

**A BOLGÁR TÖRPECSÍK (*SABANEJEWIA BULGARICA*)
ÁLLOMÁNYNAGYSÁGA, MOBILITÁSA ÉS NÖVEKEDÉSE A TARNÁBAN**

POPULATION ESTIMATES, MOBILITY AND GROWTH OF *SABANEJEWIA BULGARICA* IN THE RIVER TARNA (NORTH-EAST HUNGARY)

SZEPESI Zsolt¹, HARKA Ákos²

¹Omega Audit Kft. Eger, szepesizs@freemail.hu

²Magyar Haltani Társaság, Tiszafüred, harkaa@freemail.hu

Kulcsszavak: többszörös jelölés-visszafogás, azonosítás testmintázat alapján, Schumacher–Eschmeyer, Jolly–Seber, Manly–Parr modell, korcsoportok

Keywords: multiple mark-recapture, tagged: identification by pattern on the body, Schumacher–Eschmeyer, Jolly–Seber, Manly–Parr method, age groups

Összefoglalás

A bolgár törpecsík (*Sabanejewia bulgarica*) 1985 óta ismert a Tarnából, amelynek csupán egy 20-25 kilométeres szakaszán fordul elő, mintegy 70 kilométer távolságra legközelebbi ismert lelőhelyétől, a Tiszától. Ezt a populációt a többszörös jelölés-visszafogás módszerével vizsgáltuk. A vizsgálat idején a populáció jelentős része a folyónak egy mindössze 137 m hosszú szakaszán, 5 egymást követő medencében koncentráldott. A medencék aljzata homok és sódér, a medencék között sódér és kavics. Ezen a rövid szakaszon 2009-ben 20 mintavétel során 32 egyedet azonosítottunk (jelöltünk meg) egyedi testmintázatának fényképes rögzítésével, és közülük 14 példányt sikerült legalább egyszer visszafognunk (43.8%). Minden példány a medencékből került elő.

A 137 m hosszú mintavételi területen a Schumacher–Eschmeyer modell alapján becsült állomány nagyság 2009 nyarán 32 ± 9 , 2009 őszén 24 ± 6 volt. A Jolly–Seber modell szerint az állomány nagyság 13 ± 9 volt. Egy egyed elfogásának a valószínűsége $17.02 \pm 7.6\%$. Az egyedsűrűség a medencékben $5.02 (\pm 1.26)$ ind/100m², a medencék közti folyószakaszon 0. Emellett a 25 kilométeres folyószakaszon 15 mintavétel során 4 példány került kézre. A becsült teljes populáció 2009-ben valószínűleg 200 példány alatt volt a Tarnában.

A törpecsíkok mobilitása kicsi, a visszafogott egyedek 69%-a ugyanabból a medencéből került elő, ahol előzőleg a jelölésük megtörtént. Némelyik egyed több hónapot is ugyanabban a 6-10 m hosszú medencében töltött, ahol korábban észleltük. A legnagyobb megtett távolság 600 m, amelynek a megtételéhez 2 hónapra volt szükség.

A fogott egyedek 89%-a 2 éves volt, más évjáratokból mindössze 1-2 került elő. E korosztály növekedési üteme április és augusztus között 2.74 mm/hó, augusztus és október között 0.86 mm/hó volt. Az egymást követő korosztályok standard hossza (SL) tájékoztató jelleggel: 37, 60, 72, 82, 89, 94 mm, hasonló, mint a Tiszában.

Summary

Bulgarian Golden Loach (*Sabanejewia bulgarica*) has been known to live in Tarna River (Hungary) part of Tisza River water system since 1985. Here, the population inhabits a 20-25 km long river section, approx. 70 kms away from the nearest known habitat. We have estimated the size of the population with the multiple mark-recapture methods. At the time of survey, a significant part of the population was concentrated in five consecutive pools on a 137 m long river section. The bed of the pools was sand, whereas it was gravel between the pools. In 2009, we took 20 samples on this short section and marked 32 specimens, out of which we later managed to recapture 14 at least once (43.8%). Each specimen was captured in these pools.

We found that on either side of the fish body, there is a clearly distinct pattern that unambiguously identifies the individual, therefore, marking meant taking photographs of the body side patterns.

In the 137 m long sampling area, the population size that we estimated with the Schumacher–Eschmeyer method was 32 ± 9 in summer 2009 and 24 ± 6 in autumn 2009. According to the Jolly–Seber method, the estimated size of the population was 13 ± 9 . The probability of capturing one particular individual is $17.02 \pm 7.6\%$. Population density in the pools was $5.02 (\pm 1.26)$ ind. / 100m², while in the between pool sections it proved to be 0 (zero). Also, 4 specimens were captured at 15 sampling sites on the 25 km long river section. In Tarna River, the total estimated population in 2009 numbered fewer than 200.

Bulgarian Golden Loach (*S. bulgarica*) has a low mobility. 69% of recaptured specimen were recaptured at the very pool where they had been marked. A few of them lived several months in the same 6-10 m long pool where they had been marked before. The longest distance covered was 600 m, which took two months for the fish to travel.

89% of captured specimen were 2 years old, while as few as 1-2 specimen of age groups different from that were captured. The growth rate of this age group is 2.74 mm/month in the April to August period, while 0.86 mm/month between August and October. The standard length (SL) of successive age groups, for information: 37, 60, 72, 82, 89, 94 mm, which compares to what we have observed in Tisza River.

Bevezetés

A bolgár törpecsikot – *Cobitis bulgarica* néven – 1928-ban írta le Drensky, önálló fajként különítve el a Karaman által *Cobitis balcanica* néven 1922-ben leírt balkáni csiktól. Később – Berg nyomán – olyan álláspont alakult ki, hogy ezek a halak valójában a Filippi által Perzsiából leírt *Acanthopsis (Cobitis) aurata* fajba tartoznak. Ennek alapján a Vladykov által 1929-ben új nemzetségbe sorolt halakat a kutatók egy része *Cobitis (Sabanejewia) aurata balcanica*, illetve *C. (S.) aurata bulgarica* néven mint alfajokat tartotta számon (Bănărescu 1964, Gyurkó 1974). Mások – bizonytalannak tartva az alfaji szintű besorolást – egyszerűen csak a *Cobitis aurata*, illetve a *Sabanejewia aurata* fajnevet használták (Müller 1983, Harka 1986). Napjainkban – Kottelat és Freihof (2007) nyomán – egyre inkább a faji szintű elkülönítést tükröző *Sabanejewia balcanica* és *S. bulgarica* nevek használata terjed.

A Zagyva vízrendszerén 2003-2009 között folytatott halfaunisztikai felméréseink során azt tapasztaltuk, hogy a Tarnában a bolgár törpecsiknak (*Sabanejewia bulgarica*) egy elszigetelt, kis létszámú populációja él (Szepesi, Harka 2008). Dolgozatunk ennek az állománynak a nagyságáról, növekedési üteméről és mobilitásáról számol be.

A felsorolt célok eléréséhez halak esetében újszerű, de a tengeri emlősöknél, nagymacskáknál, hullőknél már bevált fényképes egyedi azonosítást, illetve a többszörös jelelölés-visszafogás módszerét alkalmaztuk. A fotók alapján végzett azonosítás jellemzője, hogy mesterséges jelölés helyett a testen lévő foltozottság vagy egyedi bélyegek alapján azonosítja az egyes példányokat. A természetes jegyek felhasználására az a feltételezés ad lehetőséget, hogy ezek a jegyek egyediek, és az állat életkorától függetlenül időben állandóak (Reisser et al. 2008). A mesterséges jelölés hátránya, hogy megváltoztathatja az egyed természetes viselkedését, akadályozhatja a táplálkozásban és túlélésben, elveszhet, etikai normákat sérthet, a rögzítéshez és leolvasáshoz újra és újra be kell gyűjteni (Speed et al. 2007). Munkánk során ez utóbbit nem tudtuk kiküszöbölni, mert a nagytestű állatokkal szemben ezeket az apró halakat minden alkalommal kézbe kellett fogni az azonosításhoz.

Anyag és módszer

Mintavételi helyek jellemzése és az egyedek jelölése

Vizsgálatainkat 2008. szeptember 10. és 2010. október 26. között – a törpecsik elterjedésének ismerete alapján – két térlépték mentén végeztük.

