a RAPD-eljárást több területen is alkalmazzák a kutatók: genetikai rokonságok megállapítására, DNS-ujjlenyomat készítésére, fajták homogenitás-vizsgálatára, tulajdonságok térképezésére, vagy különböző populációk genetikai sokféleségének elemzésérére. A RAPD-technikát halak esetén hazánkban először 1996-ban használták tenyészponty-állományok genetikai gazdagságának vizsgálatára (Orbán et al., 1997).

A genetikai távolság felmérése – dendogramszerkesztés

A szelekció és a genetikai sodródás hatására a populációkban genetikai különbségek halmozódnak fel. A jelenséget genetikai differenciálódásnak nevezzük. A differenciálódás mérésére több számítási metódust dolgoztak ki. Ezek elsősorban a genotípus- és allélgyakoriságot mérő jelzőszámokkal kalkulálnak, a távolságok meghatározását a populációk közötti hasonlóság alapján mérik (Pecsenye, 2006). Én a Nei-féle genetikai távolsággal számoltam a munkám során (Nei, 1972):

$$GS_{Nei} = \frac{2Nij}{Ni + Nj}$$

Ahol:

Nij: a mindkét típus (populáció) mintázatában megtalálható fragmentumok száma,

Ni+Nj: az egyes típusokban megtalálható fragmentumok számának összege.

A genetikai távolság nem csak egyedek között mérhető fel, de egyes populációk között is. A kapott eredményekből dendrogram szerkeszthető, amivel a populációk hasonlósági viszonyainak részleteit kiválóan lehet szemléltetni. A RAPD-eljárás esetén a fragmentek megléte, illetve hiánya (0/1) egy mátrixot eredményez. Ezekből az adatokból molekuláris törzsfát lehet készíteni a hierarchikus klaszterezés alapelvével. Ilyen módszer az UPGMA *(Unweighted Pair Group Method)* módszer, amelyben a távolságok alapján vonjuk össze lépésről-lépésre az analizálandó populációkat. Első lépésben azokat a populációkat választjuk ki, amelyek között a legcsekélyebb a távolság, majd a második lépésben ezt a két populációt összevonjuk és kiszámítjuk a közös populáció távolságát a többi populációtól (a közös populáció értékét a részpopulációk számtani átlaga adja). Ezt a folyamatot addig ismételjük, amíg az összes vizsgált populációt be nem vontuk a törzsfába (Pecsenye, 2006).

2.6.1 Molekuláris biológiai vizsgálatok kínai razbóránál

A kínai razbóra genomját már több szempontból is vizsgálták. Kezdetben csak kisebb szakaszokat tártak fel a genomból, mint például Koneshi és Takata (2004), akik mikroszatellit-szakaszokat kerestek, elsősorban azért, hogy a Japánban élő, veszélyeztetett rokon fajokkal

történő hibridizációt detektálni tudják. Ezt követően olyan mű is született, amely az egyes taxonok rokoni kapcsolatait tárja fel, köztük a kínai razbóráét (Tang et al., 2011; Kim et al., 2013). Majd a DNS-analízist már alkalmazott eszközként használták fel halak jelenlétének vízmintából történő kimutatatására (Keskin, 2014), a stressz öröklődő hatásainak vizsgálatára (Kameda & Masunaga, 2006), vagy egy feltételezett interspecifikus hibridizáció igazolására (Kim et al., 2015). Ráadásul 2016-ban feltárták a razbóra mitokondriális DNS-ének teljes szekvenciáját is (Xu et al., 2016).

Témám szempontjából a legfontosabb vizsgálatot Simon és munkatársai végezték (Simon, 2012; Simon et al., 2011). Ők az európai és ázsiai állományok egy részéből gyűjtöttek mintákat, majd a begyűjtött mitokondriális DNS-minták elemzésével jelentős lépéseket tettek a razbóra európai terjedésének pontos feltárásában. A körülbelül 700 bp hosszúságú DNS szakasz szekvenálásával elemeztek 8 populációt a Távol-Keletről (5 kínai, 2 tajvani és 1 japán) és 14-et Európából (4 magyar, 1-1 angol, walesi, német, belga, spanyol, cseh, szlovák, olasz, lengyel és francia).

A vizsgálat legfontosabb megállapításai az alábbiak voltak:

- Három csoport különíthető el a fajon belül, sőt ezeken kívül a japán minták genetikailag olyan távolságra voltak a többi csoporttól, hogy ki is zárták őket a további vizsgálatból.
- A legtöbb európai állomány sokkal magasabb genetikai diverzitást mutatott, mint a távol-keleti, jellemzően folyóvízi populációk. Viszont az európai populációk nem különülnek el egymástól úgy, mint a távol-keletiek. Ezek alól a megállapítások alól kivételt csak a Hai folyóból származó kínai, valamint az angliai és walesi minták képeztek. Előbbi nagyfokú heterogenitást mutatott, melynek a korábban szegregálódott populációk lokális keveredése lehet az oka. Míg utóbbiak kevés haplotípussal jellemezhetőek, ami másodlagos palacknyakhatásra vezethetők vissza.
- Vélhetően Európába egy, a lokális populációk másodlagos keveredéséből kialakult állomány egyedei kerültek be.
- A faj Európán belüli terjedése a legnagyobb valószínűség szerint nagy „ugrásokkal”, vélhetően emberi segítséggel, haszonhalak országok közötti szállítása során történt.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1 Kérdőíves felmérés

A kérdőíveket a Szent István Egyetem Halgazdálkodási Tanszékének címjegyzékében szereplő halgazdaságoknak küldtem ki 2005 márciusában. Ez a jegyzék az akkor még egységesen működő magyar halgazdálkodási érdekvédelmi szervezet (Haltermelők Országos Szövetsége és Terméktanácsa) tagságának, illetve a Tanszék rendezvényein megjelenő egyéb termelők elérhetőségeit tartalmazta. A jegyzékben szereplő gazdaságok vízterülete a magyarországi haltermelő tógazdaságok vízterületének közel 94%-át lefedték. A kérdőívet postai úton juttattam el 55, haltermeléssel foglalkozó gazdaságnak. Felbélyegzett válaszborítékot is mellékeltem, ezzel is sarkallva a gazdákat a válaszadásra. Azokat a vállalkozásokat, amelyek nem válaszoltak, egy-egy esetben megkerestem telefonon is.

A vizsgálat során összesen 34 értékelhető, kitöltött válasz érkezett vissza (61%). A kitöltve visszaérkezett ívek összesen több mint 150 km^2 halastóról nyújtanak információt, ez 66%-ot meghaladó lefedettséget jelent. A válaszadók 82%-a (28 darab) azonnal visszaküldte a kitöltött kérdőívet. A fennmaradó 18% (6) az újbóli megkeresésre reagált.

A kérdőívek összesen 18 kérdést tartalmaztak: 6 általános kérdést és 4-4, a jelentős károkat okozó invazív halfajokra (ezüstkárász, törpeharcsa és barna törpeharcsa, kínai razbóra) vonatkozót. A kérdéseket egyszerű és könnyen megválasztható feleletválasztós formában tettem fel. A kérdőívek kialakításakor felhasználtam az idevonatkozó, az irodalmi áttekintésben már bemutatott szakirodalmi adatokat, valamint saját tapasztalataimat (2. melléklet). A kérdőíveket azért küldtem ki postán, mert a jellemzően konzervatív attitűdű haltermelők esetében ezt a kérdezési formát véltük a leghatékonyabbnak. A vizsgálatban csak a haltermeléssel foglalkozó vállalkozásokat kérdeztem meg.

Az általános kérdésekben a gazdaság méretére és vertikumára, a halastavak kialakítására, a megtermelt ragadozó halak fajára és mennyiségére, valamint a legnagyobb gondot okozó invazív faj(ok)ra kérdeztem rá. Az előzetes vizsgálatok és tapasztalatok azt mutatták, hogy ezek lehetnek azok a tényezők, amelyek potenciálisan befolyásolhatják a halastavak IAS-fertőzöttségét. Az invazív fajokra vonatkozó kérdésekben arra voltam kíváncsiak, hogy az adott faj mekkora mennyiségben van jelen a gazdaságban, az állományméretе hogyan változott az elmúlt években, mi történik a megtermelt gyomhallal, illetve milyen módon védekeznek a faj ellen. A kapott eredményeket Microsoft Excel program segítségével rögzítettem. A matematikai értékeléshez a kérdőív válaszait ordinális skálán rögzítettem, például a razbórafertőzöttség esetén az alábbiak szerint jártam el:

1-es ha „Nincs jelen”,

2-es ha „Jelen van, de elhanyagolható mennyiségben (< 1 kg/ha)”,

3-as ha „Jelen van és problémát is okoz (1-10 kg/ha)” ,

4-es ha „Jelen van és komoly problémát okoz (> 10 kg/ha)”.

A kapott eredményekből eredménymátrixot képeztem és ennek segítségével végeztem el az elemzéseket. A statisztikai értékeléshez Kurskal-Wallis tesztet alkalmaztam. A statisztikai értékelést Graphpad 6 for Windows programmal végeztem.

3.2 Genetikai vizsgálatok

3.2.1 A mintavételezés helye és ideje

A genetikai vizsgálatok célja az volt, hogy a további vizsgálatok előtt megállapítsuk, van-e jelentős genetikai eltérés az egyes magyarországi populációk között. Azért, hogy a magyar eredmények variabilitását értékelni tudjuk, további öt külföldi populációból is gyűjtöttem mintákat. A vizsgálatokhoz szükséges mintákat öt magyarországi, két csehországi, egy lengyelországi, egy szlovéniai és egy kínai élőhelyről gyűjtöttem be, illetve gyűjtötték be a felkért kutatók 2007 májusa és 2008 júniusa között. A halakat kíméletes kiirtásuk után (túlaltatás fenoxi-éterrel), 96%-os etanolban tartósítottam, illetve tartósították. A mintákat a laborba érkezést követően 20 °C-on tároltuk.

A pontos mintavételi helyeket az 4. ábra és alábbi felsorolás tartalmazza:

4. ábra A genetikai vizsgálatokhoz felhasznált DNS-minták származási helyei Európában. Az ábrán található fekete foltok jelölik a mintavétel helyszínét, melyek a számok alapján az alábbi listában azonosíthatóak

1. Gödöllő-Isaszegi tórendszer, I-es tó, Magyarország, **(É 47°34'26.6" K 19°21'45.6"),** 24 példány
2. Babati III-as tó, Magyarország, **(É 47°36'48.7" K 19°23'58.7"),** 24 példány
3. Körömi angolnatelep hűtőtava, Magyarország, **(É 47°59'54.1" K 20°59'23.6),** 24 példány
4. Nagyvenyimi horgásztó, Magyarország, **(É 46°57'03.8" K 18°50'23.6"),** 24 példány
5. Temperált Vizű Halgazdaság, Százhalombatta, Magyarország, **(É 47°19'32.9" K18°54'43.7"),** 12 példány
6. Podsedek halastó, treboni régió, Csehország, **(É 48°59'43.4" K 14°52'20.2"),** 24 példány
7. Horka nad Moravou halastó, Csehország, **(É 49°38'43.1" K 17°12'00.9"),** 24 példány
8. A Lengyel Akadémia Halbiológiai és Haltenyésztési Kutatóintézete, Golysz, Lengyelország, **(É 49°51'55.5" K 18°47'35.7"),** 24 példány
9. Dolenja Bistrica, Holt-Mura, Szlovénia, **(É 46°31'57.6" K 16°18'18.0"),** 3 példány
10. Ningbo, Kína, **(É 29°46'49.3" K 121°38'19.5"),** 18 példány

A további laboratóriumi vizsgálatokban Dr. Kovács Balázs és Kósa Alida segítségére támaszkodtam. Előbbi a vizsgálati módszer kiválasztásában és a nyert adatok kiértékelésében, utóbbi a laboratóriumi vizsgálatokban segített.

3.2.2 DNS-izolálás

Genomiális DNS tisztítása fenol-kloroformos eljárással

A DNS tisztításakor a halszövetből vett mintát Eppendorf-csőbe helyeztük és 300 µl 1xSET puffert (100 nM $NaCl_2$; 20 mM EDTA; 05% SDS; 0,1 µg/ml Proteinase K, gyártó Fermentas, Thermo Fisher Scientific; 50 mM Tris-HCl, pH 7,8) pipettáztunk rá, majd 2 órán át 55 °C-on inkubáltuk. Ekkor további 500 µl fenolt mértünk az elegyhez, majd összeráztuk, és 15 percre centrifugába (Hettich Rotanta 460R) helyeztük. A fordulatszám 14000 rpm volt.

A második fázisban a felső réteget levágott hegyű pipettával (hogy a DNS ne sérüljön) leszívtuk és új, tiszta Eppendorf-csőbe helyeztük, majd 500 µl fenolt és 500 µl kloroformot adtunk hozzá. Ezt követően 15 percen keresztül 14000 rpm fordulatszámon centrifugáltuk.

A harmadik fázisban a felső réteget megint leszívtuk, majd újabb Eppendorf-csőbe helyeztük. 500 µl kloroformot adagoltunk a mintához, majd ezt újból 15 percig centrifugáltuk 14000 rpm-en. Ezt követően a felső réteget eltávolítottuk, majd -20 °C-os, 99%-os etanollal töltöttük fel a csöveket. 15 perces, 14000 rpm fordulatszámú centrifugálás után a kicsapódott és tisztított DNS-ről leszívtuk az oldatot. A csöveket fejjel lefelé fordítva, papírra téve, szobahőmérsékleten szárítottuk. Utolsó lépésként a DNS-t 100 µl desztillált vízben feloldottuk.

A DNS-koncentráció ellenőrzése

A DNS-koncentráció meghatározása Implen-spektrofotométerrel történt (NanoPhotometer Pearl). A minta abszorbanciáját 260-280 nanométeren olvastuk le. Ez a spektrum mutatja a DNS minőségét, melynek alapján akkor tekintettük megfelelőnek a mintát, ha 1,5-2 µg/ml közötti értéket kaptunk.

A mért értéket a következő egyenletbe helyettesítettük be:

$$a \cdot \frac{50}{1000} \cdot b = c$$

a: 260-280 nm-en mért abszorbancia-érték

1000: ng-µg közötti átváltás

50: abszorbancia-állandó

b: higítási faktor (esetünkben, mivel a mintát nem higítottuk: 1)

c: eredmény µg/ml

3.2.3 RAPD-reakció

A reakcióelegy összetétele: Végtérfogat: 25 µl

1x Buffer (gyártó: Fermentas Thermo Fisher Scientific); 3 mM $MgCl_2$; 0,8 mM dNTP (gyártó: Fermentas Thermo Fisher Scientific); 1,5 n Taq-polimeráz (gyártó: Fermentas Thermo Fisher Scientific); 0,6pM primer; 15ng DNS-templát.

A hőmérséklet változása a PCR alatt:

Elő-denaturáció:	85 °C - 2 perc
Ciklus: 45x ismételve:	94 °C - 20 másodperc
	36 °C - 20 másodperc
	72 °C - 1 perc 30 másodperc
Végső lánchosszítás:	72 °C - 5 perc
Tárolás a gél-eletroforézisig:	4 °C-on.

Az előtesztek során 21 db primert teszteltünk (gyártó: Invitrogene, Thermo Fisher Scientific), amelyekből a következő kettőt választottuk ki az analízishez:

U 192: GCAAGTCACT
VILA M8: TCTGTTCCCC.

3.2.4 Gél-elektroforézis

A gél öntését az etidium-bromid mérgező hatása miatt nitril-kesztyűben végeztük. 100 ml 1xTBE-oldatban (89 mM Tris, 89 mM bórsav, 2mM EDTA) 1,5 g agarózt oldottunk fel. 30 másodpercenként megkeverve, 55-120 másodpercig forraltuk, amíg az oldat víztiszta lett.

Vártunk, amíg kb. 60 °C-ra lehűlt a keverék, majd ezt követően 60 µl etidium-bromidot pipettáztunk hozzá. Géltálcába öntöttük az oldatot, buborékmentesen behelyeztük a zsebképző fésűt, és hagytuk megdermedni. A megszilárdulást követően kihúztuk a fésűt, így kialakultak a zsebek, amelyekbe a PCR-ből keletkezett termékeket pipettáztuk. A minták mellé az utolsó zsebbe molekulasúly-markereket helyeztünk (GeneRuler 100 bp DNA Ladde, vagy Lambda DNA, Fermentase PstI enzim, gyártó Fermentas, Thermo Fisher Scientific), ami segített a fragmentméret meghatározásában. A kádat 1xTBE-vel feltöltöttük, majd fél órai elektroforézist követően a molekulatömeg szerint elválasztott termékeket UV-fényben lefényképeztük, ezután a képeket elemeztük.

3.2.5 A gélfuttatás kiértékelése és számítógépes feldolgozása

A kiértékelést vizuálisan végeztük molekulasúly-markerek segítségével, melyek standard méretű fragmentjeihez hasonlítottuk mintáink fragmentumainak méretét. Azt vizsgáltuk, hogy az általunk kiválasztott méretű fragmentek egy mintában jelen vannak-e vagy sem.

A gél kiértékelése során az egyes fragmentumok hiányát 0-val, meglétüket 1-el jelöltük, ebből Excel programban készítettünk egy adatmátrixot (5. táblázat).

5. táblázat Példa a fragmentmintázatok bináris kódjára. A szlovén élőhely három egyedének bináris kódja, melyet föntről lefelé összeolvasva kapunk meg

	Egyedek azonosítója:	**1**	**2**	**3**
U 192	1040	1	1	1
	960	0	1	1
	800	1	0	0
	700	1	1	1
	680	1	1	1
	550	0	0	1
Vila M8	4390	0	0	0
	3000	1	1	1
	1925	0	0	0
	1430	1	1	1
	850	1	1	1
	580	0	1	0

Összesen 11 véletlenszerűen kiválasztott, jól azonosítható fragment esetén értékeltük azok meglétét és hiányát. Az „U 192” primer esetében a vizsgált fragmentek a következők voltak: 1040bp, 960bp, 800bp, 700 bp, 680 bp, 550 bp. A „VILA M8”-as primer esetében: 4390 bp, 3000 bp, 1925 bp, 1430 bp, 850 bp, 580 bp.

A nullák és egyesek összeolvasásával egy kettes számrendszerű (bináris) kódot kaptunk, amely jellemző az egyes genotípusokra. Ezt a kódot a könnyebb értelmezhetőség kedvéért a kettes számrendszerből a tízes számrendszerbe váltottuk át.

A törzsfát egy ingyenesen használható szoftverrel, a POPGEN 1.32 (32 bit) verziójával készítettük. Ebben a genetikai távolságot/hasonlóságot Nei (1972) alapján számítottuk ki. A program a dendogrammot UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic mean) módszerrel, 1000-szeres permutációval generálja a modifikált NEIGHBOR program PHYLIP 3.5 verziójának megfelelően.

3.3 Morfometriai és szaporodásbiológiai vizsgálatok

A morfometriai és a szaporodásbiológiai vizsgálatok adatgyűjtését jelen fejezetben együtt mutatom be, mert a két vizsgálat párhuzamosan, ugyanazokon az állatokon történt. Az állatok begyűjtését a morfológiai és szaporodásbiológiai vizsgálatokhoz négy vízrendszer nyolc helyszínén végeztem:

- A Babat-völgyben: az I-es, a III-as és a IX-es tavon, mindhárom vízterület eutróf, természetközeli vízterület (**É 47°36’48” K 19°24’00”** és környéke). A babati tórendszert részletesen az etológiai vizsgálatoknál mutatom be.
- A Nagykónyi-tórendszer II-es taván, amely egy eutróf, termelő halastó (**É 46°37'02.9" K 8°11'14.6"** és környéke).
- A Paksi Atomerőmű Horgászegyesület VII-es számú nevelőtavában, amely egy eutróf, termelő halastó (**É 46°34'35.1" K 18°52'00.4"** és környéke).
- Az Attalai Hal Kft. tórendszerében: a VII-es tavon, amely egy eutróf termelő halastó, melyben polikultúrás félintenzív tógazdasági haltermelés folyik. A teleltető tavak tápcsatornájában, melynek vízszintje sokszor ingadozik és esetenként jelentős mennyiségű ragadozó halat tárolnak benne, illetve a keltetőház szűrőtavában, melyben a razbórákon kívül igen kis számban éltek más halfajok (**É 46°22'47.7" K 18°04'51.8"** és környéke).

Összesen 1799 darab állat adatait felvételeztem 29 mintavételi időpontban.

A mintavételek időpontjainak adatait a 6. táblázat tartalmazza.

6. táblázat A morfológiai és szaporodásbiológiai vizsgálatok helyszínei, időpontjai és az elemszámok

		2006									2007				2008					2009	Összesen (db)
Helyszín		4	5	6	7	8	9	10	11	12	5	6	7	8	5	6	7	10	11	3	
Babat	I-es tó	50	95	50	50		43	50	50	80											468
	III-as tó					103						95	50								248
	IX-es-tó															50	50				100
Nagykónyi	II.-es tó	50		50		50		15	50		7					50					272
Paks	VII.-es tó					100															100
Attala	7-es tó														35	50	50	50		50	235
	Csatorna											26		50							76
	Szűrőtó													50		50	50	50	50	50	300
Összesen (db)		100	95	100	50	253	43	65	100	80	7	121	50	100	35	200	150	100	50	100	1799

A mintavételezés minden esetben 1x1 méteres, 1 mm szembőségű emelőhálóval történt. Minden állat esetében megmértem a standard testhosszt, 1 mm-es pontossággal (vonalzó segítségével) és a testtömeget 0,01 g-os pontossággal (Sartorius L310 mérleggel).

A túlaltalást és a boncolást követően eltávolítottam a vizsgált egyedek ivarszervét és 0,01 g-os pontossággal lemértem azok tömegét, Sartorius L310 mérleggel. A 2006-os babati és nagykónyi mintavételek esetében a 0,01 g-nál nagyobb petefészek-tömegű ikrás halak ivarszervéből szövettani mintát is vettem, melyből szövettani metszetet készítettünk. Összesen 81 darab mintát tartósítottam, melyekből 77 darabot vontam be az értékelésbe (az értékelésből kizártam a rosszul sikerült metszeteket). Ugyanígy tettem 25-25 darab 0,01 g-nál kisebb ivarszervű, szabad szemmel nem azonosítható nemű állat esetében, ekkor az egész állatból készítettünk dorsoventrális metszetet, az értékelhető minták száma 11 darab volt. A teljes halból készült minták esetében azért volt alacsony az értékelhető minták aránya, mert a tejesek és ikrások szaporodási szezonon kívül nehezen különíthetők el és a kutatásban csak az ikrás egyedeket vizsgáltam. További probléma, hogy a teljes test elmetszésekor az ivarszerv nem minden esetben került a mintába. A szövettani metszetekre vonatkozó adatokat az 7. táblázat tartalmazza.

A szövettani mintát egy feliratozott szövettani kazettába helyeztem, majd Bouin-oldatban fixáltam. A 12-16 órás rögzítést követően a mintákat 75%-os etilalkoholba helyeztem át és a feldolgozásig ebben tároltam azokat. A szövettani metszeteket Lefler Kinga Katalin készítette, valamint ő nyújtott szakmai segítséget a kiértékeléshez is. A dehidratáció felszálló alkoholsorban (75-90%-os etil-alkohol) történt, majd a xilolos átmosást paraffinba ágyazás követte. Mikrotóm segítségével 2-5 mikronos metszeteket készített. A metszeteket hematoxilineozinnal festette meg. A további értékeléshez csak azokat a metszeteket használtam

fel, ahol a metszés és a festés úgy sikerült, hogy az ivarszerv jól látható volt és az egyed nőivarú volt. Az egyedekből az elkészített szövettani metszeteken Nikon Eclipse E600 kutatómikroszkóp segítségével megszámoltam a protoplazmatikus, a gyűrűs és a teljes vakuolizálódás, illetve a vitellogenezis stádiumában lévő oocytákat, majd ez alapján kiszámoltam százalékos megoszlásukat. Az adott egyed GSI-adatai és az ivarszervéből készült metszetekben található petesejt-fejlődési stádiumok aránya között korrelációanalízissel kerestem kapcsolatot. Mivel egyes adatok nem voltak természetes eloszlásúak, ezért Spearman-tesztet alkalmaztam. Végezetül megvizsgáltam, hogy van-e összefüggés a petefejlődési stádiumok arányának átlaga és a teljes populációból származó GSI-értékek átlagai között. Ebben az esetben Pearson-tesztet végeztem.

