

## HALEGYÜTTESEK SZERKEZETÉNEK VÁLTOZÁSAI A BALATON HÁROM ÉSZAKI OLDALI BEFOLYÓVIZÉBEN

### CHANGES OF STRUCTURE OF FISH ASSEMBLAGES IN THREE NORTHERN INFLOWS OF LAKE BALATON

SÁLY Péter<sup>1</sup>, ERŐS Tibor<sup>2</sup>, TAKÁCS Péter<sup>2</sup>, BEREZKI Csaba<sup>3</sup>, BÍRÓ Péter<sup>2</sup>

<sup>1</sup>SZIE Környezettudományi Doktori Iskola,

MKK, Állattani és Állatökológiai Tanszék, Gödöllő, [saly.peter@mkk.szie.hu](mailto:saly.peter@mkk.szie.hu)

<sup>2</sup>MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézete, Tihany

<sup>3</sup>Debreceni Egyetem TTK, Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen

**Kulcsszavak:** biotikus homogenizáció, idegen és védett halfajok

**Keywords:** biotic homogenization, non-native and protected fish species

#### Összefoglalás

Munkánk során Przybylski és munkatársai 1987-es adatait és saját, 2007-es eredményeinket felhasználva összehasonlítottuk a Balaton három legjelentősebb északi befolyójában, a Lesence-patakban, a Tapolca-patakban és az Eger-vízben élő halegyüttesek szerkezetét. Az 1987-ben kimutatott 22 faj között 3 jövevény és 7 jelenleg védett halfaj volt, míg 2007-ben 23 volt a kimutatott fajok száma, melyek között 5 jövevény és 6 jelenleg védett faj szerepelt. Az elmúlt két évtized alatt a vizsgált terület halegyütteseinek átlagos diverzitási sajátosságai közel azonosnak tekinthetők. Azonban változások történtek a halegyüttesek fajösszetételében és tömegességi viszonyaiban is. A változások nagyobb mértékben érintették a tömegességi viszonyokat, amely esetben átlagosan 62%-os módosulást tapasztaltunk szakaszonként. A fajösszetétel szakaszonként átlagosan 51%-ban módosult. A fajösszetételében 9%-os biotikus homogenizáció történt, aminek oka nagyobb részben a helyi közösségre nézve új fajok megjelenése, és csak kisebb részben a már korábban jelen levő fajok eltűnése. További vizsgálatok szükségesek annak a kérdésnek a megválaszolására, hogy a jelenleg tapasztalt változások milyen mértékben tulajdoníthatók a halegyüttesek időbeli dinamikáját kísérő természetes fluktuációnak, illetve az életközösségek szerkezetében zajló trend jellegű változásnak.

#### Summary

We have compared the structure of fish assemblages of the three most important northern inflows of Lake Balaton (Lesence-stream, Tapolca-stream and Eger-víz) using the data of an earlier investigation (1987) and our recent data (2007). There were 3 alien and 7 protected fish species among all the 22 species in 1987. In 2007 the total number of fish species were 23, of which 5 were alien species and 7 were protected ones. The diversity of fish assemblages was the same in 1987 and 2007. However, we found changes in species composition and abundance over the two decades. The average modification of patterns of abundance was 62%. Species composition altered by an average of 51%. The biotic homogenization of fish assemblages was 9%, which was mainly a result of local species additions and lesser of local species deletions. Additional research is needed to clarify if our results are resulted in by a fluctuation in temporal dynamics or by a directional change in the structure of fish assemblages.

#### Bevezetés

A Balaton vízgűjtőjének integráns részét képező befolyóvizek halegyütteseinek rendszeres kutatása a múlt század utolsó évtizedeiben kezdődött. Przybylski és munkatársai (1991) az északi oldal patakjaiban levő halközösségek szerkezetét vizsgálták. A kilencvenes évek végének és a kétezres évek elejének kutatási eredményeiről Bíró és munkatársai (2001, 2003) számolnak be. Bíró (2002) a Balaton halállományának hosszúidejű változásai mellett foglalkozik a befolyóvizek halival. Lendvai és Keresztessy (2004) három déli és egy északi oldali befolyón folytatott halfaunisztikai felmérést. A Balaton vízgűjtőjének nagy részére

kiterjedő halfaunisztikai kutatást végeztek Takács és munkatársai (2007) 24 kisvízfolyás 60 mintavételi szakaszán.

Az említett kutatások rámutattak arra, hogy a hidrológiai konnektivitásból adódóan több Balatonban élő halfaj számára a befolyóvizek ideális szaporodási, az ivadékállománynak pedig táplálkozási, növekedési helyet biztosítanak (Bíró et al., 2003; Lendvai és Keresztessy, 2004). Továbbá feltárták, hogy a befolyóvizekben számos védett halfajunknak élnek stabil állományai, mely fajok élőhelyeinek megőrzése, és állományváltozásainak nyomon követése a természetvédelem, illetve további haltani kutatások feladata.