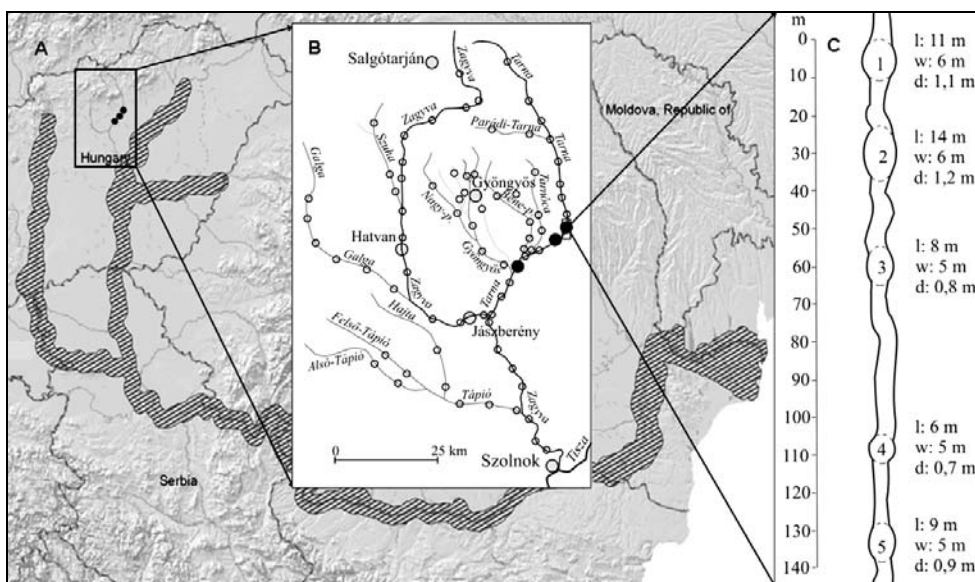
Egyrészt Tarnaörs és Kápolna között – a Tarna 14 és 39 fkm közé eső szakaszán – 16 mintavételi helyen felmértük a törpecsik előfordulását. A mintavételi helyek torkolattól mért távolságát a gáton található kilométerkövekről olvastuk le, a közti szakaszt pedig a gépjármű 100 m pontosságú számlálójával mértük.

Másrészt Kál alatt (33.3 fkm), egy 137 m hosszú állandó mintavételi szakaszon a többszörös jelölés-visszafogás módszerével vizsgáltuk meg egy egyed elfogásának valószínűségét. Itt a tszf. magasság 112 m, a mederesés 1.18 m/km, a közepes vízhozam 1.01 m³/sec (0.11 és 16.3 m³/sec között, a www.vizadat.hu alapján). Ezen a szakaszon 5 medenceszerű mélyedés található, amelyek visszaforgóiban homokból és finom sóderből álló halmok képződnek (szemcseméret 0.2-3 mm). A medence sodrott részén és a medencék közti folyószakaszon az aljzat sóderes és kavicsos (szemcseméret 0.5-40 mm). Az 1. ábrán feltüntettük az egyes medencék alacsony vízállásnál (verpeléti vízmérete: 52 cm-es vízállásánál) jellemző méreteit: hossz (l) – szélesség (w) – mélység (d).

A 25 kilométeres folyószakaszon 26, míg a 137 m hosszú állandó mintavételi helyen 30 mintavételre került sor. Halfogáshoz 6 milliméteres szembőségű kétközhalót használtunk. A mintavételeket 10 és 15 óra között végeztük, a mintavételek időtartama – a kifogott törpecsikok mérésére és fényképezésére fordított időtől függően – 50 és 80 perc között változott.

Az állandó mintavételi helyen található medencéket mintavételenként többször is oda-vissza meghalásztuk. Egy-egy medence esetében addig folytattuk a halászatot, míg három egymást követő hálólúzás is eredménytelen maradt. A fogott törpecsíkakat gyűjtőedénybe tettük, és addig nem vizsgáltuk a következő medencét, míg a halakat le nem fényképeztük. Az egyedeket annak a medencének a közepére helyeztük vissza, ahonnan kifogtuk őket, így a későbbi visszafogások során az egyedek mobilitása is követhető volt.

Az egyedek mindkét oldaláról 5-5 fényképet készítettünk, ugyanis a törpecsíkok jobb és bal oldalának mintázata közt jelentős eltérés van. Ez az eltérés segítséget nyújtott az egyedek biztos azonosításához. A fénykép egyben jelölésnek számított, amelyhez feljegyeztük a hal testhosszát és a medence sorszámát is. Fotózáshoz digitális fényképezőgépet használtunk, a felvételeket két egymás mellett lévő számítógép-képernyőn elemeztük. Akkor tekintettünk egy példányt korábban is megjelöltnek, ha a fényképeken a kétoldali mintázat minden azonosítható részlete megegyezett. Mintavételenként egyszer a medencék közti folyószakaszt is meghalásztuk, de onnan törpecsik egyetlen alkalommal sem került elő.



1. ábra. A bolgár törpecsik elterjedése az IUCN 2010, valamint Kottelat és Freyhof (2007) nyomán (A). Mintavételi helyek (o), illetve a bolgár törpecsik előfordulása (●) a Zagyva vízrendszerén 2003-2009 között (B). Az élőhelyként szolgáló medencék sorszáma és mérete az állandó mintavételi helyen (C).
 Fig 1. Incidence of Bulgarian Golden Loach according to IUCN 2010 and Kottelat & Freyhof (2007) (A). Sampling sites (o), and the occurrence of *S. bulgarica* in the Zagyva r. water system in years 2003-2009 (B). Serial number and size of habitat pools at the permanent sampling site (C).

Az állomány nagyság becslése

Az állandó mintavételi szakaszon a populáció nagyságát többszörös jelölés-visszafogás alapján háromféle modellel becsültük meg. Az állomány nagyság becsléséhez – akár nyílt, akár zárt modellt alkalmazunk – több feltételnek is teljesülnie kell. A legfontosabb feltételek: a jelölt és jelöletlen egyedek egyforma valószínűséggel kerüljenek a mintába; a jelölt és jelöletlen egyedek túlélési valószínűsége azonos legyen.

A zárt modell ezeken felül feltételezi, hogy az egyedszám a mintavétel-sorozat folyamán nem változik, míg a nyílt modell esetében demográfia (születés-halálozás) és migráció (be- és kivándorlás) változhat az állomány nagysága. A zárt modell az állomány nagyság becsléséhez csak a tényleges adatokat használja fel, míg a nyílt modell az

állomány nagyságon kívül a mintavételi helyen tartózkodó jelölt egyedek számát is becslés alapján állapítja meg.

A zárt populációkra vonatkozó becslés alulról és felülről nyitott vízfolyásokban akkor alkalmazható, ha a populáció pontszerű kiterjedésű, az egyedek mozgási aktivitása csekély, és a mintavétel-sorozat viszonylag rövid idő alatt zajlik le (minél rövidebb idő alatt minél több mintavétellel). Feltételezhető, hogy az idő rövidsége miatt a születésből-mortalitásból és a migrációból-mobilitásból származó hatás az állomány nagyságához képest elhanyagolható. Az idő rövidségét nehéz meghatározni, de bármelyik zárt modellt is nézzük, mindegyik esetében egy múltbeli esemény (jelölés) hatással van a jelen állomány nagyságára. Azaz, ha a jelöléstől számítva hosszú idő telik el, lehet, hogy a jelölt egyed már elpusztult vagy elhagyta a mintavételi területet, de korábbi adata növeli a becsült állomány nagyságot.

Nyílt állomány nagyságának a becslésénél viszont egy jövőbeni esemény (visszafogás) van hatással a jelen állomány nagyságára (a mintavétel idején a mintavételi területen lévő jelölt egyedek becsült nagysága a későbbi mintavételek visszafogási adataitól függ, abból származtatható). Nyílt modellek alkalmazásakor – kis egyedszámú minták esetén – egy esetleges jövőbeni visszafogás akár felére is csökkentheti a jelen állomány nagyság becsült értékét, miközben a jelen és a visszafogás közti időszak állomány nagyságának értékeit másfélszeresére is növelheti.