7. táblázat A szövettani metszetek gyűjtésének helye és időpontja

Gyűjtés dátuma	Gyűjtés helye	Mintaszám	Minta típusa
2006. április 5.	Nagykónyi	10	petefészek
2006. június 1.	Nagykónyi	4	petefészek
2006. augusztus 3.	Nagykónyi	4	teljes hal
2006. november 10.	Nagykónyi	10	petefészek
2006. április 3.	Babat	10	petefészek
2006. május 4.	Babat	10	petefészek
2006. május 30.	Babat	10	petefészek
2006. június 28.	Babat	5	petefészek
2006. július 31.	Babat	7	teljes hal
2006. szeptember 13.	Babat	10	petefészek
2006. október 20.	Babat	8	petefészek

A morfológiai vizsgálatok esetében a testhossz és testtömeg összefüggések kiszámításához Graphpad Prism 6.0 programot használtam, és az összefüggés vizsgálatát Froese (2006) útmutatásának megfelelően, az outlier értékek ROUT-módszerrel (Robust regression and OUTlier removal) történt kizárását követően, lineáris regresszióval végeztem. A kalkulációhoz az egyszerűbb számítás kedvéért az eredeti képlet helyett annak transzformált verzióját, a $\log W = \log a + b \cdot \log L$ összefüggést alkalmaztam. Az egyes populációk kondíciójának összehasonlítását a korábban már bemutatott $W_{rm} = W/a_m \cdot L_{bm}$ összefüggéssel végeztem, az irodalmi áttekintésben szereplő adatok átlagának felhasználásával. Mivel ez utóbbi adatok jellemzően a TL-re vonatkoznak, ezért az adataimat átszámoltam a Froese (2006) által javasolt $a_{TL} = a_{SL} \cdot (TL/SL)^{-b}$ képlettel (ahol az „a_{TL}" a teljes testhosszra vonatkozó regressziós együttható, „a_{SL}" a standard testhosszra vonatkozó regressziós együttható, „b" a hatványkitevő, melyet nem érint a testhosszmérés metodikája). Mivel a TL/SL arány meghatározására a kínai razbóra esetében nem álltak rendelkezésemre irodalmi adatok, így megmértem három különböző élőhelyről

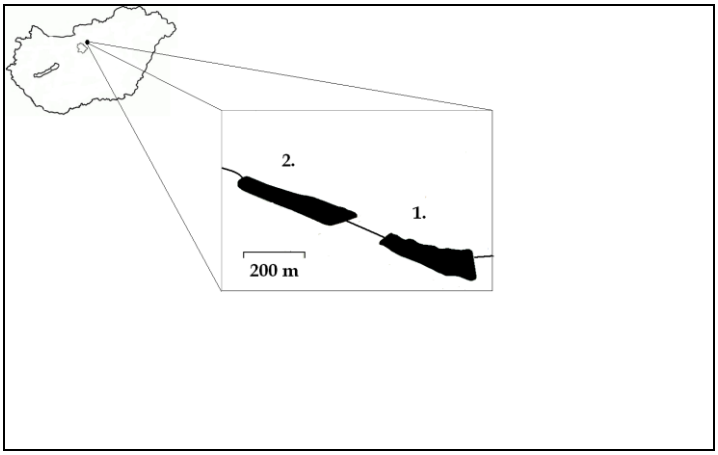
származó (attalai tápcsatorna: 12 db, babati IX-es tó: 50 db, biharugrai halastavak lecsapoló-csatornája **(É 46°56'12.1" K 21°31'31.1"):** 50 db) 112 darab razbóra teljes és standard testhosszát. Miután statisztikailag igazoltam, hogy a kiszámolt arányszámok nem térnek el az egyes élőhelyeken mért adatoktól, így ezt az arányszámot használtam fel a további vizsgálatokhoz.

Végezetül mind a nyolc élőhely esetében megvizsgáltam, hogy az adott vízterületen az elsőnyaras ivadék az egyedszám és a biomassza hány százalékát alkotja. A vizsgálatokat július végén és augusztusban végeztem, mikor az ivadék nagysága már elérte azt a méretet, hogy az egy milliméteres szembőségű hálóval biztosan mintázhatóak legyenek. A begyűjtött halak standard hosszát megmértem, majd 5 mm-es osztályokat alakítottam ki és hisztogramot készítettem. A hisztogrammok alapján, valamint a testtömeg ismeretében megállapítottam a 0+ és az idősebb korosztályok arányát, illetve a 0+-os halak átlag standard testhosszát. A korral összefüggő további vizsgálatokat nem végeztem. Ennek oka, hogy hisztogrammok előzetes elemzése és a több mint egy éven keresztül nyomonkövetett populációk méreteloszlása szerint (Babat I. és III., ld. később) az előzetes becslések alapján a 2+ korosztályok igen kis számban szerepeltek a mintában (véleményem szerint a legtöbb esetben jóval 1% alatt), így ezeknél a korosztályoknál az elemszám olyan alacsony lett volna, hogy lehetetlenné tette volna a statisztikai elemzést. Másrészről az 1+ és az idősebb korosztályok *pontos* kormeghatározása igen nehéz, mert a razbóra esetében igen sok az álévgyűrű, illetve a regenerálódott pikkely, ami bizonytalanná teszik a pikkely alapján történő kormeghatározást. Jól jelzi a probléma súlyát, hogy a később bemutatásra kerülő nagytestű példány esetében magam a 4+ kort csak a 6-7 darab pikkely megvizsgálása után tudtam meghatározni és az eredmény bizonytalansága miatt Dr. Ferincz Árpád segítségét kellett kérnem, aki gyakorlott faunisztikusként is megerősítette az általam meghatározott kort. Több fiatalabb egyed esetében gyűjtöttem pikkelymintákat, de mivel ezek bizonytalan eredményt adtak, így csak a fent említett egy esetben, és itt is csak külső hitelesítés után használtam fel a pikkelyből történő kormeghatározást.

3.4 A területhasználat elemzése

3.4.1 Első kísérletsorozat

A természetes környezetben végrehajtott kísérleteket a Babat-völgyben végeztem, ahol a tórendszer két tavában élő razbórák viselkedését vizsgáltam (5. ábra). A tórendszer völgyzárógátas mesterséges tavakból áll, melyeket az 1930-as években alakítottak ki (Ángyán et al., 1999).

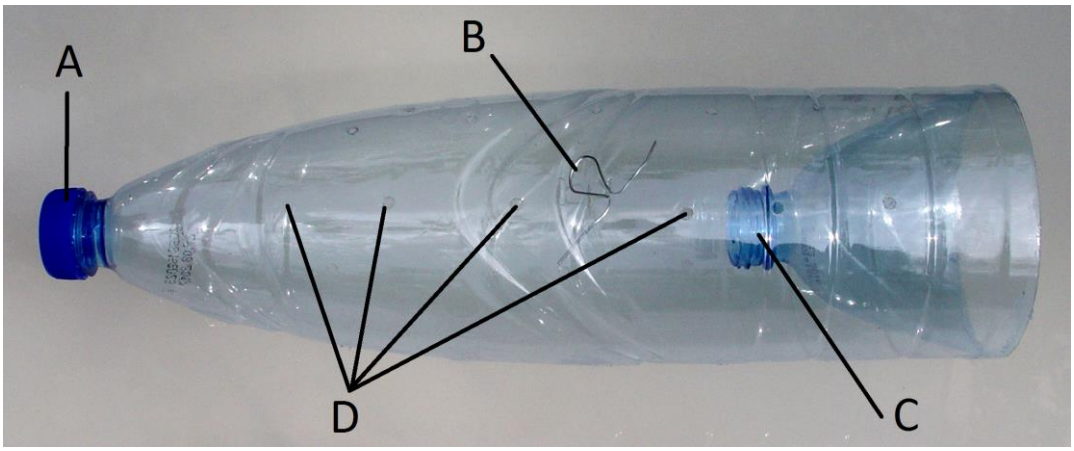


5. ábra A természtesvízi, területhasználati vizsgálatok helyszínei Magyarországon (**É 47°36'48" K 19°24'00"** és környéke, 1: Babati I-es tó, 2: Babati III-as tó)

A tavakban kezdetben magasszintű haltenyésztési munka folyt, majd az eutrofizációnak és a tulajdonosváltásoknak köszönhetően a területen évtizedeken keresztül nem végeztek tudatos halgazdálkodást. Megfigyeléseimet a Babati I-es és a Babati III-as tavon végeztem. Az I-es tavat az eredeti I-es és II-es tó összenyitásából alakították ki; a III-as tó az eredeti III-as és IV-es tó utódja. Mindkét tó eutróf, a litorális zónában jelentős makrovegetácóval (nád-sás, illetve hínárvegetáció), de a relatíve jelentős vízmélységnek (2-2,5 m) és a lebegő algák okozta zavarosságnak köszönhetően (NTU>5) 50% körüli nyílt vízfelülettel rendelkeztek. A Babati I-es tó halfaunáját a vizsgálat időpontjában mindössze 6 halfaj alkotta. Jelentős számban ezüstkárász (*Carassius gibelio* BLOCH, 1782), kínai razbóra, sügér (*Perca fluviatilis* LINNEAUS, 1758), kis számban ponty (*Cyprinus carpio* LINNEAUS, 1758), süllő (*Sander lucioperca* LINNEAUS, 1758) és vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus* LINNEAUS, 1758) volt található a tóban. Fontos információ, hogy a csapósügért 2005-ben telepítették a tóba és az első sikeres ívás 2006-ban történt. A faunisztikai vizsgálatokat Dr. Váradi László végezte, ezeket az adatot egészítettem ki a horgászfogások vizsgálatával, a saját fogások eredményeivel, illetve a halgazdálkodásra jogosult megkérdezésével.

A Babati III-as tóban a halfauna nagyon hasonló volt, de hiányoztak a ragadozó fajok és a ponty. A razbórapopuláció denzitása mindkét tóban igen jelentős, az előzetes vizsgálatok szerint közel azonos mértékű volt, ezt a 60 perces csapdás vizsgálatok CPUE-jának statisztikai összevetésével igazoltam.

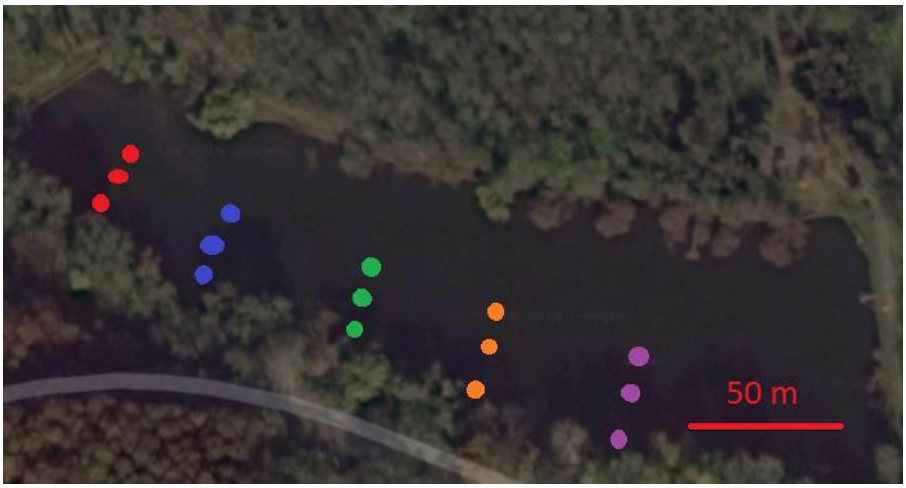
A mintavételezésre házilag készített csapdákat használtam, amelyek egységes formában készültek: egyetlen, 20 mm átmérőjű bejárat, 1,5 dm^3 űrtartalom, áttetsző perforált oldalfal, ürítő nyílás és egy rögzítőfül. Egy vékony kötél, egy 200 g-os súly és egy úszó, amely segítségével a csapda kívánt vízmélységbe süllyeszthető (6. ábra). A csapdákba 5 g horgász-etetőanyagot helyeztem (Maros Mix). A kísérletek alatt a csapdával kizárólag razbórát fogtam. Vizsgáltam a csapda méretszelektivitását is (ezt az előkísérletet a Babati I-es tavon végeztük). Az irodalmi adatok alapján nem szelektívnek tekintett módszerrel (1x1x1 méteres 1mm szembőségű, oldalfalakkal ellátott emelőháló) (Morgan et al., 1988) hasonlítottam össze a csapdákba került 1+-os és ennél idősebb razbóra korosztályok méreteloszlását (SL). Mivel a méret eloszlása nem volt természetes, az adatok elemzését Mann-Whitney teszttel végeztem.



6**. ábra** A területhasználat vizsgálatára használt csapda („A”: ürítőnyílás, „B”: rögzítő fül, „C”: bejárat, „D”perforáció)

A megfelelő expozíciós idő meghatározására is előkísérletet végeztem a Babati III-as tavon. Ennek során megvizsgáltam, hogy a 15, 30 és 60 perces expozíciós idő milyen hatással van a fogási valószínűségre, illetve a fogott halak számára. A 60 percen túli expozíciós időt elvetettem, mert a csapda kialakításakor végzett tesztek során, amikor igen sokféle expozíciós időt kipróbáltam (köztük 4-8-12 órás expozíciós időt is), a csapdába gyakran túl sok állat került, ami a lokális oxigénhiány miatt az állatok pusztulásához vezetett. Két méréssorozatban 3-3 csapdával végeztem vizsgálataimat, az eredményeket Kruskal-Wallis teszttel vizsgáltam.

Végezetül a Babati III-as tavon jelölés-visszafogás módszerével vizsgáltam, hogy milyen távolságra kell egymástól elhelyezni a csapdákat, hogy a mintavételek egymástól függetlenek legyenek. A függetlenséget abban az értelemben használom, hogy az egyes mintavételi területeken fogott állatok más mintavételi területeken ne jelenjenek meg, így az adott mintavételi időszakban csak egy csapda fogási körzetébe tartozzanak. A függetlenség vizsgálata során egymástól 25 méterre kijelöltem 3 mintavételi pontot, ahol csapdával halakat fogtam, ezeket mintavételi pontonként eltérő módon jelöltem (kisméretű úszócsonkolással), majd visszabocsátottam a fogás helyszínén a vízbe. A csapdázást megismételtem 1 nap, 1 hét és 2 hét múlva és feljegyeztem a jelöletlen és jelölt halak számát, illetve utóbbi esetben az eredeti fogás helyszínét. Az előkísérletben a mintavételi pontok közötti 25 méter távolságot a terepi adottságok alapján jelöltem úgy, hogy a távolság már vélhetően elégséges legyen a függetlenséghez, de a tavakon kijelölhető lehessen kellő számú mintavételi pont. Mivel az előkísérlet után jól alkalmazható eredményt kaptam, így más távolságok kipróbálásra nem volt szükség. Az előkísérleteket 2005 nyarán végeztem.



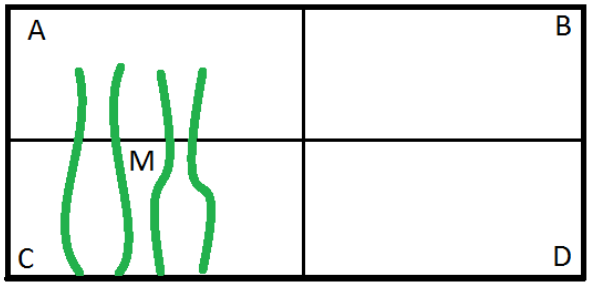
7. ábra A csapdák elhelyezkedése a Babati I-es tavon (az egyes független mintavételi területeket eltérő színnel jelöltem)

A fenti előkísérletek eredményei alapján 24 órás vizsgálatot végeztünk mindkét mintavételi helyen 2006 júliusában, napsütötte, frontmentes körülmények között. A vizsgálatok elvégzésében Kovács Róbert volt segítségemre. A tó hossztengelyére merőlegesen 5, egymástól független mintavételi területet jelöltünk ki (7. ábra). Minden mintavételi területen belül egy csapdát a parti növényzetben helyeztünk el a vízoszlop felénél, egyet a nyílt vízterületen a felszíntől 0,5 méterre és egyet a nyílt vízen a fenéktől 0,25 m-re (az egyszerűség kedvéért a mintákat ezentúl litorális, pelágikus és bentikus néven említjük). A nap során négy mérést végeztünk egyórás expozíciós idővel (6:00, 12:00, 18:00, 24:00). A begyűjtött halak darabszámát, méretét, valamint a fogás helyén, a csapda közvetlen közelében a víz hőmérsékletét és az oxigénszintet is feljegyeztük (a mérést WTW Oxi 96 készülékkel végeztük). A gyűjtött

adatokat a Microsoft Office Excel nevű programjával rögzítettük, majd az állatok eloszlását χ^2 teszttel elemeztük, míg a hőmérséklet és az oxigénszint hatásának vizsgálatához korrelációanalízist alkalmaztunk. Az elemzés elvégzéséhez Graphpad Prism 6 programot használtunk.

3.4.2 Második kísérletsorozat

Az első kísérletek eredményére támaszkodva azt a nullhipotézist állítottam fel, hogy a vizsgált paraméterek alapján a razbórák területhasználatát a ragadozó halak jelenléte határozza meg. Ennek bizonyítására egy egyszerűsített akváriumi tesztrendszert építettem ki 2009 júliusában és augusztusában. Az akvárium mérete 1200x600x600 milliméter volt (hosszúság-magasság-szélesség), amiből leválasztotam egy 30 centiméteres sávot, hogy a mélységélesség megfelelő legyen a fényképezéshez (tehát a tér, amit az állatok szabadon használhattak 1200x600x300 mm volt). Az akváriumot napi 12 órában felülről világítottam meg. A növényzetet 4 db 5 cm széles és 35 cm hosszú rashel-háló imitálta, a vízhőmérséklet folyamatosan 25 °C volt. A halak elhelyezkedését fényképek segítségével vizsgáltam. A fényképeket állványon rögzített Canon EOS 300-as fényképezővel készítettem úgy, hogy a halak ne lássák a felvételt készítő mozgását. A halak két helyszínről, a hatvani Kincsem horgásztóból, illetve a Babati IX-es tóból származtak. Előbbiben a ponty, illetve keszegfélék (*Abramis* spp., *Rutilus rutilus* LINNAEUS, 1758, *Carassius gibelio*) mellett kis számban csak nagytermetű harcsák (*Silurus glanis* LINNAEUS, 1758) élnek (melyeknek jellemzően nem tápláléka a razbóra), utóbbiban pontyot, ezüstkárászt, illetve razbórát rendszeresen fogyasztó törpeharcsa (*Ameiurus* spp.) és süllő is él. A kísérletben felhasznált razbórákat 1x1 méteres emelőhálóval fogtam és random módon választottam ki a kísérletre az 1+ és idősebb korosztályokból.



8. ábra Az akváriumi kísérletek elrendezése, oldalnézet. Minden elkészült képen feljegyeztük minden egyes halról, hogy melyik negyedben tartózkodik (A & B: Felső vízréteg, C & D: fenék; A & C: növényes oldal, B & D: növény nélküli oldal, M: műnövény)

Mindkét populációval, egymástól függetlenül, azonos sorrendben a négy kísérleti beállítást ismételtük meg háromszor, mindig friss állatokkal. Minden beállításban 35 felvételt készítettünk

2 perces időközökkel és csak azokat értékeltem, amelyeken minden akváriumban lévő hal helyzete azonosítható volt.

Az első beállításban az akvárium vizében csak razbórák voltak (műnövények nélkül). A kapott eredményeket azonnal elemeztem és csak akkor folytattuk a kísérletet, ha az akvárium jobb és bal oldalának használata között nem tapasztaltunk statisztikailag igazolható preferenciakülönbséget, tehát az akvárium két oldalán hasonló gyakorisággal fordultak elő a halak (χ^2 teszt).

Ezt követően kísérletsorozatonként eltérő módon (jobb vagy baloldalra) behelyeztem a műnövényeket, majd az akklimatizáció után (amikor a halak viselkedése azt mutatta, hogy megszokták az új tereptárgyakat) felvételeket készítettem.

Ezt követően egy 15 cm teljes testhosszúságú sügért helyeztem a vízbe, majd 24 órás akklimatizációs időt követően újabb felvételeket készítettem. Azért választottam ezt a fajt, mert az első kísérletsorozatban szereplő élőhelyen is feltételezhetően ez a faj határozta meg a razbórák jelenlétét, másrészt bizonyíthatóan halfogyasztó (Guti, 1992; Heermann, 2008; Pavlović et al., 2013). Azért tettem a sügért közvetlenül a vizsgált halak közé, mert az irodalmi adatok szerint így lehetett a legtermészetesebb reakciót várni a razbóráktól (Rowland, 1999). A sügér vadászhatott, sőt fogyasztott is a halakból, ami még inkább valósághoz közeli reakcióra késztette a halakat. A sügér jellemzően a műnövények között, a fenék közelében tartózkodott.

Végül az utolsó beállításban a sügér az akváriumban maradt, viszont a műnövényt kivettem. A kapott fényképeket számítógépen elemeztem úgy, hogy az akvárium terét négy részre osztottam (oldalnézet, középvonaltól jobbra és balra, illetve középvonaltól lejjebb és feljebb, 8. ábra) és az ott megfigyelhető halak számát feljegyeztem. A gyűjtött adatokat Microsoft Office Excel programmal rögzítettem, majd χ^2 teszttel elemeztem. Ahol a χ^2 teszt statisztikailag igazolta, hogy a halak elhelyezkedése nem véletlenszerű, ott Bonnferroni utótesztet végeztem. Az elemzés elvégzéséhez a Windows Excel és a Graphpad Prism 6.0 programot használtam. A vizsgálatok elvégzésében Pereszlényi Ádám volt segítségemre.

4. EREDMÉNYEK

4.1 A kínai razbóra elterjedése a magyarországi halgazdaságokban

4.1.1 Általános kérdések

Az általános kérdésekre adott válaszok jól jellemzik a megkérdezett gazdaságokat. 13 (38%) illetve 14 válaszadó (41%) gazdálkodott 100 ha-nál kisebb, vagy 101-500 ha-os tófelületen. 501-1000 ha-on 3 gazdaság (9%), 1001 ha-nál nagyobb területen 4 (12%) vállalkozás termelt halat. Az első feltett kérdés alapján megállapítottam, hogy a mintában szereplő gazdaságok méret szerinti megoszlása nagyon hasonló az alapsokaság megoszlásához (az alapsokaságban ez az érték 47%, 41%, 6% és 5%) (Haltermelők Országos Szövetsége és Terméktanácsa, 2005). 5%-nál nagyobb eltérés a legkisebb és a legnagyobb méretkategóriánál volt tapasztalható, a legkisebb gazdaságok némileg alul-, a legnagyobbak némileg felülreprezentáltak voltak a mintában. Fontos azonban tudnunk, hogy míg a 0,1 km^2-nél kisebb területen gazdálkodók a magyar halastavak területének alig 9%-át birtokolják, addig a 1 km^2-nál nagyobb gazdaságok a terület több mint 37%-a felett rendelkeznek. Az elvégzett statisztikai próba (Kruskal-Wallis teszt) is megerősítette, hogy a kategóriamegoszlásban nincs eltérés ($P = 0,31$).

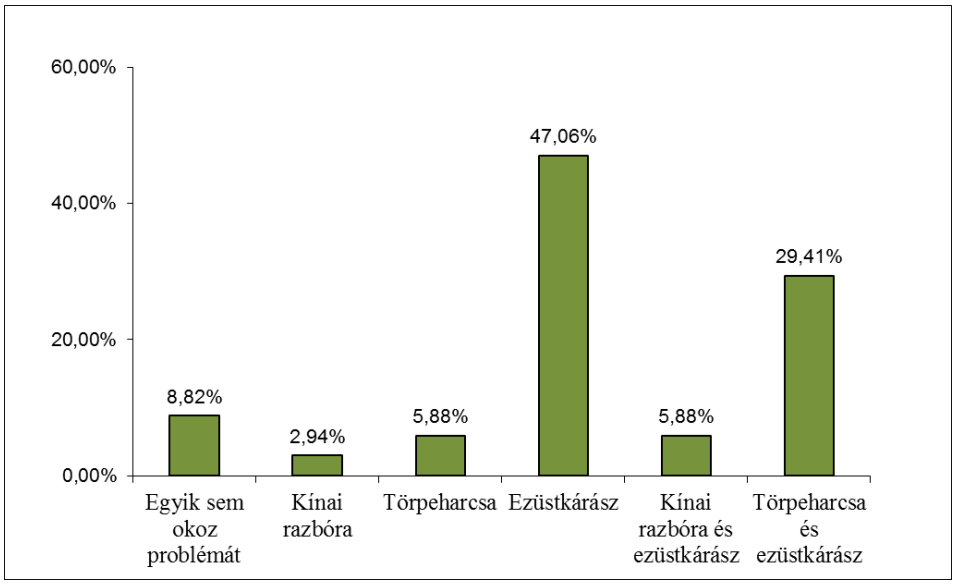
A második kérdés a termelés vertikumára vonatkozott. A gazdaságok 67%-a teljes vertikumú volt, míg 33% részüzemű. A válaszadók 26,47%-a völgyzárógátas, 52,94%-a körtöltéses halastavakon dolgozik, a fennmaradó 20,59% vagy több típusú, vagy az előző két kategóriába nem sorolható (ásott tavak, intenzív holtágak, stb.) vízterületen gazdálkodik.

Az inváziós halfajok korlátozásának egyik legfontosabb eszköze az őshonos ragadozó halfajok állományának növelése lehet. A következő két kérdés éppen ezért a gazdaságok ragadozóhal-termelésére vonatkozott. A megkérdezett gazdaságok több mint 97%-a foglalkozik legalább egy ilyen halfaj tenyésztésével. 50%-uk mind a három gazdaságilag jelentős ragadozó halfajt (csuka, *Esox lucius* LINNAEUS, 1758; süllő; harcsa) tenyészti, sőt, 11,76%-uk további fajokat is bevon a termelésbe (balin, *Aspius aspius* LINNAEUS, 1758; pisztrángsügér, *Micropterus salmoides* LACÉPÉDE, 1802; afrikai harcsa, *Clarias gariepinus* BURCHELL, 1822; stb.). 32,35%-uk foglalkozik legalább kettővel a korábban említett gazdaságilag is jelentős ragadozó halfaj közül, valamint egy gazdaság (2,94%) kizárólag harcsát tenyésztett.

Az ötödik pontban azt kérdeztem, hogy a gazdaságok milyen mennyiségben tenyésztenek ragadozó halakat. A válaszadók 52,94%-a 5 kg-nál nagyobb mennyiségben termelt ilyen halakat hektáronként, 35,29%-uk 2,1-5 kg/ha termelésről számolt be, egy termelő (2,94%) kevesebb mint 2 kg/ha hozamot jelzett, egy gazdálkodó nem termelt ragadozó halat, kettő nem kívánt erre a kérdésre válaszolni.

Statisztikailag elemeztem a fenti tényezők hatását a különböző invazív halfajok jelenétére és egyetlen esetben találtunk statisztikailag igazolható különbséget: a gazdaság vertikuma és az összes gyomhal jelenléte esetében a Kruskal-Wallis teszt P = 0,0215 értéket mutatott. Az összes többi esetben nem találtem szignifikáns igazolható különbséget (P = 0,2299-0,8297).