A Balatonhoz hasonlóan a befolyóvizek erős emberi hatások alatt állnak: kommunális vízszennyezések, fokozódó eutrofizálódás, mederrendezések zavarják életközösségeiket, és rontják az élőhely ökológiai állapotát. Takács és munkatársai (2007) a degradáltak minősített vízfolyásszakaszokon a halegyüttesek diverzitásának növekedését tapasztalták. Ezeken a szakaszokon több közönséges halfaj mellett, az adventív fajok dominanciáját figyelték meg. Az élőhely-átalakítások, az idegen fajok terjeszkedése és az őshonos fajok eltűnése mind olyan tényezők, amelyek a bioták egymáshoz való hasonlóságának globális, regionális és lokális szinteken is végbemenő növekedését eredményezhetik. Azt a folyamatot, mely során az egymástól térben elkülönült életközösségek a jövevényfajok térhódítása és az őshonos fajok eltűnése következtében kozmopolita, nem természetes közösségekké alakulnak át, biotikus homogenizációnak nevezzük (Olden és Rooney, 2006).

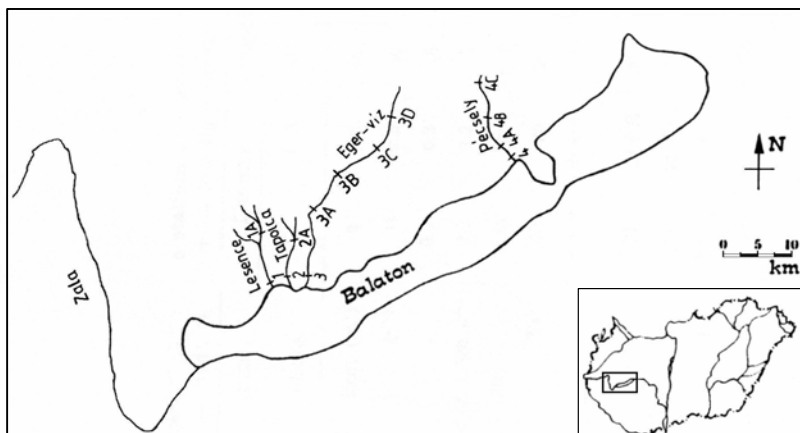
A biotikus homogenizáció kvantitatív vizsgálatának egyik módja, ha megvizsgáljuk, hogy egy adott időtartam alatt mennyit változott az életközösségek közötti átlagos hasonlóság. Ha az eltelt időtartam alatt az átlagos hasonlóság növekedett, akkor biotikus homogenizációról, ha csökkent, akkor azzal ellentétes folyamatról, biotikus differenciációról beszélünk. A végbement homogenizáció vagy differenciáció mértéke a két időpontban mért átlagos hasonlóság különbsége (Rahel, 2002; Olden és Poff, 2003). A homogenizáció okainak alapos feltárásához, a folyamat jellegzetességeinek megismeréséhez elengedhetetlen a több tér- és időléptéket felölelő monitorozás jellegű, metodikailag egységes szünbiológiai kutatási tevékenység.

Munkánk során, – kiemelt figyelmet fordítva a védett és idegen fajokra – a halfajegyüttesek szerkezetének két évtized alatt történt változását tanulmányoztuk a Balaton három, északi oldali befolyóvizében. Ezt a halegyüttesek 1987-es és 2007-es állapotainak összehasonlításával végeztünk. Vizsgálatunk célját a fajösszetétel (kompozíció), a tömegességi viszonyok, a diverzitás változásának feltárása és a halegyüttesek biotikus homogenizációjának vizsgálata képezte.