Az állomány nagyság becslése Schumacher–Eschmeyer-féle zárt modellel

Az állomány nagyságot a zárt állományokra kidolgozott és 1943-ban publikált Schumacher–Eschmeyer modellel (Schneider, 1998) becsültük meg. A legtöbb zárt illetve nyílt modell a kétmintás Lincoln–Petersen becslésből indul ki, ellenben a Schumacher–Eschmeyer becslés azon alapszik, hogy ha zárt a populáció, akkor a mintavételek előrehaladtával egyre nő a mintában a jelölt egyedek aránya, és egyre kevesebb jelöletlen egyed kerül elő.

Ha a mintában lévő jelölt egyedek arányát (R_i/C_i) az addig megjelölt egyedek számához (M_i) képest ábrázoljuk, akkor ezek a pontok kisebb-nagyobb szórással egy egyenest határoznak meg, mely egyenes $R_i/C_i=1$ metszésénél megadja a becsült állomány nagyságot. A gyakorlatban azonban ezek a pontok jelentős szórással határozzák meg az egyenest. Ezen torzítás tompítása végett a modell – mint súlyozott értékkel – a mintanagysággal is számol. Az egyenes meredekségéből az alábbi egyenlet vezethető le:

$$\hat{N}_i = \frac{\sum_{i=1}^n C_i M_i^2}{\sum_{i=1}^n R_i M_i} \quad (1)$$

\hat{N}_i = az i -edik mintavétel alatt a populáció becsült nagysága

i = a mintavétel száma (általában napok száma, $i = 1$ -től n -ig)

C_i = az i -edik mintavétel során fogott egyedek száma. $\sum_{i=1}^n C_i$ = az i -edik mintavétel

végén a mintavétel-sorozat alatt kifogott összes egyed száma (ebből a szempontból a többször jelölt egyedek is külön-külön egyednek számítanak)

R_i = az i -edik mintavétel során fogott olyan egyedek, melyek az előző mintavételek valamelyikén egyszer vagy többször már meg lettek jelölve. $\sum_{i=1}^n R_i$ = az i -edik mintavétel

végén az addig összesen visszafogott (egyszer vagy többször jelölt) egyedek száma.

u_i = az i -edik mintavétel során fogott, addig még nem jelölt egyedek száma ($u_i = C_i - R_i$)

M_i = az i -edik mintavétel során az állomány jelölt egyedeinek száma. Az i -edik mintavétel megkezdése előtt a populáció legalább egyszer megjelölt egyedeinek a száma:

$M_i = \sum_{i=1}^{i-1} u_i$ (ebből a szempontból a többször megjelölt egyed egynek számít). Az i -edik

mintavétel végén az egyedileg azonosított halak száma $M_{i+1} = \sum_{i=1}^n C_i - \sum_{i=1}^n R_i$

A becslt populációméret korrigált szórása (s^2), természetes hibája (SE) és a megbízhatósági intervallum (CI) Ricker 1975-ös publikációja alapján (Schneider 1998):

a.) szimmetrikus

$$s_i^2 = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{R_i^2}{C_i} - \frac{(\sum R_i M_i)^2}{\sum C_i M_i^2}}{n-1} \quad (2) \quad SE(\hat{N}_i) = \sqrt{\hat{N}_i^2 \frac{\hat{N}_i s_i^2}{\sum R_i M_i}} \quad (3)$$

$$CI_\alpha(\hat{N}_i) = \hat{N}_i \pm t_{n-1} * SE(\hat{N}_i) \quad (4)$$

ahol α = megbízhatósági szint, t = a Student-féle (t) eloszlás, szabadságfok $df = n-1$;

b.) aszimmetrikus

$$SE\left(\frac{1}{\hat{N}_i}\right) = \sqrt{\frac{s_i^2}{\sum_{i=1}^n C_i M_i^2}} \quad (5) \quad CI_\alpha\left(\frac{1}{\hat{N}_i}\right) = \left(\frac{1}{\hat{N}_i}\right) \pm t_{n-1} * SE\left(\frac{1}{\hat{N}_i}\right) \quad (6)$$

Az így számított érték reciproka a becslt állomány nagyság alsó és felső határát adja meg α megbízhatósági szinten.

Az állomány nagyság becslése Jolly–Seber-féle nyílt modellel

Az állomány nagyságot Jolly és Seber 1965-ben külön-külön publikált nyílt állományokra kidolgozott modelljével (Ogle 2009) becsltük meg. A modell a kétmintás Lincoln-Petersen becslést használja fel, azzal az eltéréssel, hogy nem a korábbi mintavétel során fogott egyed számmal számol, hanem megbecsüli, hogy a korábbiakban egyszer vagy többször megjelölt egyedek közül mennyi tartózkodik a mintavétel során a mintavételi helyen. A becslés a jövőbeni visszafogásoktól függ, ezért a mintavételi sorozat vége felé értéke egyre bizonytalanabb, az utolsó mintavételre pedig nem is számolható állomány nagyság.

$$\hat{N}_i = \frac{\hat{M}_i(n_i + 1)}{m_i + 1} \quad (7)$$

\hat{N}_i = az i -edik mintavétel végén a populáció becslt nagysága.

i = a mintavétel száma (általában napok száma).

m_i = az i -edik mintavétel során fogott, korábban egyszer vagy többször megjelölt egyedek száma.

u_i = az i -edik mintavétel során fogott, korábban még nem jelölt egyedek száma.

n_i = az i -edik mintavétel során fogott összes egyed száma ($n_i = m_i + u_i$).

\hat{M}_i = az i -edik mintavétel során a mintavételi helyen lévő jelölt egyedek becslt száma.

Az előkerült jelölt egyedeken (m_i) kívül a mintavételi területen tartózkodnak olyan korábban jelölt egyedek is, melyek az i -edik mintavétel során nem kerültek elő (\hat{m}_i). Az i -edik mintavétel előtt megjelölt, valamint az i -edik mintavétel végén a populációba visszaengedett egyedek közt a modell azonos túlélési és visszafogási arányt feltételez. Az i -edik mintavétel végén a populációba visszaengedett egyedek (R_i) a későbbiekben ugyanolyan arányban (R_i / r_i) kerülnek visszafogásra, mint az i -edik mintavétel előtt megjelölt, az i -edik mintavétel során nem, de a későbbiekben előkerült egyedek (z_i) aránya, vagyis ($\hat{m}_i / z_i = R_i / r_i$).

$$\hat{M}_i = m_i + \hat{m}_i = m_i + \frac{z_i(R_i + 1)}{r_i + 1} \quad (8)$$

z_i = az i -edik mintavétel előtt megjelölt egyedek közül az i -edik mintavétel során nem, de a későbbi mintavételek valamelyikében visszafogott egyedek száma. Az i -edik mintavétel során visszafogott egyedek az m_i értékét adják meg, és részei az i -edik mintavétel végén a populációba visszaengedett (R_i) egyedek számának.

r_i = az i -edik mintavétel végén a populációba visszaengedett (R_i) egyedek közül a későbbi mintavételek valamelyikén visszafogott egyedek száma.

R_i = az i -edik mintavétel végén, a kifogott egyedek közül a populációba visszaengedett egyedek száma. Általánosságban $R_i \leq n_i$, de vizsgálatunkban $R_i = n_i = m_i + u_i$, ugyanis a mintavételek végén minden egyed visszakerült a kifogás helyére.

$$SE(\hat{N}_i) = \sqrt{\hat{N}_i(\hat{N}_i - n_i) \left\{ \frac{\hat{M}_i - m_i + R_i + 1}{\hat{M}_i + 1} \left(\frac{1}{r_i + 1} - \frac{1}{R_i + 1} \right) + \frac{1}{m_i + 1} - \frac{1}{n_i + 1} \right\}} \quad (9)$$

Az állomány nagyság becslése Manly–Parr-féle nyílt modellel

Az 1968-ban publikált Manly-Parr modell az előzőhöz képest jóval egyszerűbb és kevesebb feltételt szabó (nem feltétel a jelölt egyedek azonos túlélési aránya), nyílt populációkra kidolgozott modell (Demeter, Kovács 1991). Az állomány nagyság számításánál csak azon egyedek adataival számol, amelyeknek múltja (jelölés) és jövője (visszafogás) is ismert. A fogásnap tárban az egyed első és utolsó előkerülését x -szel jelöli, a közbeeső mintavételek során az egyed y vagy z jelölést kap (y , ha az egyed előkerült az i -ik mintában, és z , ha nem került elő). A modell mintavételenként összesíti az y és z értékeket.