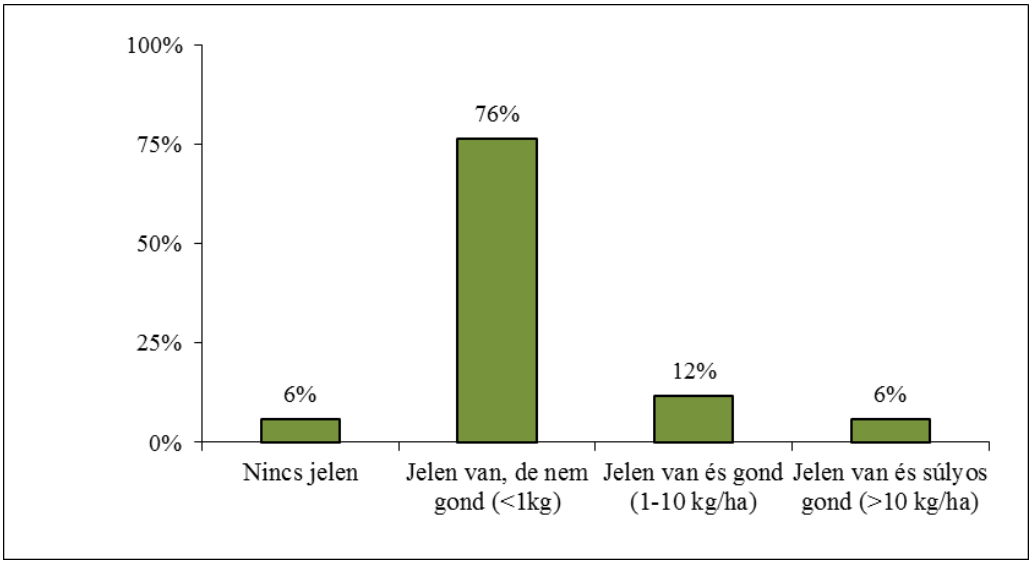
Az általános kérdések közül az utolsó arra vonatkozott, hogy a három legfontosabb gyomhal közül a termelő szubjektív megítélése szerint mely faj, vagy fajok okozzák a legtöbb problémát. A válaszadók kevesebb, mint 10%-a nyilatkozta azt, hogy egyik faj sem okoz gondot jelenlétével a gazdaságban (8,82%). A gazdaságok közül a kínai razbóra 2,94%-ban, a törpeharcsa 5,88%-ban, az ezüstkárász 47,06%-ban volt a legnagyobb gondot okozó halfaj. A válaszadók 5,88%-ánál a kínai razbóra és az ezüstkárász, illetve 29,41%-ánál a törpeharcsa és az ezüstkárász együtt okozott komoly gondokat (9. ábra).



9. ábra A termelők szubjektív megítélése szerint a gazdaságban mely gyomhalfaj, ill. halfajok okozzák a legnagyobb gondot (megoszlás, százalékban)

4.1.2 A kínai razbórára vonatkozó kérdések

Az első kérdés arra vonatkozott, hogy a gazdaságban jelen van-e a kínai razbóra és ha igen, milyen mennyiségben. A válaszadók mindössze 5,88%-a nyilatkozta azt, hogy nincs jelen a faj a gazdaságban. Több mint 76%-uk arról számol be, hogy a razbóra jelen van, de egy hektárra eső mennyisége nem éri el az 1 kg-ot. A gazdaságok 11,76%-ában a lehalászott razbóra éves mennyisége 1 és 10 kg között változott, két gazdaságnál (5,88%) ez az érték meghaladta a hektáronkénti 10 kg-ot (10. ábra).



10. ábra A razbóra mennyisége a gazdaságokban (megoszlás, százalékban)

A második kérdés esetében („Hogyan változott a kínai razbóra mennyisége az elmúlt három évben?”) a válaszadók 58,82%-a úgy nyilatkozott, hogy nem változott, 29,41%-uk szerint csökkent, míg 11,76%-uk szerint nőtt az állomány nagysága.

A harmadik kérdés arra vonatkozott, hogy a tavakban jelenlévő razbórával mit tesz a termelő. A válaszadók 17,65%-a nem kezeli semmilyen módon ezeket a halakat, 29,41% a tavak lehalászásakor megsemmisíti az állatokat, illetve fertőtleníti a tavak medrét és a fennmaradó pocsolyákat (például különböző mészformák alkalmazásával). 35,29% a megtermelt kínai razbórát értékesíti (takarmányhalnak, állateleségnek, csalihalnak, stb.) és a tavakat fertőtleníti. A válaszadók 17,65 százaléka vagy nem válaszolt, vagy nincs jelen a faj a gazdaságban.

A negyedik kérdés célja az volt, hogy megállapítsam, a termelők a védekezés mely elemeit tartják a legfontosabbnak. A válaszadók 23,53%-a szerint nincsen szükség semmilyen védekezésre. 26,47%-uk a ragadozó halak népesítését emeli ki, míg 11,76%-uk a tápláló vizek szűrését és a fennmaradó pocsolyák fertőtlenítését tartja fontosnak. 35,29% szerint viszont csak a fenti eljárások kombinált alkalmazása hoz megfelelő eredményt.

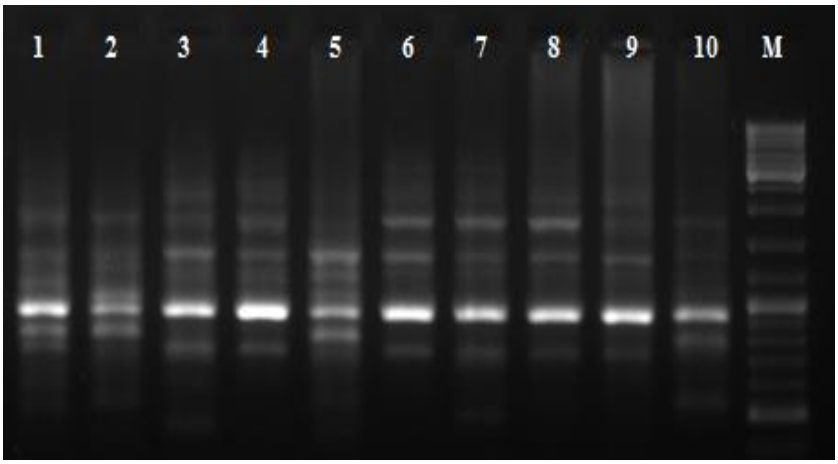
A kérdőív további kérdéseit, melyek a törpeharcsa-fajokra, illetve az ezüstkárászra vonatkoznak jelen dolgozatban nem ismertetem, mert a kapott eredmények nem kapcsolódnak szorosan a további vizsgálatokhoz.

4.2 A genetikai vizsgálatok eredményei

4.2.1 A RAPD-analízis eredményei

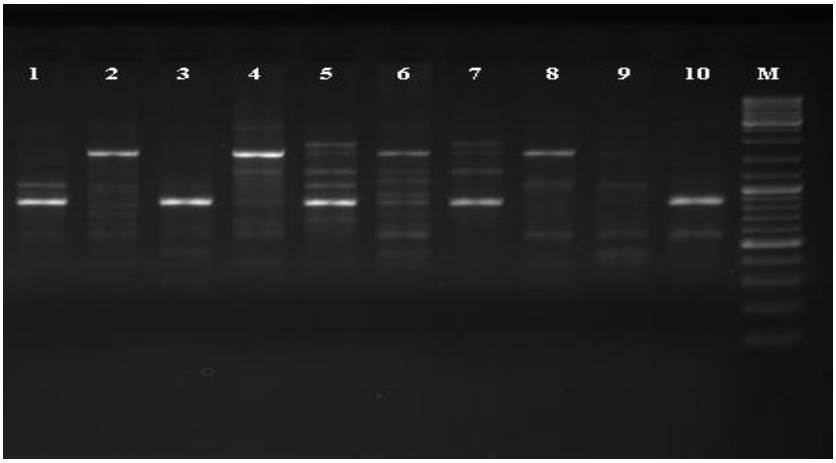
A kísérletsorozat első fázisában 21 darab különböző primert teszteltünk, amelyek közül több nem amplifikált, míg mások nem mutattak polimorfitást az egyedek között. Végül két primert, az „U192”-et illetve a „VILA M8”-at választottuk ki az analízishez. Ezekkel a primerekkel a

minták nagyfokú polimorfizmust mutattak. A polimorf fragmentek közül mindkét esetben hat-hat darabot választottunk ki (11. és 12. ábra). A későbbiekben az értékelést ezeknek a fragmenteknek a vizsgálatával végeztük el mind a 10 populáció 201 egyedén.



11. ábra Kínából származó razbóraegyedeken „VILA M8”-as primerrel végzett RAPD-vizsgálatot követő gélelektroforézis eredménye. Az egyedek 1-től 10-ig számozva láthatók, az M jelzés 100bp-os molekulasúly-markert jelöltem

A kiválasztott fragmentek mindegyike jelen volt legalább nyolc populációban. Nem volt azonban olyan fragment, amely az összes populáció valamennyi egyedében jelen lett volna. A leggyakoribb fragment az egyedek 93%-ában volt jelen, míg a legritkább az egyedek 11%-ában volt kimutatható (9. táblázat).



12. ábra Isaszegről származó razbóraegyedeken U192-es primerrel végzett RAPD-vizsgálatot követő gélelektroforézis eredménye. Az egyedek 1-től 10-ig számozva láthatók, az M jelzés 100bp-os molekulasúly-markert jelöltem

4.2.2 A populációk összehasonlítása

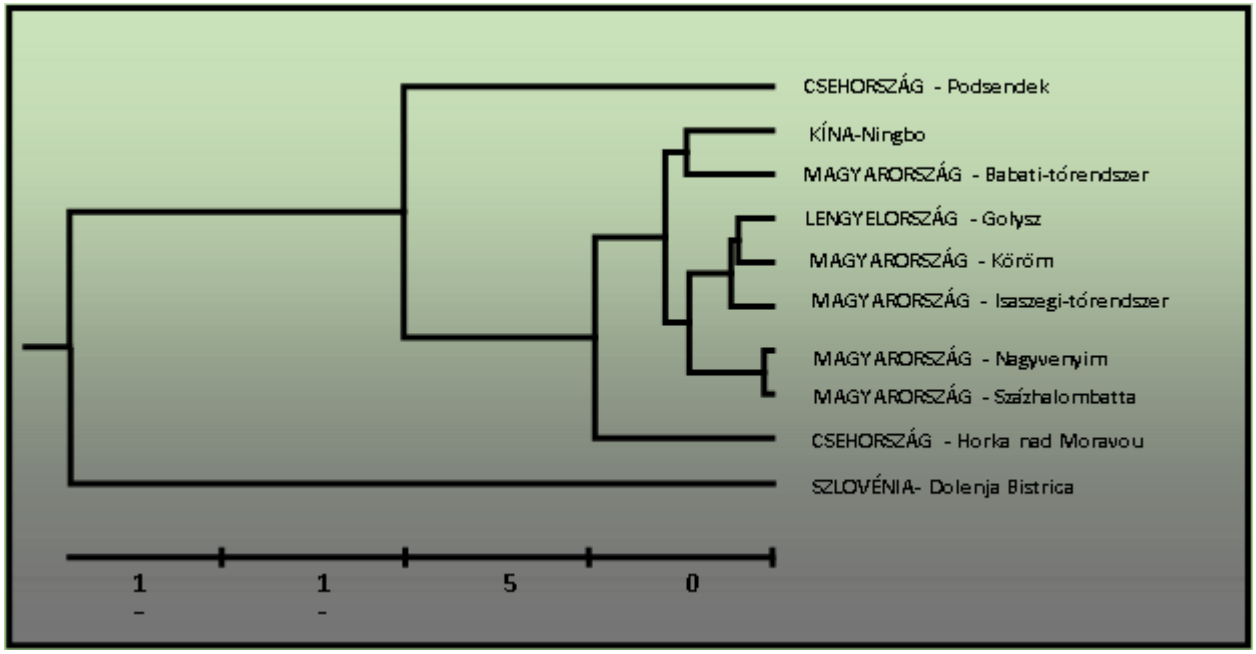
Valamennyi vizsgált egyeden értékeltük a fragmentek jelenlétét (1), vagy hiányát (0) és meghatároztuk az egyedekre jellemző genotípust primerenként külön-külön és a két primert összevonva is (8. táblázat).

8. táblázat Genotípusok száma populációnként

Genotípusok	Genotípusok száma populációnként										Összes genotípus
	Podsedek halastó, treboni régió, Csehország	Ningbo, Kína	Golysz, Lengyelország	Gödöllő-Isaszegi tórendszer	Babati tórendszer	Körömi angolna telep hűtőtava	Dolenja Bistrica, Holt-Mura, Szlovénia,	Horka nad Moravou halastó, Csehország	Nagyvenyimi horgásztó	Temperáltvizű Halgazdaság, Százhalombatta,	
U192 + VILA M8 genotípus (db)	10	17	21	23	19	19	3	13	23	12	120
U192 genotípus (db)	3	12	8	10	12	7	3	4	14	12	31
VILA M8 genotípus (db)	7	9	16	15	14	10	2	10	13	5	36
Egyedszám	***24***	***18***	***24***	***24***	***24***	***24***	***3***	***24***	***24***	***12***	

A két primerrel végzett vizsgálatokat összehasonlítva megállapítható, hogy nincs lényeges különbség a genotípusok száma között (31, illetve 36 genotípus), a kettőt együtt értékelve viszont a vizsgálatban sokkal részletgazdagabb felbontást kapunk (120 genotípus). A populációkon belül az egyes genotípusok megoszlását a 3. számú melléklet tartalmazza.

A kapott eredmények nem mutattak szoros összefüggést a populációk földrajzi távolsága és az allélgyakoriságok között (13. ábra). Jóllehet a cseh és szlovén minták elkülönültek a magyarországi mintáktól, de a lengyel és a kínai minták nem. A lengyelországi minta a körömi, míg a kínai a babat-völgyi populációkkal mutatta a legnagyobb hasonlóságot.



13. ábra A mintázott populációk egymáshoz viszonyított genetikai távolsága a Nei-féle genetikai távolság (1972) alapján

Fontos azonban megjegyezni, hogy Szlovéniából csak három egyed állt rendelkezésünkre. Nagyobb egyedszám esetén valószínűleg ennek a mintának a genetikai távolsága a többi vizsgált populációtól eltérő lett volna, hisz bizonyos fragmentek nagyobb elemszám esetén már megjelenhetnek a mintában, így viszont a Nei-képlettel számolt genetikai távolság is valószínűleg eltérő lett volna.

9. táblázat „U192”-es és „Vila M8” primerrel vizsgált fragmentek előfordulási gyakorisága az egyes populációk esetében

Fragment méret (bp)		Fragmentek előfordulási gyakorisága populációnként										Hány egyedben található meg összesen	Összes halra vetített előfordulási gyakoriság
		Podsedek halastó, treboni régió, Csehország	Ningbo, Kína	Golysz, Lengyelország	Gödöllő-Isaszegi tórendszer	Babati tórendszer	Körömi angolna telep hűtőtava	Dolenja Bistrica, Holt-Mura, Szlovénia,	Horka nad Moravou halastó, Csehország	Nagyvenyimi horgásztó	Temperáltvizű Halgazdaság, Százhalombatta,		
U192	**1040**	0,0	50,0	25,0	45,8	25,0	8,3	100,0	0,0	37,5	50,0	**52**	**25,9**
	960	100,0	94,4	100,0	100,0	79,2	100,0	66,7	100,0	83,3	75,0	**187**	**93,0**
	800	0,0	27,8	33,3	29,2	29,2	16,7	33,3	12,5	50,0	58,3	**54**	**26,9**
	700	0,0	38,9	29,2	33,3	4,2	29,2	100,0	8,3	33,3	41,7	**48**	**23,9**
	680	54,2	33,3	8,3	12,5	4,2	4,2	100,0	0,0	20,8	25,0	**37**	**18,4**
	550	8,3	0,0	4,2	16,7	20,8	8,3	33,3	4,2	12,5	33,3	**23**	**11,4**
VilaM8	**4390**	87,5	0,0	33,3	33,3	20,8	41,7	0,0	25,0	25,0	0,0	**64**	**31,8**
	3000	87,5	94,4	83,3	83,3	75,0	100,0	100,0	100,0	91,7	91,7	**180**	**89,6**
	1925	4,2	72,2	50,0	33,3	79,2	29,2	0,0	83,3	62,5	58,3	**102**	**50,7**
	1430	66,7	27,8	33,3	37,5	25,0	12,5	100,0	91,7	29,2	41,7	**84**	**41,8**
	850	20,8	83,3	45,8	83,3	87,5	66,7	100,0	79,2	54,2	41,7	**128**	**63,7**
	580	8,3	50,0	20,8	16,7	29,2	4,2	33,3	12,5	8,3	8,3	**35**	**17,4**

4.3 A szaporodásbiológiai és morfometriai vizsgálatok eredményei

4.3.1 Szaporodásbiológiai vizsgálatok

Az 1799 állat esetében felvett GSI-adatokat populációnként és mintavételi időpontonként átlagoltam. Ezek az adatok a 10. táblázatban találhatók.

10. táblázat A vizsgált kínai razbórapopulációk átlagos GSI-adatai

Helyszín		2006									2007				2008					2009
		4	5	6	7	8	9	10	11	12	5	6	7	8	5	6	7	10	11	3
Babat	IX.															0,61	0,00			
	III.					0,00						0,11	0,00							
	I.	1,75	2,20	0,59	0,00		0,65	1,00	2,65	1,49										
Nagykónyi	2-es	1,57		0,91		0,00		0,41	1,34		4,98					0,00				
Paks	7-es					0,00														
Attala	7-es														6,04	0,55	0,00	0,00		2,08
	Csatorna											0,00		0,44						
	Szűrőtó													0,00		0,00	0,00	0,00	0,46	1,33

Készítettem továbbá egy táblázatot, amelyben a mintázás évétől és helyszínétől függetlenül az összes, adott hónapban gyűjtött egyed GSI-adatát átlagoltam (11. táblázat).

11. táblázat Az egyes hónapokban gyűjtött összes minta GSI-jének átlaga, függetlenül a gyűjtés helyszínétől és a gyűjtés évétől

Március	Április	Május	Június	Július	Augusztus	Szeptember	Október	November	December
1,7	1,66	3,33	0,34	0	0,06	0,65	0,37	1,48	1,49

A kapott adatok jól mutatták, hogy a GSI értéke populációszinten májusban a legmagasabb, majd júniusban gyorsan csökkenni kezd. Július-augusztus hónapokban nem, vagy csak nagyon ritkán találtam mérhető méretű ivarszerveket, így a GSI értéke nulla körüli volt. Majd a meginduló petefejlődés a GSI változásával már ősszel jól detektálhatóan folyamatosan zajlott és tavasszal zárult.

Megvizsgáltam továbbá, hogy az ikrás (ebben az esetben biztosan csak a halak neme volt azonosítható) illetve a jól fejlett, detektálható (0,01 g-nál nagyobb) petefészekkel rendelkező ikrások GSI-je hogyan alakult a szaporodási időszakban (május, június). Ezeket az adatokat a 12. és 13. táblázatban találjuk. Megfigyelhető, hogy májusban a 0,01 grammnál nagyobb petefészkű, tehát ivarilag aktív egyedek aránya magas: átlagosan: 46% (50-50% ivaránynál lényegében minden ikrás egyed aktív). Júniusra ezek mennyisége jelentősen csökken, az ivarilag aktív ikrások aránya alig 4 %. A még nagy petefészekkel rendelkező ikrások GSI-értéke viszont igen

magas júniusban, ami azt jelzi, hogy ezek a későn ívó egyedek is már valószínűleg a vitellogenezis fázisában vannak, így közvetlenül az ívás előtt állnak.

12. táblázat Az ívási időszakban azonosíthatóan ikrás egyedek átlagos GSI-értékei a különböző élőhelyeken

Helyszín		2006		2007		2008	
		5	6	5	6	5	6
Attala	7-es					9,35	13,76
	Csatorna				0,00		
	Kistó						0,00
Babat	IX.						10,20
	III.				2,13		
	I.	5,59	5,61				
Nagykónyi	2-es		11,02	8,38			0,00

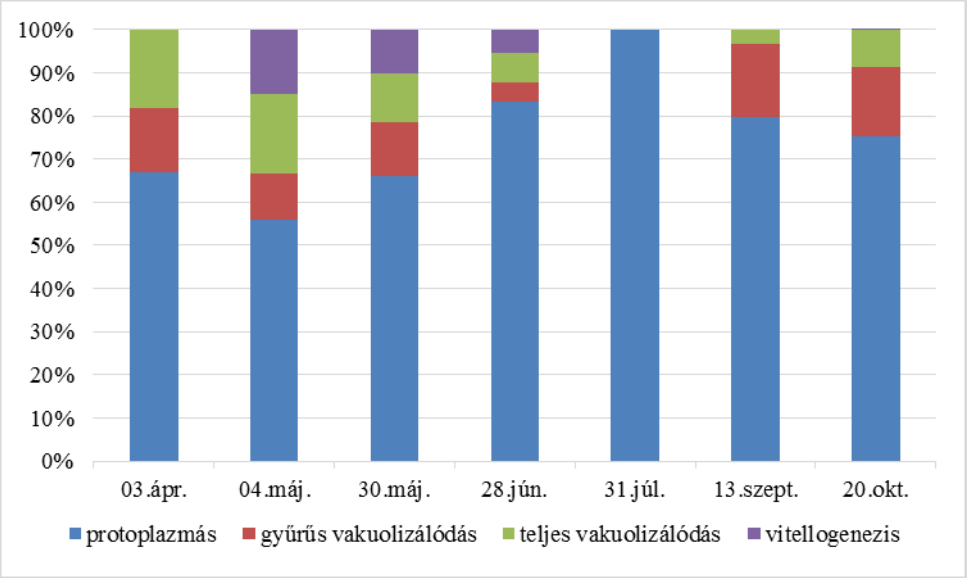
13. táblázat Az ívási időszakban jól fejlett petefészekkel (> 0,01 g) rendelkező ikrások aránya (jól fejlett petefészekkel rendelkező egyedek száma/összes ikrás száma)

Helyszín		2006		2007		2008	
		5	6	5	6	5	6
Attala	7-es					24/35	2/50
	Csatorna				0/26		
	Kistó						0/50
Babat	IX.						3/50
	III.				4/96		
	I.	36/96	4/50				
Nagykónyi	2-es		4/50	4/7			0/50

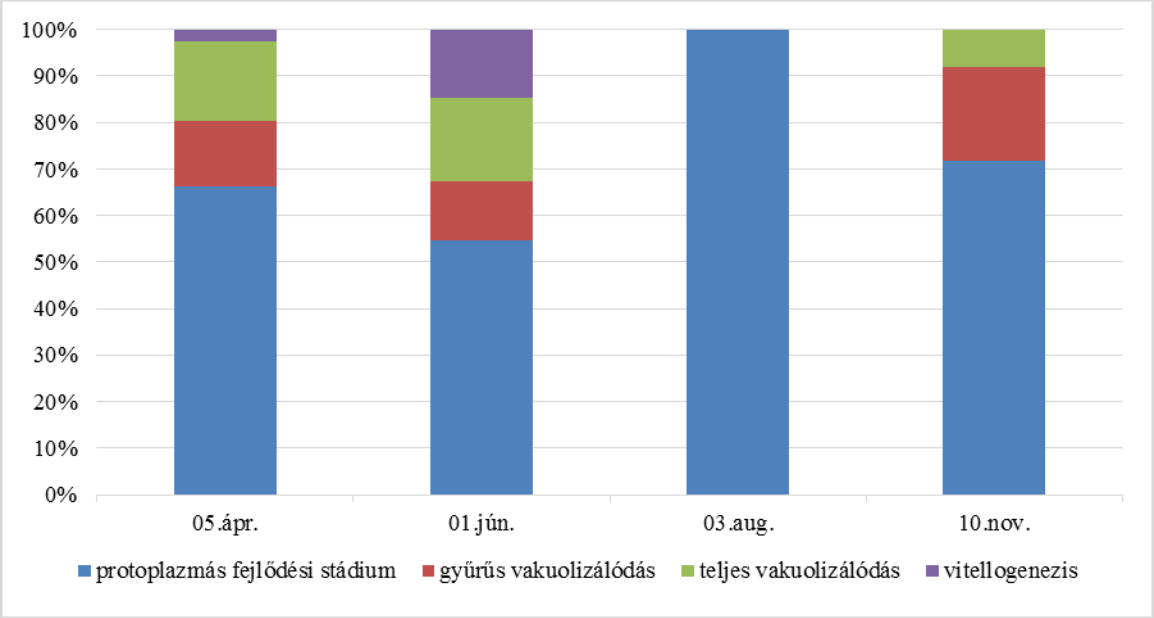
Fontos célom volt, hogy szövettani metszeteket készítve fényt derítsek a mennyiségi változásokkal párhuzamosan zajló szövettani folyamatokra is. Megfigyeltem, hogy nyáron, amikor a petefészkek tömege nem éri el a 0,01 g-ot, kizárólag protoplazmás fázisban lévő petesejtek találhatók a teljes halakból készült metszetekben, az őszi (szeptember-október) hónapokban a gyűrűs vakuolizációs stádiumban lévő sejtek száma nő meg, illetve kis számban egyes ivarsejtek már a teljes vakuolizálódásig is eljutnak. Tavasszal ez utóbbiak aránya tovább nő és már április első napjaiban megjelennek a vitellogenezis jeleit mutató sejtek is. Ezek egészen június végéig megtalálhatók a mintákban.