A Manly–Parr modellel csak olyan mintavételek esetében becsülhető meg az állomány nagyság, melynek során olyan egyed is előkerült, melyet a mintavétel előtt és után is kifogtunk.

$$\hat{N}_i = n_i \frac{\sum y_i + \sum z_i}{\sum y_i} \quad (10)$$

\hat{N}_i = a i -edik mintavétel végén a populáció becsült nagysága.

n_i = az i -edik mintavétel során fogott egyedek száma.

y_i = az i -edik mintavétel során előkerült azon egyedek száma, melyek korábban már meg voltak jelölve, és valamelyik későbbi mintából is előkerültek.

z_i = azon egyedek száma, melyek az i -edik mintavétel során ugyan nem kerültek elő, de valamely korábbi és későbbi mintában is előfordultak (azaz a múltjuk és a jövőjük is ismert).

A tarnai populáció nagyságának becslése

Az előző modellekkel meghatározott állomány nagyság-értékekből megbecsülhető, hogy egy-egy mintavétel alkalmával az alkalmazott mintavételi módszerünkkel az állomány hány százaléka fogható ki, azaz mennyi egy egyed elfogásának valószínűsége. A fogási valószínűség felhasználásával, valamint a teljes és a mintázott terület arányának ismeretében megbecsülhető a populáció nagysága és sűrűsége (Demeter & Kovács 1991).

$$\hat{N} = \frac{\bar{n}}{\hat{p}} \frac{A}{\bar{a}} = \frac{\bar{n}}{\hat{p}} S \quad (11)$$

\hat{N} = a mintavételi területen a populáció becsült nagysága.

\bar{n} = a mintavételek során fogott egyedek átlagos száma.

\hat{p} = az egyed elfogásának valószínűsége.

A = a teljes mintavételi terület nagysága (m^2).

\bar{a} = a tényleges mintavételi helyek területének átlagos nagysága (m^2).

S = a teljes mintavételi területen a lehetséges mintavételi helyek száma ($S=A/\bar{a}$).

Növekedésvizsgálat

A helyszínen mm pontossággal megmértük minden törpecsik standard hosszát, de csak a két éves korosztályból jutottunk annyi adathoz, hogy a növekedését legalább tájékoztató jelleggel értékelni tudjuk. A korosztály havi növekedési ütemét minden hónap elsejétől és tizenötödikétől számított 30 napos intervallumok alapján az adatok átlagával határoztuk meg. Az átlagos testhosszhoz tartozó naptári napot súlyozott átlaggal számítottuk ki.

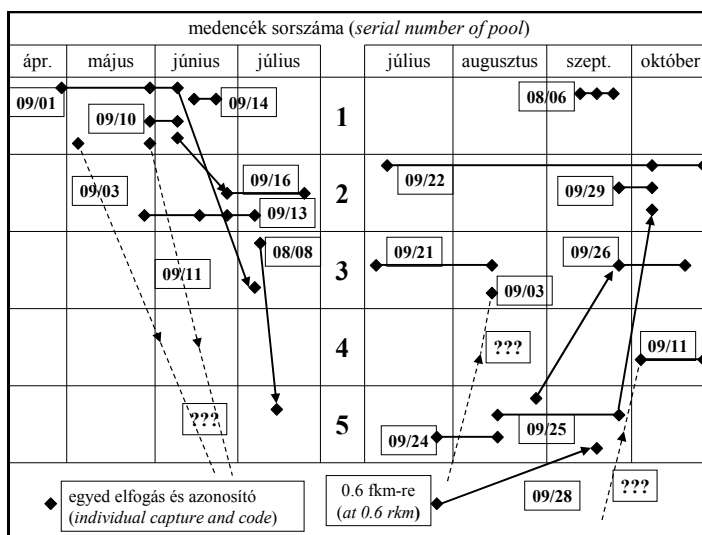
Az állomány nagyság meghatározásához és a növekedésvizsgálat számításaihoz Windows Excel programot használtunk.

Eredmények

A jelölés-visszafogás eredménye

Az állandó mintavételi helyen 2008-ban 5 mintavétel során 8 törpecsikot jelöltünk meg és 2 visszafogás volt, 2009-ben 20 mintavétel alatt 32 egyedet jelöltünk meg és 23 visszafogás történt, míg 2010-ben 5 mintavétel során egyetlen egyedet sem sikerült fogni. A 2008-ban megjelölt 8 egyed közül a következő évben mindössze egyet sikerült visszafogni. A jelöléstől a visszafogásig eltelt leghosszabb idő 294 nap (kód 08/08), ezen idő alatt a foltozottság nem változott, az egyedet könnyen azonosítottuk.

2009-ben 20 mintavétel során a 32 egyedileg azonosított példányból 14 db (43.8%) legalább egyszer visszafogásra került. Ha az utolsó mintavétel során jelölt két új egyedet nem vesszük figyelembe, akkor a visszafogási arány 46.7%. A többszörös visszafogásokat is figyelembe véve a visszafogások összes száma 23, melynek összetétele: 1-3-szor 14 db, 2-3-szor 7 db, 3-szor 2 db, a jelölést követően négyszer egy példányt sem tudtunk visszafogni.



2. ábra. Az egyedek előkerülése és helyváltoztatása a mintavételi területen
 Fig. 2. Occurrence according to capture and mobility of the specimens within the sampling area

A visszafogások 69.6%-a (16 db) ugyanabban a medencében történt, ahol előzőleg az egyedet megjelöltük. Voltak egyedek, amelyek több hónapot is egy medencében töltöttek (2. ábra). Éjszakai vizsgálatokat nem folytattunk, így nem tudhatjuk, hogy aktív időszakában elhagyja-e a medencéket, de az adatok alapján a törpecsikok mozgási aktivitása csekély. A visszafogások 30.4%-ában az egyed nem abból a medencéből került elő, ahol meg lett jelölve. A 09/03-as és a 09/11-es kódszámú egyed nagy valószínűséggel nyáron elhagyta a mintavételi helyet, majd ősszel visszatért. Feltételezésünk részben abból fakad, hogy a jelöléstől 11, ill. 12 eredménytelen mintavétel telt el a visszafogásig. Az 1. medence felett még sosem került elő törpecsik, ezért mozgásuk feltehetőleg megegyezett a többi egyedével. Ezeket is beszámítva a helyváltoztatás 6 egyed esetében lefelé, míg 5 esetben felfelé történt. Érdekes, hogy a nyári helyváltoztatások mindegyike a vízfolyással megegyező irányú volt, míg az őszi a vízfolyással szemben történtek. A helyváltoztatás legnagyobb mértéke 600 m volt, s ez két hónap alatt ment végbe (kód: 09/28).

A medencékből előkerült törpecsikok számát a medence alapterülete döntően befolyásolta, ellenben a medence mélysége nem volt rá hatással. A speciális helyzetben lévő egyes sorszámú medencét figyelmen kívül hagyva a négyzetméterre vetített előfordulási gyakoriság megközelítőleg azonos (1. táblázat). A 25 mintavétel során a medencékből átlagosan $0.218(\pm 0.012SD)$ ind./m² törpecsik került elő. A nagyjából egyforma területhasználat alapján bizonyos fokú territoriális viselkedés feltételezhető.

17.02(±7.6SD) százalékos fogási valószínűséggel számolva az egyedsűrűség a medencékben $D=5.02 (\pm 1.26 SD)$ ind./100m², míg a medencék közti folyószakaszokon $D=0$.

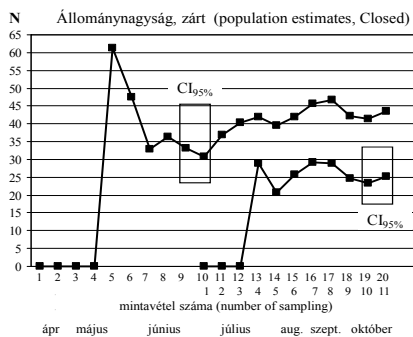
1. táblázat. A 2008-2009. évi 25 mintavétel során előkerült egyedek száma.
Table 1. Number of specimens captured in pools at 25 samplings in the years 2008 and 2009

Medence sorszáma (number of pool)	1	2	3	4	5
Medence területe (area of pool) (m ²)	66	84	40	30	45
Egyedek száma (n. of individuals) (N)	21	19	9	6	10
N / m ² / 25 mintavétel (N m ⁻² 25 ⁻¹ sampling)	0.318	0.226	0.225	0.200	0.222

Az egyes sorszámú medence speciális helyzete abból fakad, hogy felső pontján – amely egyben az állandó mintavételi szakasz kezdőpontja – a meder teljes keresztmetszetében mesterséges kőszórás van. Több halfajnál is azt tapasztaljuk, hogy a kőszórás nem akadályozza a hosszirányú átjárhatóságot, ellenben törpecsik e fölött még soha nem került elő. Úgy tűnik, mégiscsak akadály számukra ez a kőszórás, és ezért ebben a medencében feltorlódott az állomány. Az viszont meglepő, hogy júliustól kezdve egy egyedet sem fogtunk innen, miközben a többi medencéből továbbra is nagyjából egyenletes eloszlásban kerültek elő a példányok.

Az állandó mintavételi szakasz állománynagysága (zárt modell)

Az állománynagyságot a 2009. évi adatok alapján becsültük (a 2008-as jelöléseket nem vettük figyelembe). A 2. visszafogástól kezdve az állomány becsült nagysága 32 és 48 db között változik (3. ábra), mely összességében nem nagy eltérés, akár zártnak is tekinthetnénk a mintavételi hely populációját, de a trend növekvő állományt mutat. Azonban mind logikailag, mind a mintavételi eredmények alapján őszre az állománynak csökkennie kellett.



3. ábra. A bolgár törpecsik állománynagysága a 2009. évi teljes és a 2009 II. félévi adatok alapján (zárt, Schumacher-Eschmeyer modell).

Fig. 3. Population estimates of *S. bulgarica* according to figures for entire 2009 and second half of 2009 (closed, Schumacher-Esch. method)

0+ korosztályú egyedet nem fogtunk, tehát születésekből adódó állománynövekedés nem volt. A mortalitás természetes jelenség, azonban ez a populáció csökkenését eredményezi. Az immigrációs hatás valószínűleg kizárható, ugyanis a közelben nincs akkora populáció, ahonnan jelentős kibocsátás történhetett volna. Mobilitási adataink szerint a mintavételi helyen újonnan megjelenő illetve távozó egyedek egymás hatását valószínűleg kiegyenlítik. Az állománycsökkenést támasztja alá a május-júniusi 9 és az augusztus-október közötti 7 mintavétel adatainak összehasonlítása, ugyanis a mintavételenkénti átlagos egyedszám 3.13-ról 2.71-re csökkent. A 6 hónapos vizsgálat már nem felel meg a zárt modell feltételeinek.

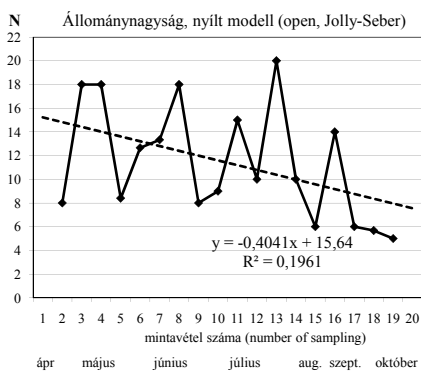
A látszólagos növekedést – amellet, hogy a mintavételi helyen az állomány valójában nem zárt – az okozza, hogy zárt modellekben a korábban megjelölt egyed akkor is része a jelen állománynagyságnak, ha közben elpusztult vagy elhagyta a mintavételi területet.

Elvileg bármikor kezdhették volna a mintavételeket, ezért a 3. ábrán úgy is feltüntettük az állomány nagyság becslt értékét, mintha csak 2009. július elsején kezdtük volna a vizsgálatot. Ezzel lerövidítettük a mintavételi időszakot, melynek következtében kizártuk azokat az egyedeket, melyek a tavaszi mintavételek óta elpusztultak vagy elhagyták a mintavételi helyet. Az őszi időszakban az első visszafogástól kezdve az állomány nagyság becslt értéke 21 és 29 db között változott.

Mind a nyári, mind az őszi időszakban azon értékek átlagát tekintettük az állandó mintavételi hely állomány nagyságának, ahol két egymást követő becslt állomány nagyság megbízhatósági intervalluma a legkisebb (3. mell.). Így 2009 nyarán az állomány becslt nagysága 95% megbízhatóság mellett 32 ± 9 ; míg ősszel 24 ± 6 db volt (vagy alsó és felső határral kifejezve: nyáron 25 és 45 db között, ősszel 19 és 33 db között volt az állomány nagyság). A nyári és őszi értékre fektetett egyenes alapján a becslt állomány csökkenés április és október között 41% volt.

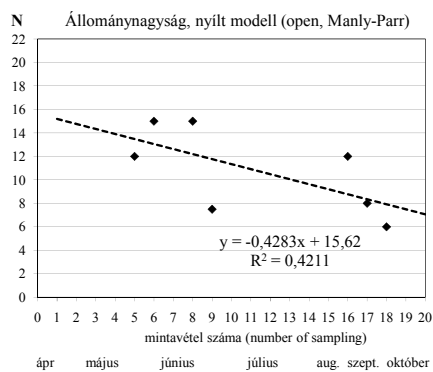
Az állandó mintavételi hely állomány nagysága nyílt modellek alapján

A 2009-es adatok alapján kétféle nyílt modellel is megbecsültük az állomány nagyságot. A modellek szerint két mintavétel között jelentősen változik az állomány nagyság (4. és 5. ábra). A törpecsik a visszafogási adatok alapján helyhez kötött életmódot folytat, ezért ilyen



4. ábra. A bolgár törpecsik állomány nagysága 2009. év. (nyílt, Jolly-Seber modell)

Fig. 4. Population estimates of *S. bulgarica* in 2009 (open, Jolly-Seber method)



5. ábra. A bolgár törpecsik állomány nagysága 2009. év. (nyílt, Manly-Parr modell)

Fig. 5. Population estimates of *S. bulgarica* in 2009 (open, Manly-Parr method)

szélsőséges változások az egyes mintavételek között nem képzelhetők el. A nagy ingadozások a kis egyedszámú minták miatt következnek be. A kis egyedszámokból fakad, hogy a túlélés valószínűsége két mintavétel között többször is egynél nagyobb érték lenne, ami kizárt, valamint az egyes állomány nagyságokhoz kapcsolódó SE érték – ami jóval kisebb, mint a megbízhatósági intervallum – többször meghaladja a számított értéket.

A kis egyedszámú minták estében a jövő (visszafogás) döntően befolyásolja a jelen állomány nagyságát. Ha a 13. mintavételnél megálltunk volna, akkor a 2. mintavétel állomány nagysága 16 db, a közbenső mintavételeké 6-14 db között lenne. Ellenben a 14. mintavételkor visszafogtunk egy olyan példányt, melyet a második mintavétel végén engedünk el, és így a 4. ábra szerint alakult az egyes mintavételek becslt állomány nagysága.

A modellek adataihoz rendelt trendvonal őszi hasonló állomány csökkenést valószínűsít, mint a zárt modell esetében. A trendvonal alapján a becslt állomány csökkenés április és október között a Jolly–Seber modellnél 46%, a Manly–Parr modell alapján 49%.

Becsült állomány nagyságnak az első 16 mintavételhez tartozó állomány nagyság-értékek átlagát tekintettük, a Jolly–Seber modellel $\hat{N}_{2-16} \pm \overline{SE}_{2-16} = 12.6(\pm 9.2)$ db, míg a Manly–Parr modell alapján $\hat{N}_{5-16} = 12.3$ db. Megbízhatósági intervallumot már nem is számoltunk, az minden esetben jóval nagyobb, mint a számított érték.

Az állomány nagyság értékekből meg lehet becsülni egy egyed elfogásának valószínűségét, valamint azt, hogy mintavételi módszerünkkel az állomány hány százaléka fogható ki egy mintavétel során. Az állomány nagyság-adatakból már következik, hogy a fogási valószínűség zárt és nyílt modellek esetében jelentősen különbözik. Egy egyed elfogásának valószínűsége a Schumacher–Eschmeyer modell nyári állomány nagysága alapján $\hat{p} = \bar{n}_{2-9} / \hat{N} = 3.13/32.0 = 9.78\%$, összességében $\hat{p} = \bar{n}_{14-20} / \hat{N} = 2.71/24.4 = 11.11\%$, a Jolly–Seber modell szerint $\hat{p} = \bar{n}_{2-16} / \hat{N} = 2.87/12.6 = 22.78\%$, a Manly–Parr modell esetében $\hat{p} = \bar{n}_{5-16} / \hat{N} = 3.00/12.3 = 24.39\%$.