Megvizsgáltam, hogy a GSI növekedése mely stádiumok megjelenésével mutat korrelációt. Az elvégzett statisztikai elemzés azt mutatta, hogy a babati minták esetében (14. ábra) a protoplazmás sejtek aránya erős negatív ($P<0,0001$, $r = -0,6845$), a teljes vakuolizáció és a vitellogenezis erős pozitív ($P<0,0001$, $r = 0,6422$, illetve $r = 0,6806$) korrelációt mutat a GSI értékével, viszont a gyűrűs vakuolizáció nem mutat ilyen összefüggést ($P = 0,6560$, $r = 0,0293$) (16. ábra). A nagykónyi minták esetében (15. ábra) nagyon hasonló megállapításokat tehetünk

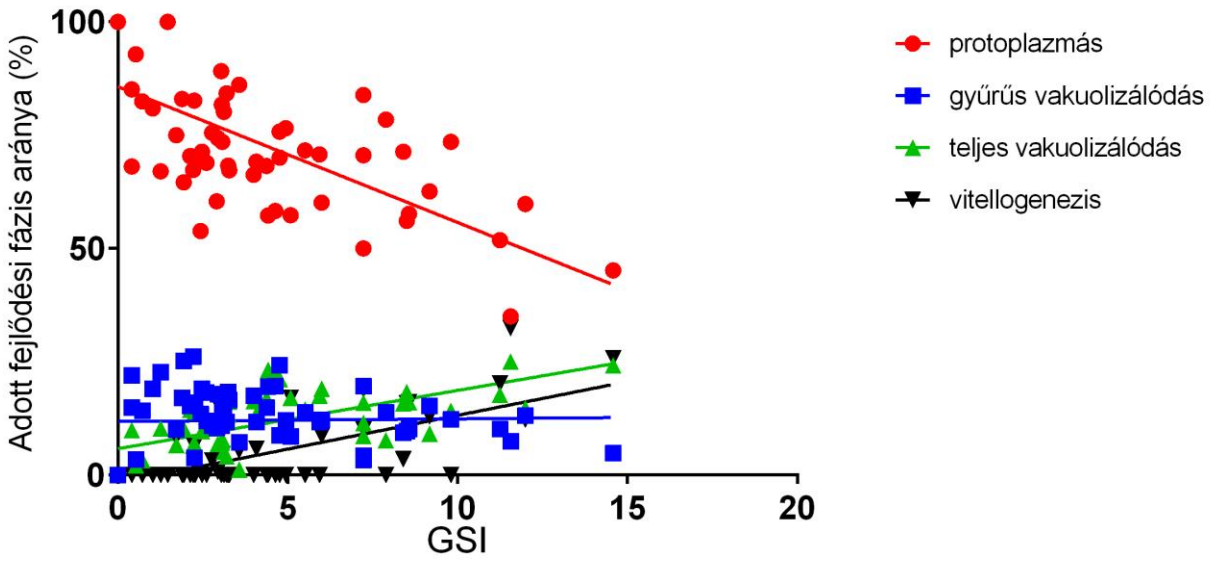
(protoplazmás stádium P < 0,0001, r = -0,6883 gyűrűs vakuolizáció P = 0,5675, r = 0,1151, teljes vakuolizáció P < 0,0001, r = 0,7891, vitellogenezis P = 0,0028, r = 0,5527) (17. ábra).



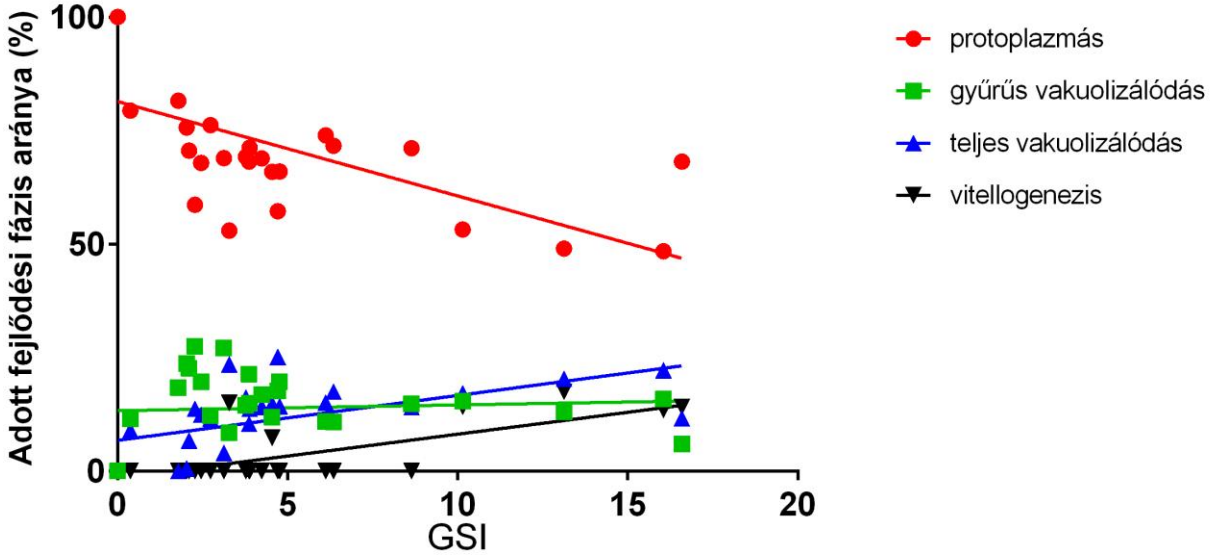
14. ábra A babati minták szövettani metszetein található, eltérő fejlődési stádiumban lévő petesejtek százalékos aránya az egyes mintavételi időpontokban



15. ábra A nagykónyi minták szövettani metszetein található, eltérő fejlődési stádiumban lévő petesejtek százalékos aránya az egyes mintavételi időpontokban

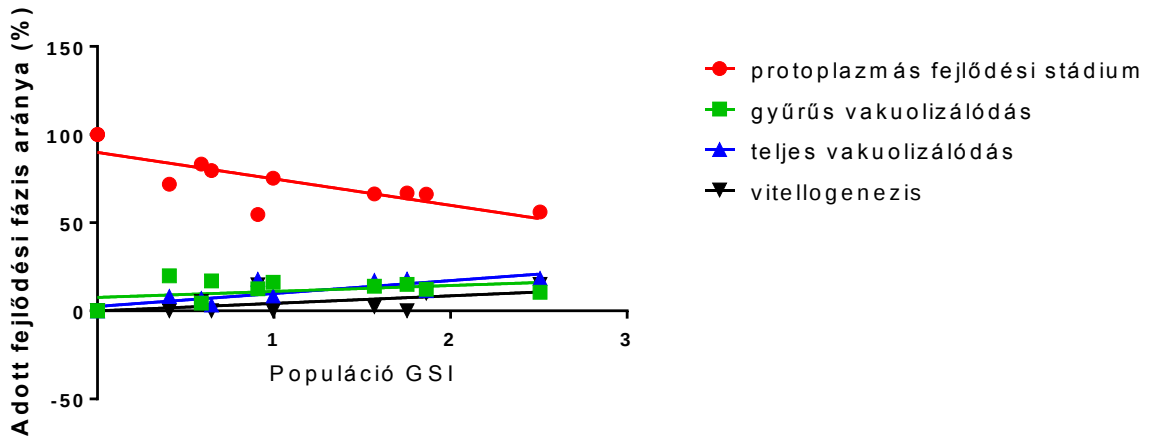


16. ábra A Babat-völgyben gyűjtött szövettani mintákban található petesejtek fejlődési fázisainak százalékos megoszlása és a GSI összefüggése



17. ábra A Nagykónyiban gyűjtött szövettani mintákban található petesejtek fejlődési fázisainak százalékos megoszlása és a GSI összefüggése

A populációk átlagos GSI-értékeivel összevetve a metszetekben található különböző stádiumú oocyták átlagos arányát szintén szignifikáns kapcsolatot találtam a protoplazmás ($p = 0{,}034$) és a teljes vakuolizációs állapot esetében ($p = 0{,}015$), míg a vitellogenezisnél a p-érték 0,067, a gyűrűs vakuolizációnál ez 0,217 volt (18. ábra)



18. ábra A populációk GSI-átlagainak és a petefejlődési stádiumok százalékos megoszlás átlagainak összefüggése

Megállapítottam továbbá azt is, hogy ahol az ivarszerv tömege nem érte el a 0,01 g-ot, ott minden esetben csak protoplazmás stádiumú oocyták voltak jelen, illetve a 10%-ot meghaladó GSI-érték estében biztosan jelen voltak a vitellogenezisben résztvevő petesejtek. Végezetül a tavaszi minták esetében, ha a petefészek tömege meghaladta a 0,01 g-ot, akkor minden esetben volt gyűrűs és teljes vakuolizáció stádiumában lévő petesejt is. Így kijelenthető, hogy ezek a halak ivarérettek. Ezek alapján azoknál a populációknál, ahol volt 0,01 g-nál nagyobb petefészek, megállapítottuk az ivarérettséghez tartozó legkisebb standard testhosszt. Ezt a 14. táblázat tartalmazza.

14. táblázat A legkisebb ivarérett halak mérete a különböző mintavételi helyeken

Helyszín		Standard testhossz (mm)	Testtömeg (g)
Attala	7-es tó	23	0,20
	Csatorna	33	0,6
	Szűrőtó	22	0,14
Babat	IX-es tó	34	0,55
	III-as tó	37	0,69
	I-es tó	27	0,37
Nagykónyi	II-es tó	31	0,44

4.3.3 A testhossz-testtömeg összefüggésének vizsgálata

A teljes testhosszhoz tartozó regressziós együttható kiszámolásához szükséges TL/SL arányt három populáció adataiból számoltam ki. Az egyszempontos varianciaanalízis azt mutatta, hogy 95%-os szignifikanciaszint mellett a három eltérő helyről származó minta és az összevont TL/SL

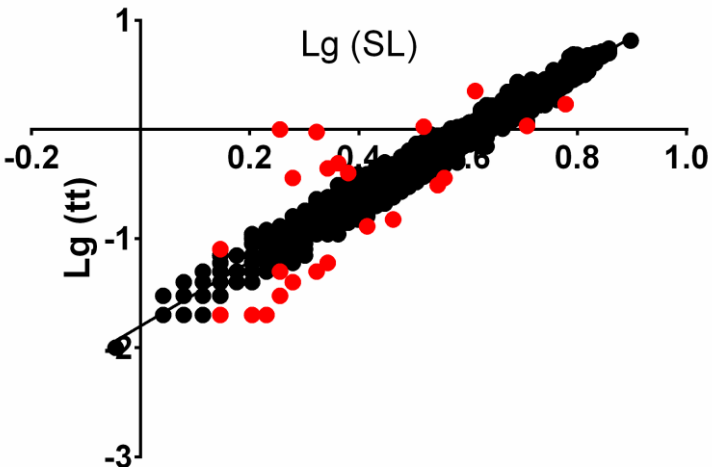
arányok között nincs eltérés (p = 0,1740), így az aránszám populációktól függetlenül alkalmazható. A felhasznált TL/SL arány 1,208 volt.

A nyolc élőhelyről származó minták statisztikai elemzésének eredményei összefoglalva a 15. táblázatban találhatóak. A testhossz-testtömeg összefüggésének esetében a lineáris regresszió p értéke minden esetben kisebb volt, mint 0,001. Itt kell megjegyeznem, hogy az etológiai kísérletek elővizsgálatai között akadt egy olyan fogás, amely ugyan nem volt része a morfológia vizsgálatnak, ennek ellenére mérete miatt figyelemre méltó. A babati III-as tavon hálóba került egy hím razbóra, melynek standard testhossza 115 mm, farokvilláig mért testhossza 131 mm, teljes testhossza 142 mm és a kora 4+ volt.

Az egyes csoportokhoz tartozó adatokat grafikonon is ábrázoltam, ezek közül azonban itt csak egyet (az összes minta adatát együtt feldolgozó ábrát) mutatok be (19. ábra), a többi grafikon megtalálható a mellékletben.

15. táblázat Az általunk vizsgált 8 kínai razbórapopuláció hossz-testtömeg kapcsolatát leíró egyenlet paraméterei („a_{SL}”= standard testhosszra számolt regressziós együttható, „a_{TL}”= a teljes testhosszra számolt regressziós együttható a „b”=hatványkitevő, „R^2” regressziós együttható, „n” elemszám)

Helyszín		a_{SL}	a_{TL}	b	R^2	n	Outlierek száma	Kondíció faktor
Attala	7-es tó	0,01884	0,03212	2,825	0,952	235	4	1,000
	Csatorna	0,01758	0,03034	2,888	0,9862	76	3	0,944
	Szűrőtó	0,01409	0,0252	3,075	0,9214	300	5	0,914
	Összevont	0,01667	0,02896	2,923	0,9505	611	12	0,980
Babat	IX-es-tó	0,01211	0,02217	3,202	0,9702	100	5	1,320
	III-as tó	0,01409	0,02489	3,01	0,9823	248	3	1,161
	I-es tó	0,01371	0,02427	3,022	0,9588	468	2	0,836
	Összevont	0,01396	0,02468	3,015	0,9861	816	9	1,039
Nagykónyi	II.-es tó	0,01706	0,02932	2,865	0,9857	272	9	1,360
Paks	VII.-es tó	0,01426	0,0257	3,119	0,9466	100	1	0,941
Összes populáció együtt		0,01581	0,02757	2,943	0,9794	1799	28	1,102



19. ábra A testhossz-testtömeg összefüggése az összes általam gyűjtött minta alapján (n = 1799, tt = testtömeg, SL = standard testhossz, a pirossal jelölt pontok a statisztikai próba által outliernek jelölt adatokat jelzik, outlierek száma 28 darab). A minták további adatait a 15. táblázat tartalmazza

4.3.4 Az elsőnyaras ivadék aránya a populáción belül

Az elvégzett vizsgálatok több tekintetben is igen eltérő eredményt hoztak. Olyan populációt is találtam, amelynek teljes egészét a 0+ korosztály alkotta, és olyat is, amelyben ez a korosztály teljes egészében hiányzott. Jellemzően azonban a 0+-os egyedek alkották a legnépesebb korosztályt és arányuk 70-100% között változott (16. táblázat).

16. táblázat A kínai razbóra 0+ és idősebb korosztályainak aránya a 8 vizsgált élőhelyen

Helyszín		0+-os korosztály			Idősebb			Vizsgálat ideje	n
		darab (%)	tömeg (%)	Átlag hossz (mm)	darab (%)	tömeg (%)	Átlag hossz (mm)		
Attala	7-es tó	100	100	26,38	0	0	-	2008.07.24	50
	Csatorna	14	2,73	18,14	86	97,27	42,55	2007.08.15	50
	Szűrőtó	98	87,21	24,26	2	12,79	46	2007.08.15	50
	Szűrőtó	100	100	31,7	0	0	-	2008.07.24	50
Babat	IX-es tó	70	26,58	24,22	30	73,42	43,4	2008.07.23	50
	III-as tó	94,17	47,51	24,03	5,83	52,49	61,16	2006.08.16	103
	I-es tó	0	0	-	100	100	51,93	2006.07.31	50
Nagykónyi	II-es tó	80	23,8	22,63	20	76,2	52,3	2006.08.03	50
Paks	VII-es tó	98	90,81	36,45	2	9,19	61,5	2006.08.24	100

4.4 A területhasználati vizsgálatok eredményei

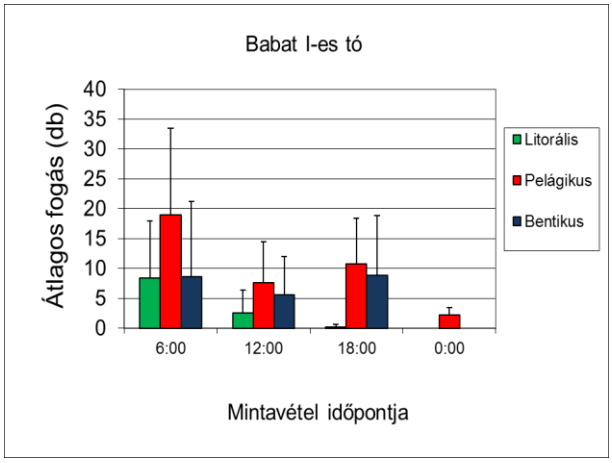
4.4.1 Első kísérletsorozat

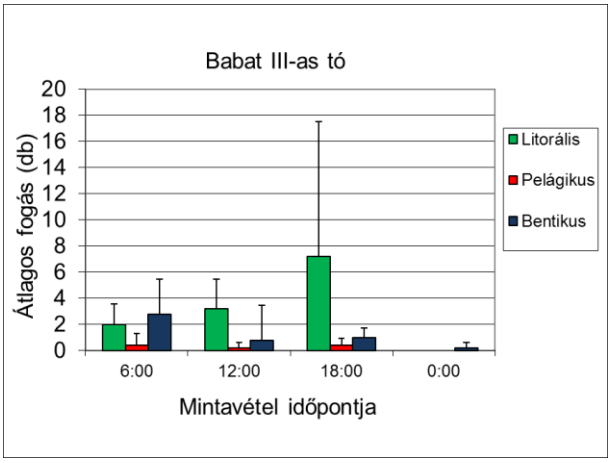
A csapda nemszelektív voltát igazoló vizsgálataim során összesen 379 darab 1+-os vagy idősebb állatot fogtam (ebből 329 példányt csapdával és 50-et igazoltan nem szelektív emelőhálóval) és mértem le mm-es pontossággal. Az elvégzett statisztikai próba (kétmintás t-próba) azt mutatta, hogy a két minta között nincsen szignifikáns eltérés (P = 0,3088). Kijelenthetjük, ha a Morgan és munkatársai (1988) által használt módszer nem szelektív, abban az esetben az általunk használt csellecsapda sem az. Az expozíciós idő vizsgálata során a két kísérletsorozatban összesen 224 és 388 darab halat ejtettem csapdába. 60 percre korrigálva 15 perc alatt átlagosan 6,6, a 30 perc alatt átlagosan 8,9, míg a 60 perces vizsgálat során 10,25 darab halat fogtam. Az elvégzett statisztikai próba szerint P értéke < 0,001 volt. Ez alapján megállapítható, hogy a 60 perces időintervallum alkalmazása során gyűjthető a legtöbb állat, így valószínűsíthetően ez adja a halak eloszlásáról a legpontosabb képet. Vizsgáltam továbbá, hogy az egyes expozíciós idők mellett a csapdák hány százalékában található hal. A vizsgált időpontokban a 60 perces intervallumban a vizsgált csapdák 91,6%-ban volt hal, ez a számarány a 30 perces intervallum esetén 79,17% míg a 15 perces intervallum esetén 56,25% volt. Azt is vizsgáltam továbbá, hogy az azonos helyen egymást követő fogások mennyisége között van-e eltérés. Nem találtam ilyen eltérést (p > 0,05), így kijelenthető, hogy a vizsgált tavakon olyan sűrűségben éltek a razbórák, hogy kisszámú (< 8), azonos helyszínen elvégzett csapdázás nem befolyásolta a fogási valószínűséget. Végezetül a két tó esetében az összes 60 perces vizsgálat eredményét figyelembe véve a fogás-ráfordítás alapján a razbóra-egyedsűrűség megegyezett (P = 0,1085).

A jelölés-visszafogási kísérletekben összesen 995 darab halat fogtam (helyszínenként 467, 237 és 291 db), melyekből 18 volt a már korábban jelölt állat. Ez utóbbiak közül 17 az első jelöléssel azonos helyszínen, 1 darab pedig a szomszédos mintavételi területen került elő, így az egymástól 50 méterre lévő mintavételi területek kísérletünk szempontjából függetlennek tekinthetők.

Az előkísérletek alapján kialakított kísérleti elrendezéssel a két tavon összesen 461 halat fogtunk (a Babati I-es tavon 369 db-ot, a Babati III-as tavon 91 db-ot). A kapott eredményeket a 20. ábra mutatja be. Megfigyelhető, hogy a Babati I-es tavon minden mintavétel esetében a pelágikus csapdákban volt a legtöbb hal. A Babati III-as tó esetében viszont két esetben a bentikus, két esetben a litorális csapdákkal fogtuk a legtöbb halat. Az elvégzett χ^2 teszt a Babati I-es tó esetében p < 0,001: a bentikus zóna esetében nincs szignifikáns preferencia, míg a litorális zónát elkerülik, a pelágikusat preferálják a halak. Ezzel ellentétben a Babati III.-as tavon, ahol a p < 0,001 a litorális zónát kedvelik a halak, míg a pelágikus élőhelyet elkerülik (a bentális

minták itt sem mutattak szignifikáns preferenciaértéket). Ugyanezen az ábrán megfigyelhető a halak aktivitásának időbeni változása is. Látható, hogy a razbóra reggel és este a legaktívabb, éjszaka viszont lényegében inaktív.





20. ábra A Babati I-es és III-as tavon történt csapdázások átlagos fogási eredményei a fogás időpontjai és helyszínek szerinti megoszlásban

Mértük a hőmérsékletet és az oxigéntartalmat is a csapdák környezetében. A kapott értékek mindkét paraméter esetében jelentős eltéréseket mutattak a különböző mintavételi helyeken. A mért értékeket a 17. táblázat tartalmazza. A halak elhelyezkedése viszont nem mutatott szignifikánsan igazolható kapcsolatot a két paraméterrel (korrelációanalízis, Spearman-teszt: Babat I. oxigénszint $p = 0{,}91$, $r = 0{,}0135$, hőmérséklet $p = 0{,}2879$ $r = -0{,}1407$, Babat III. oxigénszint $p = 0{,}7025$, $r = 0{,}0503$ hőmérséklet $p = 0{,}8437$, $r = -0{,}0260$).

17. táblázat Az átlagos hőmérséklet és az átlagos oldott oxigéntartalom a természtesvízi területhasználati vizsgálatok alatt

	Mintatér	Átlagos hőmérséklet (°C)	Szórás	Átlagos oldott oxigén (mg/l)	Szórás
Babati I.	Litorális	26,52	1,11	10,76	5,47
	Pelágikus	26,49	1,05	12,95	7,01
	Bentikus	25,04	0,18	1,45	0,89
Babati III.	Litorális	29,02	2,18	9,88	2,93
	Pelágikus	28,79	2,19	10,91	1,61
	Bentikus	25,75	0,75	2,56	1,01

4.4.2 Második kísérletsorozat

Az értékelhető 571 darab fénykép elemzésének eredményei azt mutatták, hogy az első elrendezés esetében (nincs műnövény, nincs ragadozó) a halak lényegében random módon használják a teret. Az akvárium oldalainak hatása nem mutatott szignifikáns értéket (P >

0,05), a vízmélység tekintetében pedig három sorozatban a víz alsó rétegét, kettőben a felsőt használták a halak, egyben nem volt statisztikailag értékelhető eltérés. A második elrendezés esetében (műnövény jelen van), mind a vízmélység-, mind az oldalpreferenciában egyértelmű volt a halak választása: minden esetben statisztikailag igazolható módon a növényes oldalt, illetve egy kivételtől eltekintve a vízfeneket választották. A harmadik elrendezésnél (ragadozó és növény) alapvetően megváltozott a halak területhasználata: hatból öt esetben statisztikailag igazolható módon a vízfelszín-közeli területet választották, és eltűnt a növényzet dominanciája az oldalválasztásban is (egy sorozatban a növénymentes terület választották, két esetben a műnövényeset, három esetben nem volt statisztikailag értékelhető az eltérés). A negyedik elrendezés (ragadozóval, műnövény nélkül) is jelentős eltérést mutatott az első elrendezéshez képest: egyértelműen a felszínközeli vízréteget preferálták a halak (öt esetben szignifikáns volt az eltérés, egy esetben nem volt statisztikailag igazolható a különbség), és csak egy esetben választották statisztikailag igazolható módon valamelyik oldalt (18. táblázat).

18. táblázat A különböző élőhelyről származó kínai razbórák területhasználata többféle akváriumi elrendezésben (NS: nem szignifikáns)

Származási hely	Elrendezés	Növény nélkül	Növénnyel	Növénnyel és ragadozóval	Csak ragadozó
Hatvan	Felső vízréteg	Elkerülés	NS	Elkerülés	Preferencia
	Felső vízréteg növénnyel (ha van növény)		NS	Preferencia	
	Fenék	Preferencia	NS	Elkerülés	Elkerülés
	Fenék növénnyel (ha van növény)		Preferencia	Elkerülés	
Babat	Felső vízréteg	NS	Elkerülés	Preferencia	Preferencia
	Felső vízréteg növénnyel (ha van növény)		NS	Preferencia	
	Fenék	NS	NS	NS	Elkerülés
	Fenék növénnyel (ha van növény)		Preferencia	Elkerülés	

4.5 Új tudományos eredmények

1. Magyar halastavakon felmértem a kínai razbóra elterjedését és megállapítottam, hogy az általam vizsgált összes gazdaság 93,64%-ában megtalálható a faj. Az is kiderült, hogy a halastavak 17,64%-ában jelentős mennyiségben (>1 kg/ha) van jelen. Tehát a faj elterjedésének kezelése csak a tógazdaságok bevonásával képzelhető el.
2. RAPD-módszerrel meghatároztam a magyarországi kínai razbórapopulációk genetikai variabilitását és megállapítottam, hogy az igen nagyfokú: 201 egyed esetében 120 genotípust találtam.
3. Feltártam a kínai razbóra éven belüli petefejlődését (éves ciklus) több magyarországi populációban. Bebizonyítottam, hogy az általam vizsgált populációk ívási időszaka némileg rövidebb, átlagos GSI-értékei alacsonyabbak voltak, mint az irodalmi adatokban szereplő japán, szlovák és lengyel állományoké. Az ivarérés az ikrások esetében viszont már igen korán bekövetkezett (22 mm-es testhossz), egyedül egy korábbi, lengyelországi minta esetében volt ismert ilyen kisméretű ivarérett egyed.
4. Megvizsgáltam a kínai razbóra testhosszának és testtömegének összefüggését több magyarországi populációban. 1799 egyed adatai alapján a standard testhosszra számított regressziós együttható értéke (a): 0,0158, a hatványkitevő értéke (b): 2,943 volt. A kapott eredmények alapján összevetettem a hazai razbórapopulációk kondícióját az ismert irodalmi adatokkal és megállapítottam, hogy a magyarországi kondíció némileg jobb, mint a külföldi adatok átlaga.
5. Elsőként vizsgáltam a kínai razbóra 0+-os (elsőnyaras) korosztályának arányát a magyarországi populációkon belül és megállapítottam, hogy a vizsgált populációk többségénél a fiatal korosztályok aránya igen magas, ami jelzi, hogy ezeken az élőhelyeken a faj igen érzékeny minden egyes szaporodási ciklus sikerességére.
6. Az elvégzett etológiai kísérletekkel igazoltam, hogy a kínai razbóra bizonyos körülmények között differenciáltan használja a különböző élőhelyfoltokat természetesközeli és mesterséges, limnikus környezetben. A kapott eredmények alapján valószínűsíthető, hogy erre a választásra nagy hatást gyakorol a ragadozó halak jelenléte. Kísérleteim megalapozták a téma mélyebb feltárását célzó vizsgálatokat.