A fogási valószínűségi adatokból az is következik, hogy 4, de maximum 10 mintavételenként minden olyan egyednek legalább egyszer elő kell kerülnie, amelyik folyamatosan a mintavételi területen tartózkodik. Ezért valószínűsíthető, hogy az a két példány, melyet a jelöléstől számítva a 12. és a 13. mintavétel során sikerült visszafogni, időközben elhagyta a mintavételi területet, majd visszatért.

A tarnai populáció nagysága 2009-ben

2009-ben Tarnaörs és Kápolna között 16 mintavételi helyszínen összesen 2872 méternyi folyószakaszt halásztuk meg, azaz a két település közti 25.2 fkm-es szakasz 11.41%-át. A mintavételi helyek átlagos hossza 179.7m volt. Ekkora mintaszakaszból összesen 140 db lenne a teljes mintavételi területen. Az állandó mintavételi helyen kívül mindössze egy pontról került elő 3 mintavétel alatt 4 példány (2. táblázat). Ez azt mutatja, hogy a törpecsík rendkívül ritka a Tarnában, szerencse is kell az észleléséhez.

Az állománybecslések során több bizonytalansági tényezővel is számolni kell. Esetünkben a legnagyobb gondot az egyed elfogásának valószínűsége jelentette. A tarnai állomány nagyságának meghatározásához a korábban kiszámított fogási valószínűségek átlagával, $\hat{p} \pm SD = 17.02(\pm 7.6)\%$, és a (11)-es képletrel számoltunk. Teljes bizonyossággal nem állítható, hogy egy példány sem tartózkodott azokon a helyeken, ahol nem fogtunk törpecsíkot, de nagy a valószínűsége, hogy 6 példánynál több nem lehetett, hiszen akkor legalább egyet ki kellett volna fognunk.

Az állomány nagyság értékére három változatot dolgoztunk ki. Az első változatban csak az állandó mintavételi helyen kívüli mintavételeket vettük figyelembe. Így a becsült állomány nagyság 154 db (114-241 között). Ez az érték biztosan nem lehet igaz, hiszen egy jelentős állományú mintavételi helytől eltekintettünk, tehát csak az állomány nagyság alsó korlátjának tekinthető.

A második változatban minden mintavételi hely szerepel, azaz feltételezzük, hogy még 9 olyan mintavételi szakasz létezik, amelynek állománya az állandó mintavételi hellyel megegyezik. Ez sem valószínű, ugyanis ahogy haladunk lefelé a folyón, egyre kevesebb medence található. Az így számított állomány nagyság 1187 db (874-1850 között), melyek 90%-a a két éves korcsoportból kerül ki, azaz a maradék öt korcsoport mindössze 119 egyedből áll. Ez semmiképpen nem tekinthető természetes eloszlásnak.

A harmadik változatban szintén minden mintavételi hely szerepel, de az állandó mintavételi helyen vett mintákból csak azokat az egyedeket vettük figyelembe, melyek nem 2007-ben születtek. Így a becsült állomány nagyság 201 db (148-314 között). Véleményünk szerint ez az érték állhat legközelebb a valósághoz, de bármelyik számot is nézzük, igen kicsi a populáció, pedig ez a Tarna mellett egyben a Zagyva vízrendszerének állománya is.

2. táblázat. 2008-2010 közötti mintavételek és az előkerült bolgár törpecsikok száma a Tarna 25 fkm-es szakaszán
Table 2. Samplings 2008-2010; Number of *S. bulgarica* specimens captured in the 25 km long studied section of Tarna River.

Település (locality)	fkm (rkm)	mintavétel hossza (m) (1)	2008		2009		2010
			mintavétel / bolgár csík (ind) (2)	2007-es korosztály aránya (3)	mintavétel / bolgár csík (ind) (2)	2007-es korosztály aránya (3)	mintavétel / bolgár csík (ind) (2)
Tarnaörs f.	13.9	140	1/0	-	1/0	-	-
Erk	16.0	260	-	-	1/0	-	-
	17.7	120	-	-	1/0	-	-
Zaránk	19.3	130	1/0	-	3/0	-	1/0
Tarnaméra	24.6	305	-	-	1/0	-	-
	26.6	220	-	-	1/0	-	-
	28.9	200	-	-	1/0	-	-
Tarnabod	31.1	125	-	-	1/0	-	-
	32.3	125	-	-	1/0	-	-
	32.7	220	-	-	3/4	100%	1/0
	33.0	160	-	-	2/0	-	-
	33.3	137	5/10	100%	20/55	89%	5/0
	33.7	120	-	-	2/0	-	-
Kál	34.6	220	-	-	1/0	-	-
	35.9	185	-	-	1/0	-	-
Kápolna	39.1	205	-	-	1/0	-	1/0
Σ		2,872 m	7/10	100%	41/59	90%	8/0

length of sampling section (1), n. of sampling and n. of *S. bulgarica* ind. captures (2), ratio of age group 2007 (3)

Az előző három változat egyenletes eloszlást feltételez, de az is elképzelhető, hogy a becsült értékeknél is kisebb populációról van szó. Ha feltételezzük, hogy 2009-ben egy 1 km-es körzeten belül a teljes tarnai állományt felleltük, akkor létszáma az 50 egyed sem éri el. Feltehetőleg az állomány a Tarna 20 km-es szakaszán mozgásban van, az adott év éppen legjobb életfeltételeket biztosító szakaszára vándorol. Ez megmagyarázná, hogy egyes években miért nem került elő egyetlen példány sem. 2010-ben a tavaszi árvíz kimosta a medencékből a sóderdombokat és kényszerűségből lejjebbi területre húzódtott.

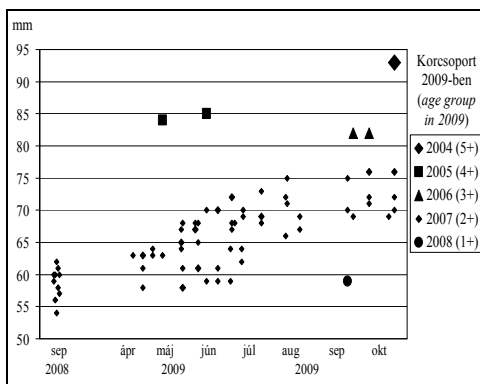
A bolgár törpecsik növekedése

A kifogott törpecsikok standard testhosszát (SL) milliméteres pontossággal a helyszínen megmértük. Sok esetben a teljes hosszt (TL) is rögzítettük, de a két hossz viszonya minden esetben megegyezett a tiszai állományra Harka (2007) által megállapított összefüggéssel: $TL=1.1403SL+1.3946$. A korcsoportok elkülönítése könnyű volt, ugyanis a 2 éves korosztályon kívüli csoportokból csupán egy vagy két példány került elő (6. ábra).

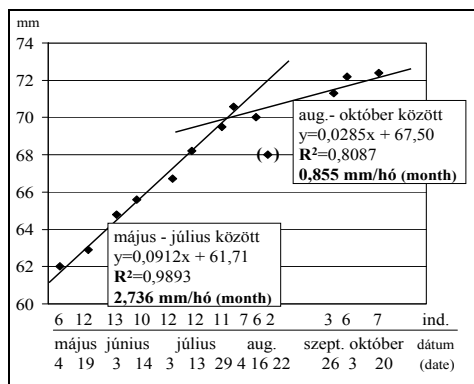
A kétéves korosztály növekedése nyáron – mondhatni a tenyészidőszakban – rendkívül dinamikus, több mint háromszorosa az őszi időszaknak, amikor már a 0.9 mm/hó értéket sem éri el (7. ábra). A két egyenes metszése július végére esik. Ha feltételezzük, hogy a gyors növekedés április 15. és július 31. között, a lassú növekedés pedig augusztus 1. és október 31. között tart, akkor az éves növekedési ütem 12.14 mm, ami 0.66 mm-rel (5.4%-al) tér el a 3. táblázatban szereplő értéktől, ahol az ősszel fogott egyedek átlagméretével számoltunk.