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

5.1 A kérdőíves felmérés

Az invazív halfajok előfordulásával és elterjedésével igen sok tanulmány foglalkozik (Grabowska et al., 2010; Copp et al., 2005), de ezek elsősorban természtesvízi adatokra támaszkodva az őshonos halfajokra gyakorolt hatásokra koncentrálnak. Azok a publikációk, amelyek a haltenyésztés és az invazív fajok kapcsolatát vizsgálják, elsősorban a potenciális veszélyekre (Naylor et al., 2001), vagy az okozott kár felmérésére fókuszálnak (Bársony & Vingider, 2007). A fellelhető irodalmi adatok között található olyan is, amelyben egy invazív halfaj elterjedését vizsgálják kérdőív segítségével (Caffrey et al. 2007; Baerwaldt et al, 2013), azonban olyan publikáció még nem született, mely a razbóra elterjedésével foglalkozott volna éppen ezért a kérdőíves kutatásaink eredményeit nehéz más irodalmi adatokkal összevetnünk.

Felmérésem sikeresnek, és a magyarországi viszonyokat tekintve reprezentatívnak tekinthető, mert a magyar tógazdasági haltermelés több, mint 66%-áról szolgáltatott információt és a mintában szereplő gazdaságok méreteloszlása is hasonló volt az alapsokasághoz. Mind a szubjektív („Mely faj okozza a legnagyobb problémát?”), mind az objektív kérdések (az egyes fajok mennyiségére vonatkozó kérdések) azt igazolták, hogy az invazív halfajok komoly problémát jelentenek a tógazdaságokban. Nem volt olyan gazdaság, amelyben legalább két invazív faj ne lett volna jelen, és csak a gazdaságok 20%-a mondhatta el, hogy az egyik invazív faj mennyisége sem haladja meg a 1 kg/ha-t. Érdekes, hogy még ez a mennyiség is problémát jelent a válaszadók közel 10%-ának szubjektív megítélése szerint. Ráadásul a termelők 44%-ánál legalább az egyik faj mennyisége meghaladja a 10 kg/ha-os értéket.

A kínai razbóra mennyisége és az alkalmazott tógazdasági tenyésztés technikái között nem sikerült szignifikáns kapcsolatot találni. Ennek oka valószínűleg abban keresendő, hogy az egyes vízrendszerek fertőzöttsége igen eltérő, és ez oly mértékben torzítja az eredményeket, hogy egy-egy gazdaságra kiterjedő intézkedéssel a probléma nem orvosolható. Itt nyer nagy jelentőséget, hogy a razbóra esetében magas azoknak a gazdaságoknak az aránya (35,29%), amelyek értékesítik a keletkezett mennyiséget és ez részben illegális módon népesítésére kerül: elsősorban táplálékhalként a süllő számára, másrészt a fel nem használt csalihalak szabadon engedésével. Nem kizárható, hogy ez a gyakorlat a törvényi tiltás ellenére napjainkban is előfordul

A kifejezetten razbórára vonatkozó kérdések alapján megállapítható, hogy a gazdaságok több, mint 94%-ában megtalálható a faj, sőt 17%-ukban nagy tömegben van

jelen. Ez alapján egyértelműen kijelenthető, hogy egyrészt a tógazdaságok kiemelkedő refúgiumterületei a razbórának, másrészt a faj elleni védekezés nem képzelhető el a halastavakon végzett beavatkozások nélkül.

5.1.1 Javaslatok

A kapott eredmények alapján egyértelmű, hogy a tógazdasági haltermelésben figyelmet kell fordítani az invazív halfajok és ezen belül a kínai razbóra okozta károk mérséklésére. Az elvégzett vizsgálat bebizonyította, hogy az eutróf halastavakban ez a faj széleskörűen jelen van, és lényegében minden gazdaság érintett. Erre a tényre fel kell hívni a halgazdálkodók figyelmét és a szakigazgatás számára is fontos cél, hogy a rendelkezésre álló eszközökkel (pályázati források, támogatások) csökkentsék a mennyiségét. Ez azért különösen fontos, mert a halastavakból származó népesítő anyaggal még gondos válogatás mellett is könnyen előfordulhat, hogy razbóra kerül korábban nem érintett területekre. Az őszi lehalászási időszakban a tavakból is jelentős mennyiségű razbóra kerülhet az élővizekbe a lecsapolással.

Az elvégzett vizsgálatot feltétlenül meg kell ismételni, mert a megváltozott piaci trendek a ragadozó halak tenyésztésének kedveznek, és ez folyamat, valamint a szigorodó előírások hatást gyakorolnak kínai razbóra halastavi elterjedésére.

5.2 Genetikai vizsgálatok

Ha összevetjük a saját, RAPD-módszerrel végzett vizsgálataink eredményét az „Irodalmi áttekintésben” bemutatott szakirodalmi adatokkal (Simon et al., 2011; Simon, 2012), – melyeket a mitokondriális DNS elemzésével kaptak, a cytrokrom-b gén szekvenálásával – megállapítható, hogy bár a kapott eredmények nehezen összevethetők, azonban átfogó megállapításaikat tekintve hasonló következtetésre jutottak. Kijelenthetjük, hogy mindkét vizsgálatsorozat igazolta, hogy az európai és ezen belül a magyar razbórapopulációk nagyfokú variabilitást mutatnak (saját vizsgálatunk esetében 120 genotípus/201 egyed) és köztük élesen elhatárolódó, genetikai értelemben elkülönülő populációkat nem találtunk.

A hazai állományok vizsgálata alapján feltételezhető továbbá, hogy a legtöbb esetben a faj nem egyszeri betelepülés során jutott el az adott élőhelyekre, ez indokolhatja a nagyfokú változatosságot. Ennek oka lehet, hogy egyes populációk kapcsolatban állnak egymással természetes úton, vagy a haltelepítések kapcsán folyamatos ismétlődik a véletlen, vagy szándékos betelepítés.

5.2.1 Javaslatok

Az elvégzett vizsgálataink alapján a kínai razbóra hazai populációi igen heterogének, és az egyes populációk genetikailag nem különülnek el élesen egymástól. Ennek köszönhetően a jövőbeni kezelési tervek kidolgozásakor vélhetően nincs szükség genetikai alapon elkülönített tervek készítésére. A fenti eredmények azt is valószínűsítik, hogy a később bemutatott vizsgálatok (szaporodásbiológia, növekedés, viselkedés) eredményeit és eltéréseit elsősorban a külső környezeti tényezők befolyásolják, mert a genetikai variabilitásban nincsenek olyan különbségek, amelyek megindokolnák a jelentős eltéréseket. Abban az esetben, ha mégis felmerül, hogy szükség lehet a genetikai háttér feltárására, az általunk kipróbált RAPD-módszer egyszerű és olcsó megoldást kínál erre. Végezetül a nagy genetikai variabilitás felhívja a figyelmet a véletlen telepítések jelentőségére és arra, hogy a kínai razbóra terjedése, illetve az állományok keveredése folyamatos. A jövőbeni kezelési tervek készítésekor ezt a jelenséget feltétlenül figyelembe kell venni.

5.3 Szaporodásbiológiai és morfológiai vizsgálatok

5.3.1 Szaporodásbiológiai vizsgálatok

A témában két kutatócsoport végzett olyan részletes, természetesvízi vizsgálatokat, amelyek saját eredményeimmel összevethetőek, valamint számos szerző foglalkozik az ivaréréskori testmérettel.

Saját eredményeinket a korábbi természetesvízből származó adatokkal összevetve megállapíthatjuk, hogy a május-június hónapokban (az ívási időszak csúcsán) 3 terület 7 mintavételi pontján 11 darab mintavétel során májusban gyűjtött ikrások átlagos GSI-értéke 7,77% volt, míg a júniusban gyűjtötteké 5,34%. Az azonosíthatóan ikrás egyedek átlagos GSI-értéke 11 mintavételből csak 3 esetben haladta a 10%-ot. A legmagasabb értéket (13,76%) Attalán, a 7-es tavon 2008. 06. 23-án mértük. Ha a 12. táblázat adatait is megtekintjük, akkor látható, hogy a hazai értékek a származási helyüktől függetlenül jóval alatta maradnak mind a japán, mind a szlovák, mind a lengyel adatoknak. Sőt, megemlíthetjük Beyer (2008) adatait is, aki három populációt vizsgált egy-egy alkalommal Nagy-Britanniában, és ennek során egy esetben augusztusban is 13,75%-os GSI-t mért ikrás és 7%-ot tejes halak esetében (n = 45, illetve n = 15). A bemutatott példák közül egyedül a legbolygatottabb szlovák élőhely adatai hasonlítanak az általunk mért eredményekhez. Az általunk tapasztalt alacsony GSI-értéket azonban nehéz a Záhorská és kutatócsoportja következtetésével (az alacsony GSI-érték oka a bolygatottság) magyarázni, hisz nemcsak a

bolygatott területeken ilyen alacsony a GSI értéke, de a természetközelinek mondható, kevéssé zavart területeken is. A pontos ok mindenképpen további vizsgálatokat igényelne.

Tovább árnyalja a képet, ha a 12. táblázatot összevetjük a populációk GSI-értékeivel is (11. táblázat). Láthatjuk, hogy sok esetben a GSI-érték populációszinten nem mintegy a fele a nőivarú egyedekének, hanem annál lényegesen alacsonyabb. Ennek magyarázata lehet a 13. táblázat adatsora. Megfigyelhető, hogy a jól fejlett petefészkű ikrások GSI-je is lényegesen alacsonyabb, mint a külföldi populációké, ráadásul júniusban már igen alacsony az ilyen egyedek aránya a mintákban. Ennek oka sok esetben az elsőnyaras ivadék magas aránya, illetve az, hogy hazánkban valószínűleg már júniusban befejeződik az ívás.

Kutatásaim másik területe a szövettani vizsgálat volt. A kvantitatív, a különböző fejlődési stádiumban lévő petesejtek arányát feltáró vizsgálatok igazolták, hogy a petefészekben zajló folyamatok mindkét általunk vizsgált élőhely esetében nagy hasonlóságot mutatnak a japán eredményekkel (Asahina et al., 1990) annak ellenére, hogy az ottani kínai razbóra populációi (mint azt a korábbi fejezetben bemutattam) genetikailag igen távol állnak a magyar populációktól. Vizsgálataink további fontos eredményeként sikerült igazolnunk, hogy egyes szövettani folyamatok az ivarszervekben akár egyszerű GSI-vizsgálattal is detektálhatók.

Végezetül, összevetve az ikrások ivaréréskori standard testhosszának irodalmi adatait (3. táblázat) saját vizsgálataink eredményével, azt láthatjuk, hogy az attalai minták esetében két élőhelyen is találtunk az irodalmi adatoknál kisebb méretű ivarérett halat (22, illetve 23 mm). A márciusi mintavétel ellenére az egyik esetben 7,19%, míg a másik esetben 15% GSI-értéket mértünk, így a korábbi szövettani vizsgálatok eredményei alapján állítható, hogy ezek a halak már részt vettek az ívásban ebben a szaporodási időszakban. Ilyen kis méretben egyedül Lengyelországban, egy erőmű hűtővízében váltak ivaréretté az ikrás kínai razbórák (22,96 mm), de ott a hőmérsékleti viszonyok erősen eltérnek a természetestől.

5.3.2 A testhossz és a testtömeg összefüggéseinek vizsgálata

A testhossz és a testtömeg összefüggése a kínai razbóra biológiájának részletesen vizsgált területe. Célom elsősorban nem az volt, hogy a hiányzó magyar adatokat pótoljam, hanem hogy az így nyert összefüggések alapján megítélhetőek legyenek a magyar populációk kondíciói.

A fellelt nemzetközi irodalmi adatok (4. táblázat) alapján mind az „a” (0,004-0,068), mind a „b” (2,11-3,204) érték igen tág határok között változhat. Froese (2006) munkája alapján ezek közül a források közül négy adatot ki kellett zárnom. Bobori et al. (2010) cikkében a „b” érték extrém alacsony, amit a szerzők is jeleznek, de magyarázatot nem

adnak rá. Hasonló okok miatt Hasankhani et al. (2014) művét is kizártam, itt ráadásul a szélsőséges „a” érték alacsony mintaszámmal is párosul. Végezetül Britton és Davies (2007), illetve Rosecchi et al. (1993) FL-értékre számolták ki az összefüggést, azonban a rendelkezésre álló adatok alapján ezek nem konvertálhatók biztosan TL-értékre.

Saját vizsgálataim eredményei azt mutatták, hogy mind az „a”, mind a „b” értékek a korábbi vizsgálatok szélső értékei között helyezkedtek el az összes általunk vizsgált populáció esetében. Az irodalmi adatok átlagához képest az „a” értékek rendre magasabbak voltak, a „b” értékek az átlag körül alakultak. Ez a tényt esetlegesen magyarázhatná a korai ivarérés, mivel azt jelzi, hogy a kisebb testhosszhoz nagyobb testtömeg párosul, de az összefüggés statisztikai vizsgálata nem igazolta, hogy a korábban ivarérett állományok esetében azonos testhosszhoz nagyobb testtömeg társulna (Spearman-teszt, $r = -0,23$, $p = 0,6615$).

A testtömeg-testhossz összefüggésből számolt kondíciófaktor vizsgálatakor látható, hogy az általam vizsgált nyolc populációból négy esetben az irodalmi átlag körüli az érték, négy esetben viszont 10%-ot meghaladó az eltérés. Mivel a kondíciófaktor összefüggést mutat a testmérettel (a nagyobb testméret romló kondíciót eredményez Froese, 2006 szerint), így megvizsgáltam, hogy a populációk átlagmérete és a kondíció között van-e összefüggés. A korrelációanalízis (Spearman-teszt) eredményei szerint csak 90%-os szignifikanciaszint mellett található ilyen kapcsolat ($r = -0,5605$, $p = 0,0729$). Mivel az ivari folyamatok és a kondíció összefüggése is reális feltételezés volt, így ezt is megvizsgáltam, de sem a populációk átlagos GSI-értékeivel ($r = 0,1429$, $p = 0,7825$), sem a május-júniusi ikrásoknál felvételezett GSI-értéknél ($r = 0,4825$, $p = 2730$) nem találam szignifikáns kapcsolatot. Felmerülhet az időjárás hatása is, bár itt nem végeztem statisztikai próbát, mert nem állt rendelkezésünkre kellő mennyiségű adat, de a két szélsőértéket adó Babati I-es tó és a Nagykónyiból származó minták javarészt azonos évből származtak. Végezetül természetesen az egyes élőhelyek kondícióra gyakorolt hatása is igen fontos tényező lehet, ezeknek a részletes feltérképezése azonban további vizsgálatsorozatot igényel.

Itt kell kitérnem az etológia vizsgálatok során fogott 142 mm teljes testhosszúságú razbórára, amely azt bizonyítja, hogy faj nagyobb méretet is képes elérni, mint azt a szakirodalmi adatok bemutatják. A fellelt irodalmi adatok alapján az eddig ismert legnagyobb példányt Verreycken et al. (2011) írták le, melynek teljes testhossza 125 mm-es volt, ami 21 mm-rel kevesebb, mint az általam talált legnagyobb egyed.

5.3.3 Az elsőnyaras ivadék arányának vizsgálata a populáción belül

Az eddig elvégzett felmérések kevés figyelmet szenteltek a különböző generációk arányának. Azok a vizsgálatok, amelyek nagyszámú adat felvételezésével történtek, a szerzők vagy nem vizsgálták a halak korát (Verreycken et al., 2011), vagy ahol vizsgálták, ott a nyers adatokat nem közölték, így az egyes korosztályok aránya nem került bemutatásra (Britton et al. 2007; Záhorská et al., 2013). Az általam fellelt három irodalmi adat Záhorská et al. (2010), Rosecchi et al. (1993), illetve Onikura és Nakajima (2013) cikkében található. Az első publikációban egy halastóban egyetlen októberi mintavétel alkalmával a 0+; 1+; 2+; 3+; 4+; korosztályok az alábbiak szerint oszlottak meg: 10%-35%-36%-17%-1% (n = 133). Utóbbi esetben a Crispi-tóban egy májusi (!) mintavétel során a 0+ - 3+ korosztályok aránya: 5%-18%-72%-5% (n = 82).

Az elsőnyaras ivadék arányát részletesen Onikura és Nakajima (2013) vizsgálta japán öntözőcsatornákban és megállapították, hogy abban az életközösségben a halak feltételezett élettartama maximum egy-két év. A publikáció ugyan részletes adatokat nem közöl, de a cikkben a mellékelt ábrákon jól látható, hogy a vizsgált populációkban az azévi ivadék aránya június-július hónapokban meghaladja az 50 %-ot. A különböző kohortok nyomonkövetésével az is nyilvánvalóvá vált, hogy még az 1+-os korosztály jelenléte kimutatható, az idősebb korosztályok már csak elvétve fordulnak elő.

Saját vizsgálataim azt mutatták, hogy 9 vizsgálatból 7 esetben 70%-ot vagy azt meghaladó értéket ért el az elsőnyaras halak aránya a mintában. Összesen két mintavételnél találtam ettől jelentősen eltérő arányt. Az egyik az attalai halgazdaság tápcsatornájában történt mintavétel: itt gyakran fordul elő vízszintingadozás, vagy az, hogy nagy mennyiségben tárolnak ragadozó halakat a csatornában. A másik esetben a Babati I-es tavon 2005-ben sügéreket telepítettek a tóba, amelyek 2006-ban ívtak először sikeresen. Ez az ívás olyan sikeres volt, hogy az őszi mintavételek alkalmával már nagyszámú sügérivadék került a hálóba, míg vizsgálatunk tanulsága szerint razbóraivadék egy sem. A babati mintában 100%-ot alkottak az 1+ tartozó halak, míg az attalai csatornában 86%-ban az 1+-os halak voltak jelen. Ebben a mintában azoban két hal esetében bizonytalan volt a kormeghatározás (ezek lehet, hogy 2+-os egyedek voltak). Jól látható, hogy az általam vizsgált vízterületeken minden évben az elsőnyaras ivadék biztosítja a faj jelenétét, így egyetlen sikertelen ívási szezon a populáció összeomlását okozhatja, ha nincs külső forrás (bevándorlás, betelepítés).

A vizsgálat hozadéka volt az is, hogy mind a 9 esetben megvizsgáltuk a 0+-os korosztály növekedését is. Saját eredményeinket a korosztályok megoszlásánál már citált két mű adataival vethetem össze: Záhorská et al. (2010), illetve Rosecchi et al. (1993) jegyezték fel a 0+-os halak méretét úgy, hogy a mintavétel pontos időpontja is tudható. A szlovák

kutatónő és csoportja úgy találta, hogy a 0+-os halak standard testhossza a tejesek esetében átlagosan 31, míg az ikrások esetében 25 mm volt az októberi mintavételkor. A görög minták esetében a májusi (!) mintavételkor már 32 illetve 38,5 mm volt a tejesek illetve az ikrások átlagos hossza. Ezek az adatok több szempontból is érdekesek. Egyrészt, ha helyes a kormegállapítás, ezen az élőhelyen már legkésőbb március elején le kellett, hogy ívjanak a halak, másrészről az összes általam feldolgozott irodalmi forrás megjegyzi, hogy az ivari dimorfizmus a kínai razbóránál kifejezett, de mindig a hímek a nagyobbak.

Saját vizsgálataim azt mutatják, hogy a razbóraivadék életének első néhány hónapjában gyorsan fejlődik, bár az egyes élőhelyek és egyes évek adatai között igen nagy az eltérés. Jól demonstrálja ezt az attalai halastórendszer, ahol a 2007 augusztusi mintavételkor a csatornában 18,14 mm, míg a szűrőtóban 24,26 mm volt a halak átlagos standard testhossza. Ugyanakkor 2008 júliusában a szűrőtóban 31,7 mm volt a halak mérete, mely már meghaladja a szlovákiai októberi minták értékét is.

5.3.4 Javaslatok

Az általunk gyűjtött adatsorok segítségével a jövőbeni kezelési tervek elkészítéséhez elegendő egyes élőhelyekről néhány kulcsadatot begyűjteni. Ezek elsősorban az április-május-júniusi GSI-adatok, valamint az elsőnyaras ivadék számaránya. Ez utóbbi adat azért kiemelt jelentőségű, mert vizsgálataink azt mutatták, hogy hazánkban a razbóra korpiramisa igen lapos, nagyon széles alapokon nyugszik, így az adott élőhelyen károkozása nagyban függ az elsőnyaras ivadék arányától. Éppen ezért a faj elleni védekezés kulcsa az ivadék gyérítése lehet.

5.4 Területhasználati vizsgálatok

A razbóra területhasználatát több kutatócsoport is vizsgálta. Lengyel kutatók (Kapusta et al., 2008) szerint a razbóra a nyári időszakban egyértelműen a vízi növényekkel benőtt területeket részesíti előnyben, azonban ezt a vizsgálatot egy olyan tavon végezték, ahol ragadozók (domolykó, süllő) csak igen kis számban fordultak elő. Ye és munkatársai (2006) ezzel ellentétben azt mutatták ki egy kínai élőhelyen, hogy egy komplex halközösségben, amelyben ragadozó halak is jelentős mennyiségben fordulnak elő, a razbóra nem preferál egyetlen élőhelyet sem, a vizsgált tavi életközösség mindhárom területén egyaránt megtalálható volt. Nagyon hasonló eredményt kaptak angol kutatók is egy folyóvízi ökoszisztéma esetében (Beyer et al., 2007), amikor egy keskeny mészkőpatakban vizsgálták a halak terület preferenciáját. Az általunk elvégzett vizsgálatsorozat a razbóra területhasználatát több aspektusból kutatta, de egyetlen preferenciát tudtak kimutatni: a

razbóra kedvelte más halak társaságát. Hasonló eredményt kaptak japán kutatók (Onikura & Nakajima, 2013) keskeny öntözőcsatornákban. A fenti kísérletek eredményei annak fényében igazán érdekesek, hogy laboratóriumi, folyóvízi életközösséget mintázó körülmények között a razbóra rendelkezett élőhely-preferenciával, melyet ragadozó halak jelenlétben alapvetően megváltoztatott: a halak statisztikailag igazolható módon elkerülték a korábban preferált régiókat (Sunardi & Manatunge, 2005).

Saját vizsgálataimban az elvégzett alapkísérletek alapján sikerült kidolgozni egy olyan, 1+ korosztályok tekintetében nem szelektív mintavételi eljárást, amellyel a halak aktuális sűrűsége és ezáltal területpreferenciájuk jól vizsgálható. A kapott eredmények jelentős eltérést mutattak két olyan tó esetében, ahol a környezeti feltételek nagyon hasonlóak voltak (abiotikus tényezők, vegetáció, táplálékkínálat). Az egyetlen komoly eltérés abban nyilvánult meg, hogy a Babati I-es tóban nagy számban voltak jelen a razbórák predátorai, a csapó sügérek, míg a Babati III-as tóból hiányoztak a ragadozó halak (más predátorok, például madarak a két mintavételi hely közelsége miatt valószínűsíthetően azonos gyakorisággal fordultak elő mindkét mintavételi helyen). Míg az első esetben a razbórák kerülték a partközeli, növényzettel benőtt területeket, addig a második esetben kimondottan kedvelték azokat. Statisztikailag igazolható megfigyelés volt továbbá, hogy míg ragadozó halak jelenlétében a razbórák egész nap aktívak voltak, addig hiányukban jobban preferálták a reggeli és az alkonyati órákat (az éjszakai órákban lényegében inaktívak voltak: a tíz csapdában összesen egyetlen hal akadt).

A saját természetközeli környezetben kapott és a korábban citált szerzők eredményei (Sunardi & Manatunge, 2005) alapján azt a nullhipotézist állítottuk fel, hogy a razbóra területhasználatát valószínűleg a ragadozó halak jelenléte határozza meg. A mesterséges, sok tekintetben erősen egyszerűsített környezetben elvégzett, tavi életközösséget modellező kísérleteink egyértelműen megerősítették feltételezésünket. A razbórák attól függetlenül, hogy korábban rendelkeztek-e negatív tapasztalatokkal a ragadozókkal szemben, illetve eltérő élőhelyről származva is azonos módon reagáltak a ragadozó hal jelenlétére: a tartózkodási hely megváltoztatásával. A bemutatott korábbi vizsgálatokkal szemben ez az állítás a mesterséges viszonyok mellett, illetve a természetközeli környezetben is igazolható volt.

5.4.1 Javaslatok

A fenti megállapítás több tekintetben is igen érdekes lehet. Egyrészt fontos felismerés, hogy egy egyetlen élőhelyet használó ragadozó hal nem alkalmas a razbóraállományok szabályozására, mivel a faj igen széles táplálékspektrumának és gyors

alkalmazkodóképességének köszönhetően könnyen elkerülheti a predátort. Másrészt egy őshonos életközösségben a razbóra szerepe nagymértékben változik annak függvényében, hogy vannak-e jelen ragadozó halfajok és azok mely élőhelyeket használják. Ez abból a szempontból lehet különösen érdekes, hogy a razbóra gyérítésére betelepített ragadozó fajok esetleg olyan környezetbe kényszeríthetik a razbórát, ahol korábban nem, vagy csak kis számban fordult elő. Így viszont esetleg olyan természetvédelmi vagy gazdasági jelentőséggel bíró fajokat kényszerítünk kompetícióra, amelyeknek eddig nem kellett megküzdeni ezzel az invazív halfajjal. Végezetül a kapott eredmények kiváló alapot szolgáltatnak egy átfogó vizsgálat elvégzéséhez, annak megállapításához, hogy a jelenség más típusú élőhelyeken is igazolható-e, illetve ha igen, akkor létezik-e olyan ragadozó halfaj, vagy halfajok kombinációja, melyhez a faj nem képes adaptálódni (például éjszaka aktív fajok).

6. ÖSSZEFOGLALÁS

Az idegenhonos, invazív fajok (IAS) mind ökológiai, mind gazdasági szempontból egyre súlyosabb problémát okoznak a Világon a szárazföldi ökoszisztémákban éppúgy, mint a vízi életközösségekben. Az ilyen fajok jelenléte az őshonos flórát és faunát veszélyeztető tényezők közül az egyik legfontosabbá lépett elő az elmúlt évszázadban. Éppen ezért az Európai Unió több lépcsőben olyan szabályokat fogadott el, amelyek remélhetőleg az Unió szintjén fogják csökkenteni az e fajok okozta károkat. A legfontosabb jogszabály az Európai Parlament és a Tanács 1143/2014/EU számú rendelete, amely meghatározza az invazív fajokkal szembeni intézkedéseket. Ez a rendelet tartalmaz egy jegyzéket azokról a potenciálisan legnagyobb kárt okozó fajokról, amelyek visszaszorítására minden tagállamnak külön intézkedési tervet kell elfogadni és végrehajtani. A jegyzéken mindössze két halfaj szerepel: az amurgéb és kínai razbóra. Dolgozatomban a kínai razbóra biológiájának több olyan területét vizsgáltam, melyekről ez idáig nem rendelkeztünk hazai adatokkal, illetve amelyek ismerete segíthet a faj elleni védekezési terv kidolgozásában.

Az első elemzett téma a kínai razbóra magyarországi halastavi elterjedésének vizsgálata volt. A kérdőíves felmérés során 34 termelőtől, a magyarországi tógazdasági haltermelés területének több, mint 66%-áról nyertem információkat. Megállapítottam, hogy a kínai razbóra a gazdaságok több, mint 90%-ában jelen van és 17% esetében jelentős tömegben (>1kg/ha) fordul elő. Több paramétert vizsgálva (gazdaságméret, a termelt ragadozó hal mennyisége, tóforma) sem találtunk magyarázatot arra, hogy a gazdaságok miért ennyire eltérő mértékben fertőzöttek invazív halakkal, így feltételezésünk szerint a jelenség oka valószínűleg az egyes vízrendszerek eltérő fertőzöttsége, de ez az állítás további vizsgálatokat igényel.

A második vizsgálatsorozatban a kínai razbóra genetikai diverzitását elemeztem, hogy a további vizsgálatok előtt megállapítsam, van-e jelentős genetikai eltérés az egyes magyarországi populációk között, illetve léteznek-e homogén, elzárt populációk. Azért, hogy a magyar eredmények variabilitását értékelni tudjam, további öt külföldi populációt is mintáztam. A vizsgálatokhoz szükséges mintákat öt magyarországi, két csehországi, egy lengyelországi, egy szlovéniai és egy kínai élőhelyről gyűjtöttem be, illetve gyűjtötték be a felkért kutatók. Az elemzésekhez a RAPD-módszert alkalmaztam. Az eredmények egyrészről azt mutatták, hogy a RAPD alkalmas az egyes populációk genetikai diverzitásának felmérésre, másrészről bebizonyosodott, hogy a kínai razbórák igen nagy

genetikai variabilitással rendelkeznek (a vizsgált 201 egyed összesen 120 genotípusba tartozott).

A harmadik vizsgálatsorozatban morfológiai és szaporodásbiológia vizsgálatokat végeztem. Négy vízrendszer, nyolc helyszínén négy év alatt 1799 halat megvizsgálva meghatároztam a testtömeg és testhossz közötti összefüggést (az összes egyedre nézve $W = a \cdot L^b$ összefüggésben az „a” = 0,02757, „b” = 2,943), ez alapján megállapítottam, hogy a hazai populációk jellemzően átlagos kondícióval rendelkeznek. A szaporodásbiológiai paraméterek azt mutatták, hogy hazánkban az ikrás razbórák GSI-értéke alacsonyabb, mint a legtöbb irodalmi forrásban szereplő érték, illetve a szaporodási időszak nálunk korábban (júniusban) ér véget. Mindezek ellenére a 0+-os korosztály aránya a legtöbb vízterületen július végére-augusztusra meghaladja a populációk egyedszámának 70%-át.

Végezetül csellecsapdákkal vizsgáltam az 1+-os vagy idősebb razbórák területhasználatát két, természeteshez közeli állapotú tavon. Megállapítottam, hogy bár a két tó táplálékkínálatában, hidrológiai és ökológiai viszonyaiban igen hasonló (a két tó egymás mellett helyezkedett el), de a kínai razbórák területhasználata igen eltérő. Abban a tóban ahol nagy számban éltek ragadozó halak (sügérek), ott a halak a nyíltvízi régiót preferálták, ahol nem voltak jelen ragadozó halak, ott a parti zónát kedvelték legjobban. A fenti megállapítást akváriumi kísérletekkel is sikerült igazolni.

A fenti eredmények közvetlenül is jól alkalmazhatók a razbóra elleni intézkedési tervek kidolgozásakor, illetve további vizsgálatok alapját képezhetik.

7. SUMMARY

Economic and ecological damages caused by invasive alien species (IAS) in land and water ecosystems become more and more severe in the World. Presence of IAS turned out to be one of the most important threat to native flora and fauna in the last century. The European Union has gradually accepted a legislation in order to reduce the damages of IAS on a European level. The most important element of the legislation is the regulation 1143/2014/EU of the European Parliament and of the Council on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. The regulation contains a list of IAS of the highest potential risk of damage against which all member countries should accept and implement an action plan. In the list only two fish species can be found: the Chinese sleeper (*Percottus glenii*) and the topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*). In this dissertation several aspects of the biology of topmouth gudgeon is examined in order to provide help in the elaboration of an action plan against the species.

The first topic of the dissertation examines the distribution of topmouth gudgeon in Hungarian fish ponds. Based on a survey covering more than 66% of the Hungarian pond fish breeders (34 producers), topmouth gudgeon is present in more than 90% of the fish farms, from which 17% reported considerable amount (more than 1kg/ha). In spite of examining numerous parameters (fish farm size, quantity of produced carnivorous fish, pond shape), no explanation was found on the difference of invasive fish species abundance in the farms, but a possible relation with the different abundance of topmouth gudgeon in the water systems can be suspected. Further study is needed to prove this hypothesis.

In the second series of examinations genetic diversity of topmouth gudgeon was estimated to determine the possible genetic difference among Hungarian populations of the fish and to discover possible homogenous, relatively closed populations. Variability of five Hungarian topmouth gudgeon populations was also compared with 5 foreign samples originated from the Czech Republic (2 samples), Poland (1), Slovenia (1) and China (1). RAPD was used for the analysis, being proved to be suitable for this experiment and resulting in high variability of Chinese topmouth gudgeon (201 individuals belonged to 120 genotypes).

In the third series of the study morphologic and reproduction biology analysis were carried out on 1799 fish individuals originated from eight locations of four water systems during a four-year period. Body weight and body length correlation was calculated including

all the individuals as follows: W=a*Lb, where „a”= 0.02757 and b”= 2.943. The results indicated average fitness. Considering reproduction parameters, GSI of female fish in the study showed lower values compared to the literature and reproduction period ended earlier (June) in Hungary. Notwithstanding the above facts, abundance of age group 0+ exceeded 70% in the populations at the end of July-beginning of August.

Finally, habitat use of age 1+ topmouth gudgeon individuals was monitored with the use of minnow traps in two semi-natural lakes. Although the food availability, the hydrology and the ecology of the two neighbouring lakes were very similar, habitat use of topmouth gudgeon individuals was proved to be considerably different. In the pond where predators (perch *Perca fluviatilis*) were present in high density, topmouth gudgeon preferred pelagical regions of the water while in the pond without the presence of predators, litoral zone was favoured. The above hypothesis was proved by aquarium experiments.

The results of the above research can provide a basis for further studies and can support the preparation of an action plan against topmouth gudgeon

8. MELLÉKLETEK

M1 Irodalomjegyzék

2013. évi CII. törvény a halgazdálkodásról és a hal védelméről

Abraham, M., Hilge, V., Lisons, S., Tibika, H. & Rahamin, A. (1982) The envelope cells of the oocytes and the pathway of intravenously injected HRP in the teleostean ovary, *General and Comparative Endocrinology,* **46,** pp. 390-391

Abrahams, M. V. & Dill, L. M. (1989) A determination of the energetic equivalence of the risk of predation, *Ecology,* **70,** pp. 999-1007

Adámek, Z. & Siddiqui, M. A. (1997) Reproduction parameters in a natural population of topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva,* and its condition and food characteristics with respect to sex dissimilarities, *Polish Archives of Hydrobiology,* **44**, pp. 145–152

Adámek, Z., Navrátil, S., Paliková M. & Siddiqui M. A. (1996) *Pseudorasbora parva* Schlegel 1842, Biology of non nativ species in Chech Republic, *Proceeding of scientific Papers to 75th Anniversery of Foundtaion of Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology,* pp. 143-152

Akbas, F. & Tarkan, A.S. (2012) Life-history traits of non-native freshwater fish topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* in Turkey relative to native and introduced populations: Can differences explain colonization success? *Conference: Harmonization of Biodiversity and Marine Industries. Turkey-Japan Marine Forum. İzmir, Turkey, 5-12 November 2012,* Poszter

Albins, M. A. & Hixon, M. A. (2008) Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes, *Marine Ecology Progress Series,* **367,** pp 233–238

Ángyán J., Cros Kárpáti Z., Turcsányi G., Kiss I., Tirczka I.,. Szemán L., Gentischer P., Szalay I., Ágó M., Váradi I., Ónodi G., Podmaniczky L., Magyarics G., Skutai J. (1999) Ökológiai modellközpont Babat, *Kézirat*. Szent István Egyetem Környezetgazdálkodási Intézete, Gödöllő, pp. 1-110

Asaeda, T., Park, B. K. & Manatunge J. (2002) Characteristics of reaction field and the reactive distance of a planktivore, *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae), in various environmental conditions, *Hydrobiologia,* **449,** pp. 29-43

Asaeda, T., Priyadarshana, T. & Manatunge, J. (2001) Effects of satiation on feeding and swimming behaviour of planktivores, *Hydrobiologia,* **443,** pp. 147–157

Asahina, K., Hirose, H. & Hibiya, T. (1990) Annual reproductive cycle of the topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* in the Tama River, *Nippon Suisan Gakkaishi,* **56/2,** pp. 243-247

Backiel, T. & Welcomme R. L. (eds) (1980) Guidelines for sampling fish in inland waters, *EIFAC Technical Paper,* **33,** pp. 1-176

Baerwaldt, K., A. Benson, and K. Irons (2013) Asian Carp Distribution in North America. *Report to the Asian Carp Regional Coordinating Committee, April 2013 (updated April 2014),* pp. 1-8

Balcombe, S. R. & Closs, G. P. (2000) Variation in carp gudgeon (*Hypseleotris* spp.) – catch rate in dense macrophytes, *Journal of Freshwater Ecology,* **15,** pp. 389–395

Balon, E. K. (1995) Origin and domestication of the wild carp, *Cyprinus carpio*: from Roman gourmets to the swimming flowers, *Aquaculture,* **129,** pp. 3-48

Bănărescu, P. (1964) *Fauna Republicii Populare Romine,* Vol. XIII. Pisces-Osteeichthies. Acad, R, P, R, Bucaresti, p. 959

Bănărescu, P. M. (1999) *Pseudorasbora* Bleeker, 1859. In: *The Freshwater Fishes of Europe* Vol 5/I, Cyprinidae 2/I (ed. P. Bănărescu), Aula-Verlag GmbH Wiebelsheim, pp. 203-224

Bársony P. & Vinginder Cs. (2007) Az ezüstkárász (*Carassius auratus gibelio* Bloch) és a természetes vizek halállományi közti kapcsolat, *Pisces Hungarici,* **1,** pp. 30-36

Baruš, V., Kux Z., & Libosvarsky, J. (1984) On *Pseudorasbora parva* (Pisces) in *Czechoslovakia Folia Zoologica,* 33 pp. 5-18

Berinkey L. (1966): Halak – Pisces, *Fauna Hungariae* 20, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 1-136

Berndt, R. (1990) Marketing I., Springer Verlag, Berlin, p. 135

Beyer, K. (2008) Ecological implications of introducing *Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843) and *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel, 1842) into inland waters in England, *PhD thesis,* University of Hull, United Kingdom, pp. 1-278

Beyer, K., Copp G. H. & Gozlan R. E. (2007) Microhabitat use of non-native topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* within a stream fish assemblage, *Journal of Fish Biology,* **71,** pp. 224-238

Billard, R. (1997) Les poissons d'eau douce des rivières de France. Identification, inventaire et répartition des 83 espèces. Lausanne, Delachaux & Niestlé, 192

Bíró P. (1993) Halak biológiája, Kossuth Lajos Tudományegyetem, Debrecen, pp. 114-190

Blayac, T., Mathé, S., Rey-Valette, H. & Fontaine, P. (2014) Perceptions of the services provided by pond fish farming in Lorraine (France), *Ecological Economics*, **108,** pp. 115–123

Block, B. A., Dewar, H., Farwell, C. & Prince, E. D. (1998) A new satellite technology for tracking the movements of Atlantic bluefin tuna, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America,* **95/16,** pp. 9384–9389

Bobori, C. D., Moutopoulis, D. K., Bekri, M., Salvarina, I. & Munoz, A. I. P. (2010) Length-weight relationship of freshwater fish species in three Greek lakes, *Journal of Biological Research-Thessaloniki,* **14,** pp. 219-224

Botstein, D., White, R. L. Skolnick, M. & Davis, R. W. (1980) Construction of a genetic linkage map in man using restriction fragment length polymorphisms, *The American Journal of Human Genetics,* **32 (3),** pp. 314-31

Breton, B., Fostier, A., Zohar, Y., Le Bail, P. Y. & Billard, R. (1983) Maturational glycoprotein gonadotropin and estradiol-l7-β during the reproductive cycle of the female brown trout (*Salmo trutta*), *General and Comparative Endocrinology,* **49,** pp. 220-231

Brett, J. R. (1956). Some principles in the thermal requirements of fishes. *Quarterly Review of Biology*, **31**, pp. 75-87

Britton, J. R. & Davies, G. D. (2007) Length–weight relationships of the invasive topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) in ten lakes in the UK, *Journal of Applied Ichthyology,* **23,** pp. 624–626

Britton, J. R., Davies, G. D., Brazier, M. & Pinder, A. C. (2007) A case study on the population ecology of a topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) population in the UK and the implications for native fish communities, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems,* **17,** pp. 749–759

Brody J. R. & Kern S. E. (2004) History and principles of conductive media for standard DNA electrophoresis, *Analytical Biochemistry*, **333 (1),** pp. 1–13

Bromage N. R. & Cumaranatunga P. R (1988) Egg production in rainbow trout, In: Muir J. F., & Roberts R. J. (eds.) *Recent Advances in Aquaculture,* Blackwell Scientific Publications, London, pp. 65-138

Bruslé, S. (1980) Fine structure of early previtellogenic oocytes in *Mugil (Lisa) auratus* Risso, 1810 (Teleostei, Mugilidae), *Cell and Tissue Research*, **207 (1),** pp. 123-134

Caffrey, J. M.; Hayden, B. & Walsh, T. (2007) Dace (*Leciscus leuciscus* L.): an Invasive Fish Species in Ireland. *Irish Freshwater Fisheries, Ecology and Management* No. **5.,** Central Fisheries Board, Dublin, Ireland pp. 1-13

Caiola, N. & De Sostoa, A. (2002) First record of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in the Iberian Peninsula, *Journal of Fish Biology,* **61 (4),** pp. 1058–1060

Cerri, R. D. & Fraser, D. F. (1983) Predation and risk in foraging minnows: balancing conflicting demands, *American Naturalist,* **121,** pp. 552-561

Chisnall, B.L. (1996) Habitat associations of juvenile shortfinned eels (*Anguilla australis*) in shallow Lake Waahi, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research,* **30** (2)*:* 233-237

Copp, G. H., Bianco, P. G., Bogutskaya, N. G., Erős, T., Falka, I., Ferreira, M. T., Fox, M. G., Freyhof, J., Gozlan, R. E., Grabowska, J., Kováč, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A. M., Peňáz, M., Povž, M., Przybylski, M., Robillard, M., Russell, I. C., Stakėnas, S., Šumer, S., Vila-Gispert, A. & Wiesner, C. (2005) To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *Journal of Applied Ichthyology*, **21,** pp. 242–262

Czeczuga B., Kiziewicz, B. & Danilkiewicz, Z. (2002) Zoospric fungi growing on specimens of certain fish species recently introduced to Polish waters, *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, **32,** pp. 117-125

Damsgard, B. & Dill, L. (1998) Risk-taking behavior in weight-compensating coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*, *Behavioral Ecology,* **9,** pp. 26-32

Deák A. (1984) Bél Mátyás élete és munkássága: De piscatione Hungarica (A magyarországi halászatról) fordítás, Vízügyi Dokumentációs Szolgáltató Leányvállalat, Budapest, pp. 1-76.

Declerck, S., Louette, G., De Bie, T. & De Meester, L. (2002) Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds. *Journal of Fish Biology*, **61,** 1182–1197

Dill, L. M. & Fraser A. H. G. (1984) Risk of predation and the feeding behavior of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*), *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **16, Issue 1**, pp. 65-71

Dugatkin, L. A. Fitz Gerald, G. J. & Lavoie, J. (1994) Juvenile three-spined sticklebacks avoid parasitized conspecifics, *Environmental Biology of Fishes,* **39**, pp. 215-218

ENSZ (1992) Biológiai Sokféleség Egyezmény, Rio de Janeiro

Erős T., Specziár A. & Bíró P. (2008) Halegyüttesek szerkezete a Balaton nádasaiban - az elektromos halászgép és a kopoltyúháló összehasonlítása, (Fish assemblages in reed habitats of Lake Balaton - a comparison between gillnet sampling and electric fishing.) *Hidrológia Közlöny,* **88 (6),** pp. 51-54

Esmaeili, H. R. & Ebrahimi, M. (2006) Length–weight relationships of some freshwater fishes of Iran, *Journal of Applied Ichthyology*, **22,** pp. 328–329

Európa Parlament (2014) A Parlament az Európában nem őshonos fajok távoltartása mellett szavazott Sajtóközlemény, 2014. 04. 16., referenciaszám 20140411IPR43471

Európa Tanács (1979) Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Bern, Svájc

Európa Tanács (2003) European Strategy on Invasive Alien Species T-PVS (2003) 7 revised

Európa Tanács (2007) 708/2007/EK rendelete az idegen és nem honos fajoknak az akvakultúrában történő alkalmazásáról (2007. június 11.), Az Európai Unió Hivatalos Lapja, L 168, pp. 1-17

Európai Közösség (1998) Communication of the European Commission to the Council and to the European Parliament on an European Community Biodiversity Strategy, COM 42

Európai Parlament és a Tanács (2014) 1143/2014/EU számú rendelet: az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről Brüsszel, *Az Európai Unió Hivatalos Lapja,* L 317, pp. 35-55

Fehér, M., Stündl L., Szűcs I., Borbély, Gy. & Bársony P. (2011) A barramundi (*Lates calcarifer*) mint új halfaj a magyar akvakultúrában *Pisces Hungarici,* **5,** pp. 95-98

Fraser, D. F. & Gilliam, J. F. (1987) Feeding under predation hazard: response of the guppy and Hart's rivulus from sites with contrasting predation hazard, *Behavioral Ecology and Sociobiology,* **21,** pp. 203-209

Freshwater, W. D., Hines, A., Parham, S., Wilbur, A., Sabaoun, M., Woodhead, J., Akins L., Whitfield, P. E. & Paris, C. B. (2009) Mitochondrial control region sequence analyses indicate dispersal from the US East Coast as the source of the invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* in the Bahamas, *Marine Biology,* **156 (6),** pp. 1213–1221

Froese, R. & Pauly, D. (Ed.) (2015) FishBase-Glossary,World Wide Web electronic publication, www.fishbase.org, version (letöltve 2015. augusztus 20.)

Froese, R. (2006) Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations, *Journal of Applied Ichthyology,* **22**, 241–253

Fumagalli, L., Snoj, A., Jesensek, D., Balloux, F., Jug, T., Duron, O., Brossier, F., Crivelli, A. J. & Berrebi, P. (2002) Extreme genetic differentiation among the remnant populations of marble trout (*Salmo marmoratus*) in Slovenia, *Molecular Ecology,* **11,** pp. 2711-2716

Galli, P., Strona, G., Benzoli, F., Crosa, G. & Stefani, F. (2007) Monogenoids from fresh-water fish in Italy, with comments on alien species, *Comparative Parasitology,* **74,** pp 264-272

Garai Á. (2013) Alapmódszerek és rekombináns DNS konstrukciók tervezése, Nyitray L. (ed.), Géntechnológia és fehérjemérnökség, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, jegyzet, pp. 39-60

Giurca, R., & Angelescu, N. (1971) Consideration concerning the biology and distribution area of the cyprinid fish *Pseudorasbora parva* (Schlegel) in the Romanian waters, Buletin, Cercetari Piscicole, **30,** pp. 99-109

Gotceitas, V., (1990) Foraging and predator avoidance: a test of a patch choice model with juvenile bluegill sunfish, *Oecologia,* **83,** pp. 346-351

Gozlan, R. E. (2011) *Pseudorasbora parva* Temminck & Schlegel (Topmouth Gudgeon) in Francis R. A. (ed), A Handbook of Global Freshwater Invasive Species Earthscan, Oxon, pp. 277-286

Gozlan, R. E., Andreou, D., Asaeda, T., Beyer, K., Bouhadad, R., Burnard, D., Caiola, N., Cakic, P., Djikanovic, V., Esmaeili, H. R., Falka, I., Golicher, D., Harka A., Jeney G., Kovac, V., Musil, J., Nocita, A., Povz, M., Poulet, N., Virbickas, T., Wolter, Ch., Tarkan, S., Tricarico, E., Trichkova, T., Verreycken, H., Witkowski, A., Zhang, Ch., Zweimueller, I., & Britton, R. J. (2010) Pan-continental invasion of Pseudorasbora parva: Towards a better understanding of freshwater fish invasions, *Fish and Fisheries*, **11(4),** pp. 315-340

Gozlan, R. E., St-Hilaire S., Feist S. W., Martin P., Kent M. L. (2005) Biodiversity: disease threat to European fish, *Nature,* **435 (7045),** p. 1046

Grabowska, J., Kotusz, J. & Witkowski, A., (2010) Alien invasive fish species in Polish waters: an overview, *Folia Zoolgica,* **59(1),** pp. 73-85

Grodzicker, T., Williams, J,. Sharps, P., & Sambrook, J. (1974) Physical mapping of temperature-sensitive mutations of adenovirus, *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology,* **39,** pp. 439-446

Gulland, J. A. (1969) Manual of Methods for Fish Stock Assessment - Part 1. Fish Population Analysis, FAO Rome, pp. 50-58

Guraya, S. S. (1986) The cell and molecular biology of fish oogenesis, In: Sauer, H. W. (ed.), *Monographs in Developmental Biology*, Karger, Basel, Switzerland, pp. 18-223

Guti, G. (1992) A sügér (*Perca fluviatilis* L.) tápláléka a Duna egyik szigetközi mellékágrendszerében *Halászat* **85,**182-185

Györe K. (1995) Magyarország természetesvízi halai, Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest, p. 228

Hajósné Novák M. (1999) Genetikai variabilitás a növénynemesítésben, Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 39-60; 126-127

Halasi-Kovács B. & Harka Á. (2012) Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése, *Pisces Hungarici,* **6,** pp. 5-24

Halpin, P. M. (2000) Habitat use by an intertidal salt marsh fish: trade-offs between predation and growth, *Marine Ecology Progress Series,* **198,** pp. 203–214

Haltermelők Országos Szövetsége – Halászati Terméktanács (HOSZ-HT) (2005) Jelentés a Szövetség és a Terméktanács 2004. évi eredményeiről, Budapest, pp. 1-15

Harka Á., & Sallai Z. (2004) Magyarország halfaunája, Képes határozó és elterjedési tájékoztató, Nimfea Természetvédelmi Egyesület, Szarvas, pp. 1-269

Hasankhani, M., Keivany, Y., Daliri, M., Pouladi, M. & Soofiani, N. M. (2014) Length–weight and length–length relationships of four species (*Barbus lacerta* Heckel, 1843), *Oxynoemacheilus angorae* (Steindachner, 1897), *Squalius lepidus* (Heckel, 1843) and *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846) from the Sirwan River (western Iran), *Journal of Applied Ichthyology,* **30,** pp. 206–207

Haynes, G. D., Gilligan, D. M., Grewe, P., Moran, C. & Nicholas, F. W. (2010) Population genetics of invasive common carp (*Cyprinus carpio* L .) in coastal drainages in eastern Australia, *Journal of Fish Biology,* **77,** pp. 1150–1157

He, X. & Kitchell, J. F. (1990) Direct and indirect effects of predation on a fish community: a whole-lake experiment, *Transactions of the American Fisheries Society,* **119,** pp. 825-835

He, X. & Lodge, D. M. (1990) Using minnow traps to estimate fish population size: the importance of spatial distribution and relative species abundance, *Hydrobiologia,* **190,** pp. 9-14.