Harka és munkatársai (2002) vizsgálatuk során 15.39%-ra becsülik a túlélés arányát. A kis egyedszám miatt a tarnai adatok kevésbé megbízhatók, de a 2008-ban megjelölt 8 egyed közül csak egy (12.5%) került elő 2009-ben. Az alacsony túlélési arányt valószínűsíti, hogy mindhárom modell május és október között jelentős – 41-49% közötti – állománycsökkenést becsül. A becsült állománycsökkenésben nincs benne a halak számára legkritikusabb téli időszak, ami tovább növelné értékét.

Részletes növekedés-vizsgálatot nem végeztünk, csupán a mért testhosszak alapján következtettünk az egyes korcsoportok méreteire. Mégis fontosak ezek az adatok, ugyanis a korábbi vizsgálatok csak 3-4 éves korig adják meg a törpecsík növekedését.



6. ábra. Az egyedek mérete (SL) és korcsoportok
Fig. 6. Length of specimens (SL) and age groups



7. ábra. A két éves korosztály havi növekedése
Fig. 7. Monthly growth rate of the two year-old

Mindössze két tanulmány adataival tudtuk összevetni a tarnai állomány növekedését. Zenella és munkatársai (2008) a *S. balcanica* növekedésének számítása során a teljes hosszt határozták meg, melyet az összehasonlíthatóság érdekében a Fishbase adatbázisában megadott $SL=0.885963TL$ képlettel (www.fishbase.org) standard hosszra számoltunk át.

3. táblázat. A *Sabanejewia*-fajok növekedése (SL, mm)
Table 3. Growth of the *Sabanejewia* species (SL, mm)

Korcsoport /age group	1	2	3	4	5	6
<i>Sabanejewia bulgarica</i> , Tarna (H) Jelen vizsgálat/present study	-	59.6	72.4	(82)	(89)	(94)
<i>Sabanejewia aurata</i> , Tisza (H) Harka et. al (2002)	37	59	72	-	-	-
<i>Sabanejewia balcanica</i> , r. Rijeka (HR) Zanella et al. (2008)	♂	31.9	54.3	64.3	71.5	-
	♀	30.7	52.9	64.3	71.9	-
	átlag/average	31.3	53.6	64.3	71.7	-

Ez az állomány egyértelműen más növekedési jellemzőt mutat, mint a tarnai. Ellenben ha a tiszai állomány növekedési trendvonalát 6 éves korig meghosszabbítanánk, akkor pontosan fedné az általunk meghatározott értékeket, ami nem lehet véletlen, hiszen a tarnai állomány csak a Tiszából származhat.

Értékelés

A bizonyítottan 1948 óta vizeinkben élő bolgár törpecsík első példánya a Zagyva torkolata felett, Kőteleknél került elő a Tiszából. A Tarnából 1985-ben Tarnaörsnél került elő egy példány (Harka 1989), amelynek „külső megjelenése megegyezett azokkal a tiszai példányokkal, amelyeket Jászfalusi (1948) *Cobitis aurata bulgarica* Drensky néven írt le”. Ezt az adatot 2003-ban és 2004-ben Tarnaörs és Kál közötti 3 mintavételi helyen 8 mintavétel során nem tudtuk megerősíteni. 2005-ben azonban 3 példány is előkerült: május 12-én Kál alatt, szeptember 29-én Tarnaörsnél fogtunk egy-egy példányt. A két mintavételi hely között, Tarnabodnál június 6-án szintén egy példány került elő (Erős Tibor szóbeli közlése). 2006-ban nem, de 2007-ben és 2008 szeptemberéig állandó mintavételi helyünkön (Kál alatt) mind a 4 mintavétel során előkerült egy-egy példány.

2003-2009 között Tarnaörs és a Zagyva tiszai torkolata közti 70 fkm-es szakaszon 12 mintavételi helyen (2 tarnai és 10 zagyvai) 21 mintavételre került sor, de törpecsikot sehol nem fogtunk, tehát a tarnai állománynak nincs folytonos kapcsolata a tiszai populációval. A Zagyva jelentős szennyezettsége miatt a Tarnában az 1970-es évek elejéig kellett megtelepednie a fajnak. Mindezek alapján a Tarna jól körülhatárolható szakaszán, a tiszai populációtól elszigetelve egy kis létszámú, de stabil állomány található.

2009-ben 32 törpecsikot jelöltünk meg, melyek 43.8%-át visszafogtuk. Ez halak esetében igen nagy érték, a magas visszafogási arány leginkább a helyhez kötött életmódhoz köthető. Ritterbush & Bohlen (2000) egy németországi tóban 258 db *Cobitis e. complexus* jelölt meg, az egy hét múlva kifogott 221 egyed közül 56 volt korábban megjelölve. A visszafogott egyedek aránya 21.7%, ami többszöri visszafogás során nöhetett volna, de nem lehet figyelmen kívül hagyni, hogy tóban történt a mintavétel.

Eredményeink jobban összehasonlíthatók Penaz és munkatársai (2002) vizsgálatával, akik egy csehországi folyó 3.1 fkm-es szakaszán 2 év alatt, 15 mintavétel során 701 márnát (*Barbus barbus*) jelöltek meg, melyek közül legalább egyszer 149 egyedet (21.3%) fogtak vissza. A mobilitások vizsgálatához a mintavételi területet 7 szekcióra osztották. A visszafogások 70.5%-a ugyanabban a pár száz méteres szekcióban történt, ahol a márnát megjelölték. A maradék visszafogás a mobilitásból származik, melyek fele a vízfolyással szemben, fele lefelé történt. A visszafogás aránya nem, de a helyben maradó és a mobilitásból származó adatok jelen tanulmány eredményével szinte azonosak.

Meglepő, hogy a bolgár törpecsik mennyire ragaszkodik a medencékben található sóderes aljzathoz. Vizsgálatunk során az összes törpecsik a medencék visszaforgóiban található homokos sóderdombokról került elő. A medencéket összekötő folyószakaszok kavicsos-sóderes aljzatáról egy példányt sem gyűjtöttünk. 2010-ben valószínűleg azért nem került elő egyetlen példány sem, mert a tavaszi árvíz kimosta a medencékből a sóderdombokat, és ezzel együtt a törpecsikok is elhagyták a mintavételi területet. Harka (1986), illetve Tóth és munkatársai (2007) a hazai állományt vizsgálva szintén egyértelműen homokos-sóderes aljzathoz kötik a törpecsik előfordulását. Pekarik és munkatársai (2008) a *S. balcanica* élőhelyi igényét vizsgálva elsődleges élőhelyeként a kavicsos medret jelölik meg, és csak másodlagosan a sóderes aljzatot.

A bolgár törpecsik előfordulását általában a nagyobb folyókhoz kötik, Erős (2007) pl. a dombvidéki folyókhoz szignifikánsan kötődő karakterfajként jegyzi. A Tarna közepes vízhozama Verpelétnél 2003-2009 között 1.01 m³/sec volt. Ugyan állandó mintavételi helyünk a vízmércétől 12 fkm-rel lejjebb található, de közben a Tarnának nincs jelentős mellékpatakja. Kedvező feltételek mellett tehát a kis folyók is alkalmasak megtelepedésére.

Nincs ismeretünk arról, hogy valaki is vizsgálta volna a kétközhlós mintavétel hatékonyságát. Tapasztalati becslésünk szerint egy mintavétel során az állomány 20-25%-át, egyes könnyen fogható fajok (kűsz, sujtásos kűsz) esetében akár 30-35%-át lehet kifogni. Az a Schumacher–Eschmeyer modellel kiszámolt becslés, miszerint egy mintavétel során csak a populáció 10.4%-át tudjuk kifogni, még ennél a rejtett életmódú fajnál is kevésnek tűnik. A nyílt modellek átlaga (23.6%) pedig túl soknak. Legalább 32 egyed megfordult a mintavételi területen, ha azt feltételezzük, hogy átlagosan egyszerre csak a fele tartózkodott a mintavételi helyen, az egyedelfogás valószínűsége 17.2% (2.75/16). A Jolly-Seber modellel meghatározható a jelölt egyedek visszafogásának valószínűsége. A visszafogott egyedek (m_i) és a mintavételi helyen tartózkodó jelölt egyedek becsült számának (M_i) aránya a 2. és 19. mintavétel között átlagosan 18,7% (21/112.4), ami hasonló nagyságú, mint a három modell átlaga alapján számolt fogási valószínűség. Nincs ellentmondás a 46.7%-os visszafogási hatékonyság és a 17.02%-os egyedelfogás valószínűsége között, az előbbi ugyanis 20 mintavétel eredménye, míg utóbbi egyszeri mintavételre szól.

Erős (2001) egy alul-felül lezárt patakszakaszon vizsgálta az elektromos halászeszköz hatékonyságát. A szerző ugyan a denzitás növekedését mutatja be az egymást követő 5 halászat eredményeként, de ez megfeleltethető a nem fajspecifikus egyedelfogás valószínűségének is. Az első mintavétellel az állomány 59%-át sikerült kifognia, azzal a megszorítással, hogy még az 5. mintavétel után is maradt hal a mintavételi területen, valamint nem lehet figyelmen kívül hagyni, hogy a terület alul és felül is le volt zárva és a Tarnánál kisebb patakban történt a mintavétel. Még ha ezektől a hatékonyságnövelő tételeketől el is tekintünk, akkor is nagyobb az elektromos eszköz hatékonysága, mint a kétközhalóé. Ellenben az elektromos halászatoknak igen magas a társadalmi elutasítottsága, és a rövid időn belüli többszöri mintavétel jobban zavarhatja az állományt, mint a hagyományos hálós módszer.

Állománybecslésünk abból a feltételezésből indult ki, hogy az egyedek mintázata életük során nem változik. Tapasztalataink alapján kijelenthető, hogy az 54 mm feletti egyedek esetében ez így is van. Ennél kisebb egyedeket nem fogtunk, de feltehetőleg egy bizonyos méretet el kell érni az ivadéknak ahhoz, hogy végeleges testmintázata kialakuljon.

Irodalom

- Bănărescu, P. M. 1964. *Pisces – Osteichthyes. Fauna R. P. Romine*, Vol. 13. Acad. R. P. Romine, Bucuresti, pp. 959.
- Demeter A., Kovács Gy. 1991. *Állatpopulációk nagyságának és sűrűségének becslése*. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 273.
- Erős T. 2001. A mintavételi terület növelésének hatása a halállomány szerkezeti paramétereire egy középhegységi vízfolyáson. *Hidrológiai Közönlöny* 5-6. 353-355.
- Erős T. 2007. Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. *Freshwater Biology* 52. 1400-1415.
- Harka Á. 1986. A törpe csík (*Cobitis aurata* Filippi 1865) *Halászat* 79 (1) 24.
- Harka Á. 1989. A Zagyva vízrendszereinek halfaunisztikai vizsgálata. *Állattani Közlemények* 75. 49-58.
- Harka Á. 2007. A törpecsik – *Sabanejewia aurata* (Filippi, 1865) – növekedése a Tisza tiszafüredi szakaszán. *Halászat* 100 (4) 191-196.
- Harka Á., Györe K., Lengyel P. 2002. Growth of the golden spined loach *Sabanejewia aurata* (Filippi, 1865) in river Tisza (Eastern Hungary). *Tiscia* 33. 45-49.
- Jászfalusi L. 1948. *Cobitis aurata* bulgarica Drensky, eine neue Fischart für die Fauna Ungarns, nebst allgemeinen Bemerkungen über die Cobitis-Arten. *Fragmenta Faunistica Hungarica* 11. 11-20.
- Gyurkó I. 1974. *Édesvízi halaink*. Ceres Könyvkiadó, Bukarest, pp. 187.
- IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/135535/0/rangemap Letöltve 2010. május 20.
- Kottelat, M., Freyhof, J. 2007. *Handbook of European Freshwater Fishes*. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland. pp 646.
- Müller, H. 1983. *Fische Europas*. Neumann Verlag, Leipzig – Radebeul, pp. 320.
- Ogle, D.H. 2009. Marc-recapture abundance estimates (open) vignette. pp 1-12. <http://ncfaculty.net/dogle/fishR/gnrlex/mropen/mropen.pdf> Letöltve: 2010. március 14.
- Pekarík, L., Kosco, J., Kosuthová, L., Kosuth, P. 2008. Coenological and habitat affinities of *Cobitis elongatoides*, *Sabanejewia balcanica* and *Misgurnus fossilis* in Slovakia. *Folia Zool.* 57. (1-2). 172-180.
- Penaz, M., Barus V., Prokes M., Homolka M. 2002. Movements of barbel, *Barbus barbus* (Pisces: Cyprinidae) *Folia Zool.* 51(1). 55-66.
- Reisser, J., Proietti, M., Kinas, P., Szazima, I. 2008. Photographic identification of sea turtles: method description and validation, with an estimation of tagg los. *Endang Species Res.* 5. 73-82.
- Ritterbush, D., Bohlen, J. 2000. On the ecology of spined loach in Lake Müggelsee. *Folia Zool.* 49 187-192.
- Schneider, J. C. 1998. Lake fish population estimates by mark-and-recapture methods. In Schneider, J. C. (ed.) 2000. Manual of fisheries survey methods II: with periodic updates. *Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25, Ann Arbor*. Chapter 8: 1-10.
- Speed, C.W., Meekan, M.G., Bradshaw, C.J.G. 2007. Spot the match: wildlife photo-identification using information theory. *Front Zool.* 4. 1-11.
- Szepesi Zs., Harka Á. 2008. Halfaunisztikai adatok a Zagyva középső és a Tarna vízrendszereinek alsó szakaszáról. *Folia Hist. nat. Mus. Matrensis.* 32. 201-213.
- Tóth B., Sevcsik A., Erős T. 2007. NATURA 2000-es halfajok előfordulása a Duna hazai szakaszán. *Pisces Hungarici* 2. 83-94.
- Zanella, D., Mrakovcic, M., Mustafic, P., Caleta, M., Buj, I., Marcic, Z., Zrncic, S., Razlog-Grlica, J. 2008. Age and growth of *Sabanejewia balcanica* in the Rijeka River, central Croatia. *Folia Zool.* 57 (1-2). 162-167.

2. melléklet. 2009. évi állománymagszág (nyílt) Jolly-Seber modell alapján
Appendix 2. Population estimates (open) in 2009 (Jolly-Seber method)

		mintavétel száma (number of sampling)																			r_i	z_i	\hat{M}_i	\hat{N}_i	SE_i		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20						
1	1)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	-	-	-	-	
2	3)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	2.0	8.0	7.1	
3	2)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6.0	18.0	20.9	
4	2)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	6.0	18.0	20.9	
5	6)	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	1	2.4	8.4	3.2	
6	3)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	6.3	12.7	6.6	
7	3)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	10.0	13.3	7.0	
8	3)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	9.0	18.0	12.2	
9	3)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	3	6.0	8.0	8.7	
10	1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	9.0	9.0	6.0	
11	4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	3	6.0	15.0	9.0	
12	m_{11}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	5	5.0	10.0	6.7	
13	R_{11}	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	12.0	20.0	12.4	
14		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	8.0	10.0	4.8	
15		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	3	3.0	6.0	3.9	
16	$\hat{M}_{11} = m_{11} + \hat{m}_{11}$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	7.0	14.0	9.3	
17	$\hat{m}_{11} : z_{11} = (R_{11} + 1) : (r_{11} + 1)$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	4.0	6.0	2.0	
18		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	5.7	5.7	1.1
19		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5.0	5.0	3.2	
20		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	-	-	-	
m_i	0	0	0	0	1	1	2	1	2	1	1	0	0	2	3	0	1	1	4	1	2						
u_i	1	3	2	2	5	2	1	2	1	0	3	1	2	1	1	2	1	0	0	2							
n_i	1	3	2	2	6	3	3	3	3	1	4	1	4	4	1	3	2	4	1	4							
R_i	1	3	2	2	6	3	3	3	3	1	4	1	4	4	1	3	2	4	1	4							

$$M_{i1} = 1 + \{3*(4+1)/(2+1)\} = 6 \quad (8) \quad N_{i1} = 6*(4+1)/(1+1) = 15 \quad (7)$$

$$SE_{i1} = [15*(15-4)[\{(15-1+4+1)/(15+1)\} * \{1/(2+1) - 1/(4+1)\} + 1/(1+1) - 1/(4-1)]^{1/2} = \pm 8.99 \quad (9)$$