Heckel, J. & Kner. R. (1858) Die Süsswasserfische der österreichischen Monarchie: mit Rücksicht auf die angrenzenden Länder, Monografien, Vertebrata, Pisces, Leipzig, Engelmann, pp. 1-388

Heermann, L. (2008) Who makes the best of it? Alternative feeding strategies of European perch (*Perca fluviatilis*) and their consequences, PhD thesis, Universität zu Köln, pp. 1-120

Heithaus, M., Dill, L., Marshall, G., Buhleier, B. (2002) Habitat use and foraging behavior of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) in a seagrass ecosyste, *Marine Biology,* **140/2,** pp. 237-248

Herman O. (1887) A Magyar Halászat Könyve, Természettudományi Könyvkiadó-Vállalat Budapest, II. kötet, pp. 663-759

Heszky L. & Galli Zs. (2008) A genetika alapjai, egyetemi jegyzet, Szent István Egyetemi Kiadó, Gödöllő, pp. 96-103; 238- 240

Hliwa, P. & Martyniak, A. (2002) The absolute fecundity of *Vimba vimba* from Lake Ostrowieckie (Oder River catchment area, northwest Poland), *Archives of Polish Fisheries,* **10(2),** pp. 269-274

Hliwa, P., Martyniak, A., Kucharczyk, D. & Sebestyén, A. (2002) Food preferences of juvenile stages of *Pseudorasbora parva* (Schleges 1842) in the Kis-Balaton reservoire, *Archives of Polish Fisheries,* **10,** pp. 121-127

Hoitsy Gy. (2002) A pisztráng tenyésztése és horgászata magánkiadás pp. 28-29

Holdem, M. G. & Rait, D. F. S. (1974) Manual of fisheries sciences Part 2 - Methods of Resource Investigation and their Application, FAO Rome, pp. 1-214

Horváth Á., Jesensek D., Csorbai B., Bokor Z., Raboczki E., Kaczkó D., Bernáth G., Hoitsy Gy., Urbányi B., Susnik Bajec, S. & Snoj, A. (2012) Application of sperm cryopreservation to hatchery practice and species conservation: a case of the Adriatic grayling (*Thymallus thymallus*), *Aquaculture,* **358–359,** pp. 213-215

Horváth L. & Urbányi B., (2000) Általános szaporodásbiológia, In Horváth L. (ed.): Halbiológia és haltenyésztés, egyetemi tankönyv, Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 168-180

Horváth L., Béres B., & Csorbai B. (2011) Hozamcsökkenő energiatorlódások a halastavi ökoszisztémákban, *Halászatfejlesztés,* **33,** pp. 5-18

Hsiao, H. M., Greerley, M. S. & Wallace, R. A. (1994) Reproductive cycling in female *Fundulus heteroclitus*, *Biological Bulletin*, **186 (3),** pp. 271-284

Hubert, W. A. & Fabrizio, M. C. (2007) Relative abundance and catch per unit effort, In Guy, C. S.; Brown, M. L. (Eds): Analysis and interpretation of freshwater fisheries data, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 28-34

Hubert, W. A. (1996) Passive capture techniques, In Murphy, B. R.; Willis, D. W (Eds): Fisheries techniques, 2nd edition, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 130-145

Hunter, J. R., Macewicz, B. J., Lo, N. C. & Kimbrell, C. A. (1992) Fecundity, spawning and maturity of female Dover sole *Microstomus pacificus*, with an evaluation of assumptions and precision, *Fishery Bulletin*, **90,** pp. 101-128

Huo, T. B., Jiang, Z. F., Karjan, A., Wang, Z. C., Tang, F. J. & Yu, H. X. (2012) Length–weight relationships of 16 fish species from the Tarim River, China, *Journal of Applied Ichthyology*, **28,** pp. 152–153

Huo, T. B., Yuan, M. Y. and Jiang, Z. F. (2011) Length-weight relationships of 23 fish species from the Ergis River in Xingjiang, China, *Journal of Applied Ichthyology*, **27,** 937–938

ICES (2005) ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms, 2005, p. 11

Jeffreys, A. J. (1987) Highly variable Minisatellites and DNA Fingerprints, Biochem. Soc. Trans., **vol. 15,** pp. 309-17

Kagawa, H. (2013) Oogenesis in Teleost Fish, *Aqua-BioScience Monographs*, **Vol. 6/4,** pp. 99–127

Kakareko, T., Kobak, J., Grabowska, J., Jermacz, L., Przybylski, M., Poznanska, M., Pietraszewski, D., & Copp, G. H. (2013) Competitive interactions for food resources between invasive racer goby *Babka gymnotrachelus* and native European bullhead *Cottus gobio, Biological Invasions,* **15/11,** pp. 2519-2530

Kameda, Y. & Masunaga, S. (2006) Evaluation of Population Genetic Structure of *Pseudorasbora Parva* in Kanto Region and Main Stressor Effects on Genetic Variability and Genotype, *Journal of Japan Society on Water Environment,* **29 (9),** pp. 553-560

Kan, Y. W. & Dozy, A. M. (1978) Polymorphism of DNA sequence adjacent to human β-globin structural gene: relationship to sickle mutation, *Proceedings of the National Academy of Sciences,* **75(11),** pp. 5631-5

Kapusta, A.; Bogacka-Kapusta, E. & Czarnecki, B. (2008) The significance of stone moroko, *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel) in the small size fish assamblages in the littoral zone of a the heated lake Lichenskie, *Archives of Polish Fisheries,* **16 (1),** pp. 49-62

Katano, O., & Maekawa, K. (1997) Reproductive regulation in the female Japanese minnow, *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae), *Enviromental Biology of Fishes,* **49 (2),** pp. 197-205

Kennedy, C. R. (1975) The distribution of crustacean fish parasites in Britain in relation to the introduction and movement of freshwater fish *Aquaculture Research* **6 (2)**, pp. 36–41

Keskin, E. (2014) Detection of invasive freshwater fish species using environmental DNA survey, *Biochemical Systematics and Ecology,* **56,** pp. 68–74

Khan, A. M., Ali, Z., Shelly, S. Y., Ahmad, Z. & Mirza, M. R. (2011) Aliens; A catastrophe for native freshwater fish diversity in Pakistan, *The Journal of Animal and Plant Sciences,* **21,** pp. 435-440

Kim, K. Y., Ko, M. H., Liu, H., Tang, Q., Chen, X., Miyazaki, J. I. & Bang, C. I. (2013) Phylogenetic Relationships of *Pseudorasbora*, *Pseudopungtungia*, and *Pungtungia* (Teleostei; Cypriniformes; Gobioninae) Inferred from Multiple Nuclear Gene Sequences, *BioMed Research International*, Article ID 347242, pp. 1-6

Kim, K.Y., Ko, M. H., Cho, S. Jang, Kim, W. J., Son, M. H. & Bang, I. C. (2015) A Natural Hybrid of Intergeneric Mating between a Female *Pungtungia herzi* and a Male

Pseudorasbora parva (Cypriniformes: Cyprinidae), *Fisheries and aquatic sciences,* **18 (1),** pp. 99-107

Koehn, J. D. (2004) Carp *(Cyprinus carpio)* as a powerful invader in Australian waterways, *Freshwater Biology,* **49,** pp. 882–894

Konishi, M., & Takata, K. (2004) Isolation and characterization of polymorphic microsatellite DNA markers in topmouth gudgeon, *Pseudorasbora* (Teleostei: Cyprinidae), *Molecular Ecology Notes,* **4,** pp. 64–66

Kottelat, M. & Freyhof J. (2007) Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin. p. 646

Layman, C. & Smith, D. (2001) Sampling bias of minnow traps in shallow aquatic habitats on the Eastern Shore of Virginia, *Wetlands,* **21,** pp. 145–154

Lazur, A., Early S. & Jacobs, M. (2006) Acute Toxicity of 5% Rotenone to Northern Snakehead (*Channa argus*), *North American Journal of Fisheries Management,* **26 (3),** pp. 628-630

Le Menn, F. & Burzawa-Gérard, E. (1985) Effect of carp gonadotropin (cGTH) and a fraction unadsorbed on concanavalin A-sepharose obtained from c-GTH on vitellogenesis in the hypophysectomized marine teleost *Gobius niger, General and Comparative Endocrinology,* **57,** pp. 23-36

Lefler K. (2010) Természtesvízi halfajok ivari ciklusának vizsgálata, Doktori disszertáció, Szent István Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskola, Gödöllő, pp. 1-123

Lehota, J. (2001) Marketing az agrárgazdaságban, Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 100-213

Lévai, F. Nagy G. Kovásznai-Szász, G & Székelyhidi T. (2013) Tanyató Program kézikönyve Kisállattenyésztési Kutatóintézet és Génmegőrzési Koordinációs Központ, Gödöllő p. 127

Lewontin, R. C. & Hubby J. L. (1966) A molecular approach to the study of genetic heterozygosity in natural populations. II. Amount of variation and degree of heterozygosity in natural populations of *Drosophila pseudoobscura, Genetics,* **54,** pp. 595- 609

Litt, M. & Luty, J. A. (1989) A hypervariable microsatellite revealed by in vitro amplification of a dinucleotide repeat within the cardiac muscle actin gene, *American Journal of Human Genetics,* **44(3),** 397–401

Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control, *Issues in Ecology,* **5,** pp. 2-22

Makajeva, A. P. & Zaki-Mochamed, M. I. (1982) Razmnoženije i razvitje psevdorasbory *Pseudorasbora parva* (Schlegel) v vodojemach Srednej, *Voprosy Ikhtiologii*., **22,** pp. 80-92

Malhotra, N, K. & Simon, J. (2008) Marketingkutatás, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 330-362

Malone, T. E. & Hisaoka. K. K. (1963) A histochemical study of the formation of deutoplasmic components in developing oocytes of the zebrafish, *Brachidanio rerio, Journal of Morphology*, **112,** pp. 61-75

Manchester, S. J. & Bullock, J. M. (2000) The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control, *Journal of Applied Ecology*, **37,** pp. 845-864

Marceta, B. & Plibersek K. eds. (2014) BiosWeb. Ljubljana, Fisheries Research Institute of Slovenia, 2014, [online] [Updated 27.08.2015], <www.biosweb.org>, ISSN 2350-4757 [Cited 27.08.2015]

Mastrorillo, S. & Dauba, F. (1999) Short-term impact of reservoir cleaning on the microhabitat use of three non-salmonid fishes in a piedmont river in south west France, *Aquatic Sciences,* **61(4),** pp. 323-336

Mátyás Cs. (2002) Erdészeti-természetvédelmi genetika, Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 35-55.

McMillan, D. B. (2007) Fish Histology: Female Reproductive Systems, Springer, Dordrecht, p. 2

MacRae, P. S. D. & Jackson, D. A. (2001) The influence of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) predation and habitat complexity on the structure of littoral-zone fish assemblages *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,* **58,** 342-351

Meinesz, A., Belsher, T., Thibaut, T., Antolic, B., Ben Mustapha, K., Boudouresque, C-F., Chiaverini, D., Cinelli, F., Cottalorda, J-M., Djellouli, A., El Abed, A., Orestano, C., Grau, A.M., Ivesa, L., Jaklin, L., Langar, H., Massuti-Pascual, E., Peirano, A., Tunesi, L., De Vaugelas, J., Zavodnik, N. & Žuljevic, A. (2001) The introduced green alga *Caulerpa taxifolia* continues to spread in the Mediterranean, *Biological Invasions,* **3,** pp. 201-210

Merilä, J. (2012) Factors influencing nine-spined stickleback *(Pungitius pungitius)* trapping success, *Annales Zoologici Fennici,* **49,** pp. 350-354

Merilä, J., Lakka, H. K. & Eloranta, A. (2013) Large differences in catch per unit of effort between two minnow trap models, *BMC Research Notes*, **6,** p. 151

Mills, E. L., Leach, J. H., Carlton, J. T. & Secor, C. L. (1993) Exotic species in the Great Lakes: A history of biotic crises and anthropogenic introductions, *Journal of Great Lakes Research*, **19(1),** pp. 1-54

Molnár K. (1967) Újabb kellemetlen vendég érkezett hazai vizeinkbe*, Halászat,* **13 (6),** p. 171

Mooney, H. A. & Cleland E. E. (2001) The evolutionary impact of invasive species, *Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of Amercica,* **98 (10),** pp. 5446-5451

Mooney, H. A., & Hobbs R. J. (2000) Invesive species in a changing word, Island Press, Washington, pp. 11-13

Morgan, R. P., Killgore, K. J. & Dougles, N. H. (1988) Modified Popnet Design for Collecting Fishes in Varying Depths of Submersd Aqatic Vegetations, *Journal of Freshwater Ecology*, **4,** pp. 533–539

Moyle, P. B., Li, H. W. & Barton, B. A. (1986) The Frankenstein effect: impact of introduced fishes on native fishes in North America. In Stroud R.H (ed). Fish culture in fisheries management American Fisheries Society, Bethesda, Md., pp 415–426

Mullis, K. B., & Faloona, F. A. (1987) Specific synthesis of DNA *in vitro* via a polymerase catalyzed chain reaction, *Methods Enzymology*, **155,** pp. 335-350

Musil, M., Novotná, K., Potužák, J., Hůda, J. & Pechar, L. (2014) Impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) on production of common carp (*Cyprinus carpio*) – question of natural food structure, *Biologia*, **69(12),** pp. 1757-1769

Nagahama, Y. (1997) 17α, 20β-Dihydroxy-4-pregnen-3-one, a maturation-inducing hormone in fish oocytes: mechanisms of synthesis and action, *Steroids*, **62 (1),** pp. 190-196

Nagahama, Y., Yoshikuni, M., Yamashita, M., Tokumoto, T. & Katsu, Y. (1995) Regulation of oocyte growth and maturation in fish, *Current Topics in Developmental Biology*, **30,** pp. 103-145

Nakamura, Y., Leppert, M., O'Connell, P., Wolff, R., Holm, T., Culver, M., Martin, C., Fujimoto, E., Hoff, M., Kumlin, E. & White, R. (1987) Variable Number of Tandem Repeat (VNTR) Markers for Human Gene Mapping, *Science*, **235,** pp. 1616-22

Naylor, R., L., Williams, S. L. & Strong, D. R. (2001) Aquaculture: A gateway for exotic species, *Science*, **294 (5547),** pp. 1655-1656

Nei, M. (1972) Genetic distance between populations, *American Naturalist*, **106**, 283-292

Okada, Y. (1960) Studies on Freshwater Fishes of Japan, Special Parts II-III, Prefectural University of Mie-Tsu, pp. 267-280

Onikura, N. & Nakajima, J. (2013) Age, growth and habitat use of the topmouth gudgeon, Pseudorasbora parva in irrigation ditches on northwestern Kyushu Island, Japan. *Journal of Applied Ichthyology*, **29,**186–192

Orbán L. (2000) Molekuláris eljárások alkalmazása a haltenyésztésben, In Horváth L. (ed.): Halbiológia és haltenyésztés, egyetemi tankönyv, Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 194-205

Orbán L., Urbányi B., Tamás G. & , Horváth L. (1997) A dinnyési tenyészponty állomány genetikai gazdagságának vizsgálata a RAPD eljárással, *Halászatfejlesztés,* **20,** p. 38

Patimar, R. & Baensaf, S. (2011) Morphology, growth and reproduction of the non-indigenous topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (Temmick Schlegel, 1846) in the wetland of Alma-Gol, Northern Iran Russian, *Journal of Biological Invasions,* **4,** pp. 108-113

Pavlović, M., Paunović, M. & Simić, V. (2013) Feeding of Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.) in three reservoirs in Serbia, *Water Research and Management,* **3(4),** pp. 41-46

Pecsenye K. (2006) Populációgenetika, Pars Kft., Nagykovácsi, pp. 248-253; 324-330

Perazzollo, L. M., Coward, K., Davail, B., Normand, E., Tyler C. R., Pakdel, F., Schneider, W. J. & Le Menn, F. (1999) Expression and localization of messenger ribonucleic acid for the vitellogenin receptor in ovarian follicles throughout oogenesis in the rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, *Biology of Reproduction,* **60 (5),** pp. 1057-1068

Pettersson, L. B., & Brönmark, C. (1993) Trading off safety against food: state dependent habitat choice andforaging in crucian carp, *Oecologia,* **95,** pp. 353-357

Pimentel, D., Zuniga, R. & Morrison, D. (2005) "Update on the Environmental and Economic Costs Associated with Alien Invasive Species in the United States, *Ecological Economics,* **52,** pp. 273-288

Pinder, A. C. & Gozlan, R. E. (2003) Sunbleak and topmouth gudgeon - two newadditions to Britain's freshwater fishes, *British Wildlife,* **15(2),** pp. 77-83

Pinder, A. C., Gozlan, R. E. & Britton, J. R. (2005) Dispersal of the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* in the UK: a vector for an emergent infectious disease, *Fisheries Management and Ecology,* **12 (6),** pp. 411–414

Pintér K. (2002) Magyarország halai, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 111; 116-118; 142-147

Pollux, B. J. A. & Korosi, A. (2006) On the occurrence of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in the Netherlands, *Journal of Fish Biology,* **69,** pp. 1575-1580

Poulin, R., & FitzGerald, G. J., (1989) Risk of parasitism and microhabitat selection in juvenile sticklebacks, *Canadian Journal of Zoology,* **67,** pp. 14-18

Prenda, J., Armitage, P. D. & Grayston, A. (1997) Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams, *Journal of Fish Biology*, **51,** pp. 64-79

Priyadarshana, T. & Asaeda, C. T (2007) Swimming restricted foraging behavior of two zooplanktivorous fishes *Pseudorasbora parva* and *Rasbora daniconius* (Cyprinidae) in a simulated structured environment, *Environmental Biology of Fishes,* **80,** pp. 473-486

Priyadarshana, T., Asaeda, T. & Manatunge, J. (2001) Foraging behaviour of planktivorous fish in artificial vegetation: the effects on swimming and feeding, *Hydrobiologia,* **442,** pp. 231-239

Quick, N. J., Middlemas, S. J., & Armstrong, J. D. (2004) A survey of antipredator controls at marine salmon farms in Scotland, *Aquaculture,* **230,** pp. 169-180

Říha, M., Ricard, D., Vašek, M., Prchalová, M., Mrkvička, T., Jůza, T., Čech, M., Draštík, V., Muška, M., Kratochvíl, M., Peterka, J., Tušer, M., Seďa, J., Blabolil, P., Bláha, M., Wanzenböck, J., & Jan Kubečka (2014) Patterns in diel habitat use of fish covering the littoral and pelagic zones in a reservoir, *Hydrobiologia,* **747(1),** pp. 111-131

Rogers, K. B. & White G. C. (2007) Analysis of movement and habitat use from telemetry data in Brown, M. & Guy, C. (ed), Analysis and interpretation of freshwater fisheries data, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 625-676

Rosecchi, E., Crivelli, A. J. & Catsadorakis, G. (1993) The establishment and impact of *Pseudorasbora parva,*an exotic fish species introduced into Lake Mikri Prespa (North-Western Greece), *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems,* **3,** pp. 223-231

Rowland, W. J. (1999) Studying visual cues in fish behavior: a review of ethological techniques, *Environmental Biology of Fishes,* **56,** pp. 285-305

Sanches, F. H. C., Miyai, C. A., Costa, T. M., Christofoletti, R. A., Volpato, G. L., & Barreto, R. E. (2012) Aggressiveness Overcomes Body-Size Effects in Fights Staged between Invasive and Native Fish Species with Overlapping Niches, *PLoS ONE,* ***7*(1),** e29746.

Savino, J. F. & Stein, R. A. (2002) Behavior of fish predators and their prey: habitat choice between open water and dense vegetation, *Hydrobiologia,* **489,** pp. 29-43

Scalera, R. & Zaghi, D. (2004) Alien species and nature conservation in the EU, The role of the LIFE program, LIFE Focus, European Commission, Brussels, p. 59

Selman K. & Wallace R. A. (1982) Oocyte growth in the sheepshead minnow: Uptake of exogenous proteins by vitellogenic oocytes, *Tissue and Cell,* **14 (3),** pp. 555-571

Selman, K., & Wallace, R. A. (1989) Cellular aspects of oocyte growth in teleosts, *Zoological Science,* **6 (2),** pp. 211-231

Selman, K., Wallace, R. A. & Barr, V. (1988) Oogenesis in *Fundulus heteroclitus* V., The relationship of the yolk vesicles and cortical alveoli, *Journal of Experimental Zoology*, **246 (1),** pp. 42-56

Selman, K., Wallace, R. A., Sarka, A., & QI, X. (1993) Stages of oocyte development in the zebrafish *Brachydanio rerio, Journal of Morphology,* **218 (2),** pp. 203-224

Siebert, P. D., Chenchik, A., Kellogg, D. E., Lukyanov, K. A., & Lukyanov, S. A. (1995) An improved PCR method for walking in uncloned genomic DNA, *Nucleic Acids Research*, **23(6),** pp. 1087-1088

Simon, A. (2012) Genetic factors affecting establishment during invasions : the introduction of the topmouth gudgeon *(Pseudorasbora parva*) and the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in Europe, PhD thesis, Department of Biological Sciences, The University of Hull, pp. 1-140

Simon, A., Britton, R., Gozlan, R., van Oosterhout, C., Volckaert, F. M. & Hänfling, B. (2011) Invasive cyprinid fish in Europe originate from the single introduction of an admixed source population followed by a complex pattern of spread, *PLoS ONE, 6* (6)

Singleman, C., & Holtzman, N. G. (2014) Growth and maturation in the zebrafish, *Danio rerio:* a staging tool for teaching and research, *Zebrafish,* **11(4),** pp. 396-406

Snickars, M., Sandstro, A. & Mattila, J. (2004) Antipredator behaviour of 0+ year *Perca fluviatilis*: effect of vegetation density and turbidity, *Journal of Fish Biology*, **65,** pp. 1604-1613

Sunardi, A. T. & Manatunge, J. (2005) Foraging of a small planktivore (*Pseudorasbora parva*: Cyprinidae) and its behavioural flexibility in an artificial stream, *Hydrobiologia,* **549,** pp. 155-166

Sunardi, A. T., Asaeda T. & Manatunge, J. (2007) Physiological responses of topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, to predator cues and variation of current velocity, *Aquatic Ecology,* **41,** pp. 111-118

Szabó T. (2000) A halak szaporodásbiológiája, In Horváth L. (ed.) Halbiológia és haltenyésztés, egyetemi tankönyv, Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 194-205

Taggarrt, J. B. & Ferguson, A. (1990) Minisatellite DNA fingerprints of salmonid fishes, *Animal Genetics*, **21,** pp. 377-389

Tang, K. L., Agnew, M. K., Chen, W. J., Vincent Hirt, M., Raley, M. E., Sado, T., Mayden, R. L. (2011) Phylogeny of the gudgeons (Teleostei: Cyprinidae: Gobioninae), *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **61(1),** pp. 103-124

Taylor, J. G. (1996) Seasonal Occurrence, Distribution and Movements of the Whale Shark, *Rhincodon typus*, at Ningaloo Reef, western Australia, *Marine and Freshwater Research*, **47,** pp. 637-642

Todd, A., Crowl, T., Crist, O., Parmenter, R. R., Belovsky, G. & Lugo, A. E. (2008) The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change, *Frontiers in Ecology and the Environment*, **6,** pp. 238-246

Thrush, S.; Shultz, D.; Hewitt J. E. & Talley D. (2002) Habitat structure in soft-sediment environments and abundance of juvenile snapper *Pagrus auratus. Marine Ecology Progress Series*, **245,** pp. 273-280

Verreycken, H., Van Thuyne, G. & Belpaire, C. (2011) Length–weight relationships of 40 freshwater fish species from two decades of monitoring in Flanders (Belgium*), Journal of Applied Ichthyology*, **27,** pp. 1416-1421

Vidékfejlesztési Minisztérium (2013) 133/2013. (XII. 29.) VM rendelet a halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & Melillo, J. M. (1997) Human domination of Earth's ecosystems, *Science*, **277,** pp. 494-499

von Siebold P. F. (1846) Fauna Japonica sive Descriptio animalium, quae in itinere per Japoniam, jussu et auspiciis superiorum, qui summum in India Batava imperium tenent, suscepto, annis 1825 - 1830 collegit, notis, observationibus et adumbrationibus illustravit Ph. Fr. de Siebold. Conjunctis studiis C. J. Temminck et H. Schlegel pro vertebratis atque W. de Haan pro invertebratis elaborata, Leiden, p. 215

Wallace, R. A. & Selman, K. (1981) Cellular and dynamic aspects of oocyte growth in teleosts, *American Zoologist*, **21 (2),** pp. 325-343

Weiperth, A. Staszny, Á. & Ferincz Á. (2013) Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán – Töréneti áttekintés *Pisces Hungarici* **7,** pp. 103–112

Wels, J. & McClelland, M. (1990) Fingerprinting genomes using PCR with arbitary primers, *Nucleic Acids Research*, **18,** pp. 7213-7218

West, P., Brown, A. & Hall, K. (2007) Review of alien fish monitoring techniques, indicators and protocols: Implications for national monitoring of Australia's inland river systems, Invasive Animals Cooperative Research Centre, Canberra, pp. 1-97

White, P. C. L., Jennings, N. V., Renwick, A. R. & Barker, N. H. L. (2005) Questionnaires in ecology: A review of past use and recommendations for best practice, *Journal of Applied Ecology*, **42(3),** pp. 421-430

Wildekamp, R. H., Van Neer, W., Kücük F. & Ünlüayin, M. (1997) First record of the eastern Asiatic gobionid fish *Pseudorasbora parva* from the asiatic part of Turkey, *Journal of Fish Biology*, **51,** pp. 858-868

Williams, J. G., Kubelik, A. R., Livak, K. J., Rafalski J. A. & Tingey S. V. (1990) DNA polymorphisms amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers, *Nucleic Acids Research*, **18 (22),** pp. 6531-6535

Williamson, M. H. (1996) Biological invasions. Population and community biology series, Vol. 15., Chapman and Hall, London, p. 186

Wittenberg, R. & Cock, M. J. W. (eds.) (2001) Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices, CAB International, Wallingford, Oxon, UK, 1-228

Witthames, P. R, Thorsen, A., Murua, H., Saborido-Rey, F., Greenwood, L. N., Dominguez, R., Korta, M. & Kjesbu, O. S. (2009) Advances in methods for determining fecundity: application of the new methods to some marine fishes, *Fishery Bulletin*, **107(2),** pp. 148-164

Wolfram-Wais, A., Wolfram, G., Auer, B., Mikschi, E. & Hain, A. (1999) Feeding habits of two introduced fish species (*Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*) in Neusiedler See (Austria), with special reference to chironomid larvae (Diptera: Chironomidae), *Hydrobiologia*, **409,** pp. 123-129

Wootton, R. J. & Smith, C. (2014) Reproductive Biology of Teleost Fishes, Wiley-Blackwell, pp. 45-80

Xie, S., Cui, Y., Zhang, T. & Li, Z. (2000) Seasonal patterns in feeding ecology of three small fishes in the Biandantang Lake, China, *Journal of Fish Biology*, **57(4),** pp. 867-880

Xu, W., Geng, L. W., Xu, M., Tong, G. X., Jiang, H. F. (2016) Mitochondrial DNA sequence of *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae: Gobioninae), *Mitochondrial DNA*, **27(1),** pp. 416-417

Ye, S., Li, Z., Lek-Ang, A., Feng, G., Lek, S. & Cao, W. (2006) Community structure of small fishes in a shallow macrophytic lake (Niushan Lake) along the middle reach of the Yangtze River, China, *Aquatic Living Resource*, **19,** pp. 349-359

Young, J. A. M., Marentette J. R., Gross C., McDonald J. I., Verma A.; Marsh-Rollo S. E., McDonald, P. D. M., Earn, D. J. D. & Balshine, S. (2010) Demography and substrate affinity of the round goby (*Neogobius melanostomus*) in Hamilton Harbour, *Journal of Great Lakes Research*, **36** pp. 115–122

Yue, P. (1998) Gobioninae, In Chen, Y.-Y. and et al. (Eds.) Fauna Sinica, Osteichthyes, Cypriniformes II., Science Press, Beijing, pp. 232-389

Záhorská, E. & Kováč, V. (2009) Reproductive parameters of invasive topmouth gudgeon Pseudorasbora parva (Temminck and Schlegel, 1846) from Slovakia, *Journal of Applied Ichthyology*, **25,** pp. 466-469

Záhorská, E. & Kováč, V. (2013) Environmentally induced shift in reproductive traits of a long-term established population of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*), *Journal of Applied Ichthyology*, **29,** pp. 218-220

Záhorská, E., Balážová, M. & Šúrová, M. (2013a) Morphology, sexual dimorphism and size at maturation in topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) from the heated Lake Liche´nskie (Poland), *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, **07,** pp. 1-10

Záhorská, E., Kováč, V. & Katina, S. (2010) Age and growth in a newly-established invasive population of topmouth gudgeon, *Central European Journal of Biology*, **5,** pp. 256-261

Záhorská, E., Kováč, V., Falka, I., Beyer, K., Katina, S., Copp, G. H. & Gozlan, R. E. (2009) Morphological variability of the Asiatic cyprinid, topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*, in its introduced European range, *Journal of Fish Biology*, **74,** pp. 167-185

Záhorská, E., Kováč, V., Švolíková, K. & Kapusta, A. (2014) Reproductive parameters of topmouth gudgeon from a heated Lake Licheńskie (Poland), *Central European Journal of Biology*, **9(2),** pp. 212-219

Záhorská, E., Švolíková, K. & Kováč, V. (2013b) Do invasive populations of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*, Temminck and Schlegel) from disturbed and undisturbed habitats follow different life-histories? *International Review of Hydrobiology*, **98,** pp. 61-70

Zhu, D., Yang, K., Gul, Y., Song, W., Zhang, X. & Wang, W. (2014) Effect of photoperiod on growth and gonadal development of juvenile Topmouth Gudgeon *Pseudorasbora parva*, *Environmental Biology of Fishes*, **97/2,** pp. 147-156

M2 Kérdőív

Kérdőív a hazai gyomhal-fertőzöttség felmérésére

Ha valamely kérdésre nem kíván válaszolni, kérem hagyja ki!

1. Általános kérdések:
   - Mekkora területű a gazdaság?
   - ❑ -100 ha
   - ❑ 101-500 ha
   - ❑ 501-1000 ha
   - ❑ 1001 ha –

   - Milyen vertikumú a gazdaság?
   - ❑ Teljes vertikumú
   - ❑ Részüzemű (éspedig: .....)

   - A gazdaság tavainak típusai:
   - ❑ Völgyzárógátas
   - ❑ Körtöltéses
   - ❑ Egyéb

   - Mely ragadozó halfajok tenyésztésével, nevelésével foglalkozik a gazdaság? Természetesen több választ is bejelölhet!
   - ❑ csuka
   - ❑ süllő
   - ❑ harcsa
   - ❑ egyéb (fekete sügér, balin, afrikai harcsa, stb.)

   - Mennyi a ragadozó halak hektáronkénti összhozama a gazdaságban?
   - ❑ 0 kg/ha
   - ❑ 0-2 kg/ha
   - ❑ 2,1-5 kg/ha
   - ❑ 5,1- kg/ha

   - Melyik invazív gyomhal fajunk okozza a gazdaságban a legnagyobb problémát?
   - ❑ Kínai razbóra
   - ❑ Törpeharcsa
   - ❑ Ezüstkárász

2. Razbóra *(Pseudorasbora parva)*

- A razbóra jelenléte a gazdaságban:
- ❑ Nincs jelen
- ❑ Jelen van, de elhanyagolható mennyiségben (<1 kg/ha)
- ❑ Jelen van és problémát is okoz (1-10 kg/ ha)
- ❑ Jelen van és komoly problémát okoz (>10 kg/ha)

- A razbóra mennyiségének változása az elmúlt 5 évben:
- ❑ Nem változott
- ❑ Csökkent
- ❑ Nőtt

- Ha jelen van, akkor a gazdaságban megtermelt razbóra kezelése az alábbi módon zajlik:
- ❑ Lehalászáskor a lecsapolt vízzel együtt távozik, illetve a tavakban marad halakat további kezelésben nem részesítik
- ❑ A lehalászott halak megsemmisítése, a kopolyák, tocsogók fertőtlenítése
- ❑ A lehalászott halmennyiség értékesítése, a kopolyák, tocsogók fertőtlenítése

- A razbóra elleni védekezés mely elemeit használják a gazdaságban?
- ❑ Nincs szükség védekezésre
- ❑ Ragadozó halak népesítése (Ön melyik halfajt tartja erre legalkalmasabbnak? .....)
- ❑ Az árasztóvíz megfelelő szűrése, a visszamaradó vízterek fertőtlenítése
- ❑ A fentiek kombinációja

3. Ezüstkárász *(Carassius auratus)*
   - Az ezüstkárász jelenléte a gazdaságban:
   - ❑ Nincs jelen
   - ❑ Jelen van, de elhanyagolható mennyiségben (<1 kg)
   - ❑ Jelen van és problémát is okoz (1-10 kg/ ha)
   - ❑ Jelen van és komoly problémát okoz (10< kg/ha)

   - Az ezüstkárász mennyiségének változása az elmúlt 5 évben:
   - ❑ Nem változott
   - ❑ Csökkent
   - ❑ Nőtt

   - Ha jelen van, akkor a gazdaságban megtermelt ezüstkárász kezelése az alábbi módon zajlik:
   - ❑ Lehalászáskor a lecsapolt vízzel együtt távozik, illetve a tavakban maradt halakat további kezelésben nem részesítik
   - ❑ A lehalászott halak megsemmisítése, a kopolyák, tocsogók fertőtlenítése
   - ❑ A lehalászott halmennyiség értékesítése, a kopolyák, tocsogók fertőtlenítése

   - A ezüstkárász elleni védekezés mely elemeit használják a gazdaságban?
   - ❑ Nincs szükség védekezésre

- ❑ Ragadozó halak népesítése (Ön melyik halfajt tartja erre legalkalmasabbnak? .....)
- ❑ Az árasztóvíz megfelelő szűrése, a visszamaradó vízterek fertőtlenítése
- ❑ A fentiek kombinációja

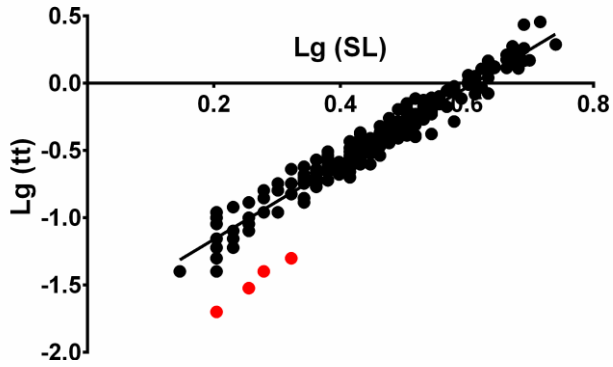
4. Törpeharcsa *(Ictalurus nebulosus)*
   - A törpeharcsa jelenléte a gazdaságban:
   - ❑ Nincs jelen
   - ❑ Jelen van, de elhanyagolható mennyiségben (<1 kg)
   - ❑ Jelen van és problémát is okoz (1-10 kg/ ha)
   - ❑ Jelen van és komoly problémát okoz (10< kg/ha)

   - A törpeharcsa mennyiségének változása az elmúlt 5 évben:
   - ❑ Nem változott
   - ❑ Csökken
   - ❑ Nő

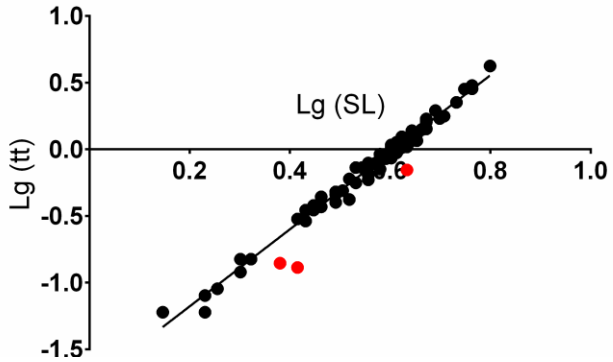
   - Ha jelen van, akkor a gazdaságban megtermelt törpeharcsa kezelése az alábbi módon zajlik:
   - ❑ Lehalászáskor a lecsapolt vízzel együtt távozik, illetve a tavakban maradt halakat további kezelésben nem részesítik
   - ❑ A lehalászott halak megsemmisítése, a kopolyák, tocsogók fertőtleítése
   - ❑ A lehalászott halmennyiség értékesítése, a kopolyák, tocsogók fertőtleítése

   - A törpehercsa elleni védekezés mely elemeit használják a gazdaságban?
   - ❑ Nincs szükség védekezésre
   - ❑ Ragadozó halak népesítése (Ön melyik halfajt tartja erre legalkalmasabbnak? .....)
   - ❑ Az árasztóvíz megfelelő szűrése, a visszamaradó vízterek fertőtlenítése
   - ❑ A fentiek kombinációja

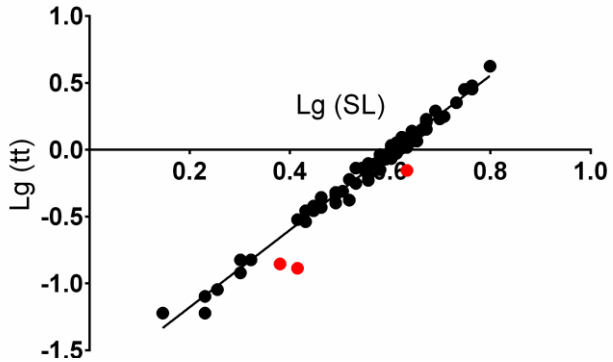
M3 LWR grafikonok



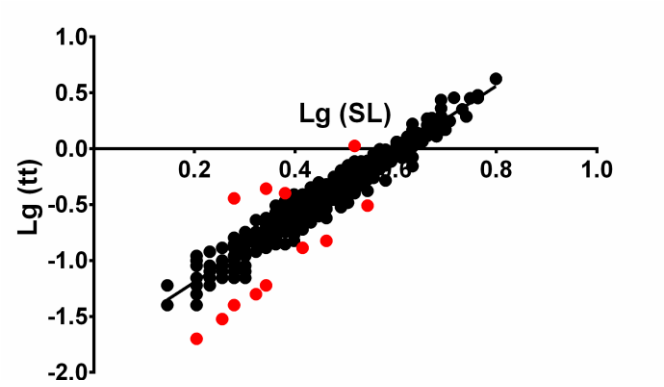
21. ábra Az attalai 7-es tó kínai razbóraállományának hossz-tömeg összefüggése (tt = testtömeg, SL = standard testhossz, a pirossal jelölt pontok a statisztikai próba által outliernek jelölt adatokat jelzik), a minta további adatait a 15. táblázat tartalmazza



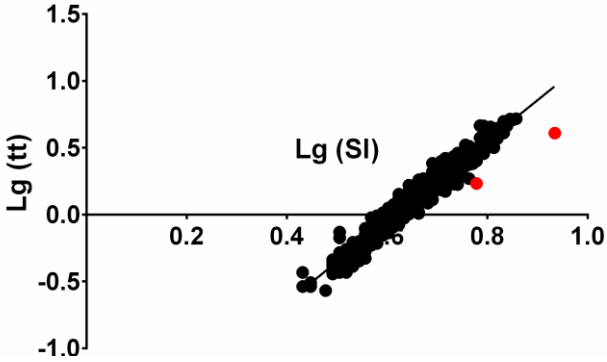
22. ábra Az attalai tápcsatorna kínai razbóraállományának, hossz-tömeg összefüggése (tt = testtömeg, SL = standard testhossz, a pirossal jelölt pontok a statisztikai próba által outliernek jelölt adatokat jelzik), a minta további adatait a 15. táblázat tartalmazza



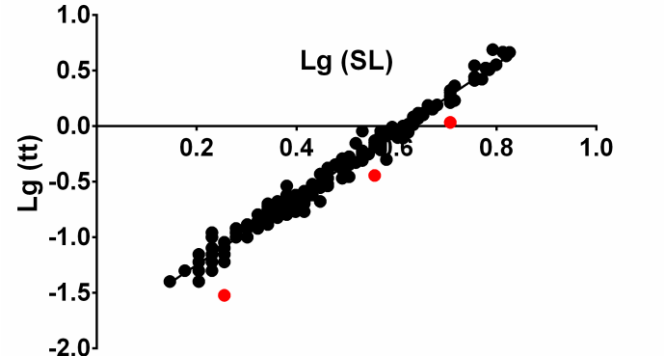
23. ábra Az attalai szűrőtó kínai razbóraállományának, hossz-tömeg összefüggése (tt = testtömeg, SL = standard testhossz, a pirossal jelölt pontok a statisztikai próba által outliernek jelölt adatokat jelzik), a minta további adatait a 15. táblázat tartalmazza



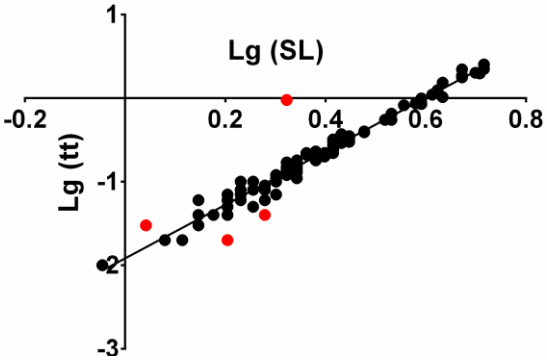
24. ábra A hossz-tömeg összefüggés az összes attalai minta alapján (tt = testtömeg, SL = standard testhossz, a pirossal jelölt pontok a statisztikai próba által outliernek jelölt adatokat jelzik), a minta további adatait a 15. táblázat tartalmazza



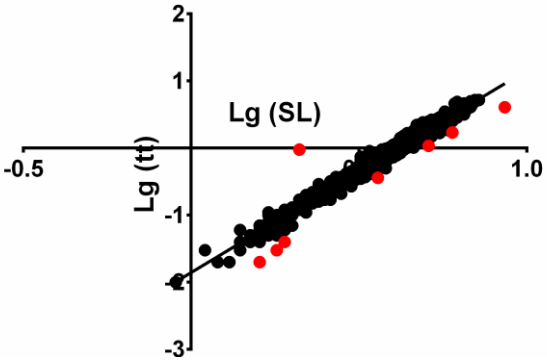
25. ábra A babati I-es tó kínai razbóra állományának, hossz-tömeg összefüggése (tt = testtömeg, SL = standard testhossz, a pirossal jelölt pontok a statisztikai próba által outliernek jelölt adatokat jelzik), a minta további adatait a 15. táblázat tartalmazza



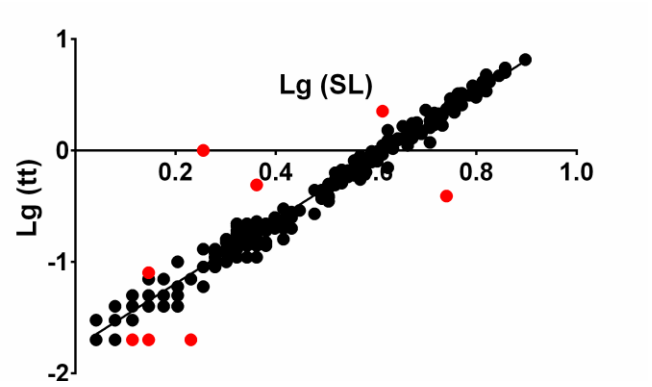
26. ábra A babati III-as tó kínai razbóraállományának, hossz-tömeg összefüggése (tt = testtömeg, SL = standard testhossz, a pirossal jelölt pontok a statisztikai próba által outliernek jelölt adatokat jelzik), a minta további adatait a 15. táblázat tartalmazza



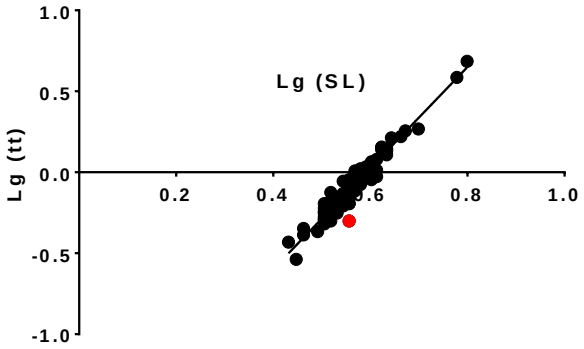
27. ábra A babati IX-es tó kínai razbóraállományának, hossz-tömeg összefüggése (tt = testtömeg, SL = standard testhossz, a pirossal jelölt pontok a statisztikai próba által outliernek jelölt adatokat jelzik), a minta további adatait a 15. táblázat tartalmazza



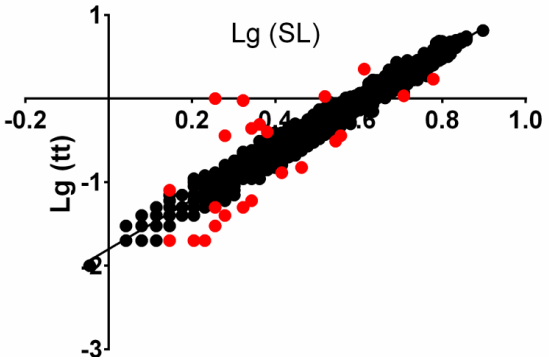
28. ábra A hossz-tömeg összefüggés az összes babati minta alapján (tt = testtömeg, SL = standard testhossz, a pirossal jelölt pontok a statisztikai próba által outliernek jelölt adatokat jelzik), a minta további adatait a 15. táblázat tartalmazza



29. ábra A nagykónyi 2-es tó kínai razbóraállományának, hossz-tömeg összefüggése (tt = testtömeg, SL = standard testhossz, a pirossal jelölt pontok a statisztikai próba által outliernek jelölt adatokat jelzik), a minta további adatait a 15. táblázat tartalmazza



30. ábra A paksi 7-es tó kínai razbóraállományának, hossz-tömeg összefüggése (tt = testtömeg, SL = standard testhossz, a pirossal jelölt pontok a statisztikai próba által outliernek jelölt adatokat jelzik), a minta további adatait a 15. táblázat tartalmazza



31. ábra A hossz-tömeg összefüggés az összes minta alapján (tt = testtömeg, SL = standard testhossz, a pirossal jelölt pontok a statisztikai próba által outliernek jelölt adatokat jelzik), a minta további adatait a 15. táblázat tartalmazza

M4 A genotípusok előfordulása az egyes populációkban

Genotípusok	Genotípusok előfordulása populációnként										Hány populációban fordul elő a genotípus
	Podsedek halastó, Csehország	Ningbo, Kína	Golysz, Lengyelország	Gödöllő-Isaszegi tórendszer	Babati-tórendszer	Körömi angolna telep hűtőtava	Dolenja Bistrica, Szlovénia,	Horka nad Moravou Csehország	Nagyvenyimi horgásztó	Temperáltvizű Halgazdaság, Százhalombatta,	
26	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
31	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
90	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
526	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
536	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
568	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
926	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
1025	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1026	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
1027	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
1028	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
1040	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1
1041	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
1042	1	1	0	0	0	3	0	0	0	0	3
1046	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2
1048	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	3
1049	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
1050	0	0	1	0	4	1	0	1	1	0	5
1051	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1
1052	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2
1054	0	0	1	1	0	0	0	9	1	0	4
1055	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1
1072	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	3
1074	2	0	1	0	0	3	0	0	0	0	3
1076	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1078	0	0	0	1	0	0	0	1	2	0	3
1080	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	2
1081	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
1084	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	2
1086	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2
1106	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
1114	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
1115	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
1122	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
1138	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
1143	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
1170	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1181	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
1182	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Genotípusok	Genotípusok előfordulása populációnként										Genotípusok

	Podsedek halastó, Csehország	Ningbo, Kína	Golysz, Lengyelország	Gödöllő-Isaszegi tórendszer	Babati-tórendszer	Körömi angolna telep hűtőtava	Dolenja Bistrica, Szlovénia,	Horka nad Moravou Csehország	Nagyvenyimi horgásztó	Temperáltvizű Halgazdaság, Százhalombatta,	
1190	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1204	10	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2
1234	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
1264	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1266	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1296	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
1298	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	3
1299	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
1300	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
1304	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
1305	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1307	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1308	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
1328	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
1330	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2
1332	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
1334	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
1374	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
1399	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
1432	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
1468	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
1470	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
1496	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
1524	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
1538	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
1539	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
1550	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
1554	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
1559	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
1560	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
1562	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2
1566	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	3
1586	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
1596	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
1624	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
1691	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
1808	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
1816	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
1844	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
1881	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
1912	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1

Genotípusok	Genotípusok előfordulása populációnként	Genotípus

	Podsedek halastó, Csehország	Ningbo, Kína	Golysz, Lengyelország	Gödöllő-Isaszegi tórendszer	Babati-tórendszer	Körömi angolna-telep hűtőtava	Dolenja Bistrica, Szlovénia,	Horka nad Moravou Csehország	Nagyvenyimi horgásztó	Temperáltvizű Halgazdaság, Százhalombatta,	
2063	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
2582	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
2584	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
2590	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
2966	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
3034	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
3074	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	2
3088	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
3090	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	4
3099	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
3143	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
3186	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
3231	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3346	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
3354	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2
3358	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
3479	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
3481	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3483	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3512	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
3542	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
3584	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
3586	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
3591	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
3594	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	3
3602	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2
3603	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
3606	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
3609	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1
3610	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2
3614	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2
3647	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
3856	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
3858	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
3866	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1
3994	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
3998	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
4054	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
4080	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1

Genotípusok	Genotípusok előfordulása populációnként	Genotípusok

	Podsedek halastó, Csehország	Ningbo, Kína	Golysz, Lengyelország	Gödöllő-Isaszegi tórendszer	Babati-tórendszer	Körömi angolna-telep hűtőtava	Dolenja Bistrica, Szlovénia,	Horka nad Moravou Csehország	Nagyvenyimi horgásztó	Temperáltvizű Halgazdaság, Százhalombatta,	
Genotípus db:	10	17	21	23	19	19	3	13	23	12	120
egyedszám	24	18	24	24	24	24	3	24	24	12	201

19. táblázat Az egyes genotíusok megoszlása a különböző populációkban

9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnék köszönetet nyilvánítani mindazoknak, akik segítsége nélkül nem készülhetet volna el ez a dolgozat.

Mindenek előtt konzulensemnek, Dr. Horváth László professzor úrnak, aki elsősorban nem konzulensem, hanem szakmai mentorom, és akitől nem csak a haltenyésztés szeretetét kaptam, de olyan szakmai tudást is, amelyre minden téren számíthatok

Dr. Urbányi Bélának, hogy az általa vezetett tanszéken lehetőségem volt munkám elvégzésére.

Kollégáimnak, Dr. Lefler Kinga Katalinnak és Dr. Kovács Balázsnak, akiknek szakmai segítsége elengedhetetlen volt a szaporodásbiológiai és genetikai vizsgálatok során

Hallgatóimnak, akik munkájukkal nagyban segítették az adatgyűjtést: Kovács Róbertnek, Pereszlényi Ádámnak, Kósa Alidának.

Béres Tibornak, a dolgozat elkészítéséhez nyújtott segítségért.

Édesanyámnak és édesapámnak, hogy életem során támogattak és segítettek.

Végezetül feleségemnek, hogy nemcsak biztos hátteret nyújtott, de a dolgozat végső formába öntésében is segített.