## **Anyagok, eszközök, módszerek**

### *Anyaggyűjtés*

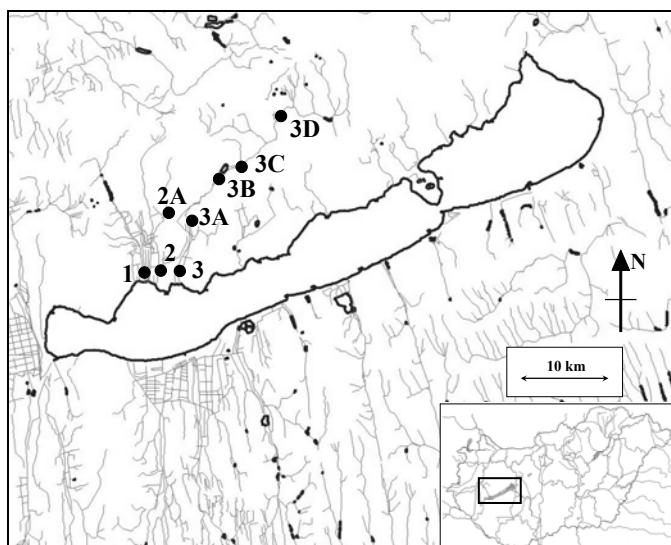
Munkánkhoz az összehasonlítási alapot Przybylski és munkatársainak (1991) dolgozata biztosította, melyben a szerzők a Balaton vízgyűjtőjének északi oldalán levő patakok halközösségeinek szerkezetét tanulmányozták. 1987 júliusában elektromos halászgéppel, illetve 1 mm szembőségű kerítőhálójával négy vízfolyás, a Lesence-patak, a Tapolca-patak, az Eger-víz és a Pécsely-patak (másik nevén Örvényesi-séd), összesen 13 mintavételi szakaszán végeztek halászatokat (*1. ábra*).



1. ábra. A vizsgált terület és az 1987-es mintavételi helyszínek. Przybylski et al. (1991) után módosítva.  
Fig. 1. The study area and the sampling sites.

Statisztikai számításaink során az összehasonlításhoz, a szerzők által a mintavételi szakaszokra közölt denzitásadatokat relatívabundancia-adatokká alakítva használtuk.

2007. július 10-én és 18-án elektromos halászgéppel (Hans-Grassl IG200 2B) végeztünk halászatot a vizsgálatba vont négy vízfolyáson. Mintavételi helyszíneinket a Przybylski és munkatársai (1991) által közölt térkép alapján az 1987-es eredeti mintavételi helyszínekhez igazítva jelöltük ki (1. ábra). A 2. ábrán a 2007-es mintavételi szakaszok GPS készülékkel (Garmin GPSmap 76cx) bemért helyzete látható.



2. ábra. A 2007-ben mintavételezett és vizsgálatba vont szakaszok helyzete a GPS koordináták szerint.  
Fig. 2. Reaches studied and sampled in 2007, and their situations according to GPS coordinates.

A halászat a mintavételi helyszíneken 150 méteres vízfolyásszakaszon, egy alkalommal, az áramlási iránnyal szemben haladva történt. A gyűjtött halakat a faj szintű azonosítás után a fogás helyén sértetlenül visszaengedtük a vízbe.

Mivel 1987-ben három szakasról, illetve 2007-ben a Pécsely-patakon levő négy szakasról nem kerültek elő halak, az összehasonlításhoz az eredeti tizenhárom szakaszból

végül csak három vízfolyás nyolc szakaszát használhattuk. Vagyis a teljes adatsor az 1987-es és 2007-es mintavételi időszak nyolc-nyolc mintavételi szakaszát, azaz összesen tizenhat szakaszt tartalmazott. Az 1. táblázat az összehasonlításban szereplő mintavételi szakaszokat, azok kódjait és a 2007-ben GPS vevővel bemért koordinátákat és tengerszint feletti magasságot tartalmazza.

1. táblázat. Az összehasonlításban szereplő vízfolyások és mintavételi szakaszok.

Table 1. Streams and reaches which were included into the comparison.

Stream(1), sampling sites in 2007(2), codes of sampling sites; longitude(4), latitude(5), altitude above sea level(6)

Vízfolyás(1)	Mintavételi helyszín 2007-ben(2)	A szakasz kódja(3)		EOV koordináták		Tszf. magasság (m)(6)
		1987-es adatokra	2007-es adatokra	hosszúság(4)	szélesség(5)	
Lesence-p.	71-es út hídja	1-87	1-07	524715	163497	99,9
Tapolca-p.	71-es út hídja	2-87	2-07	526629	163831	108
	Tapolca	2A-87	2A-07	527120	170169	135
Eger-víz	Szigliget	3-87	3-07	528866	163739	103
	Gyulakeszi	3A-87	3A-07	529843	171160	129
	Hegyesd	3B-07	3B-07	534065	175625	147
	Monostorapáti	3C-87	3C-07	536746	177028	158
	<sup>1</sup> Pula	3D-87	3D-07	542413	183883	198

<sup>1</sup>A Pula falun átfolyó patak neve Vázsonyi-séd. Azonban Pulát elhagyva, mintegy 2,6 km után a vízfolyást már Eger-víznek nevezik.

<sup>1</sup>The name of the stream at village of Pula is Vázsonyi-séd but the name of the same watercourse at 2.6km downstream of Pula is Eger-víz.

A mintavételi helyszínek, illetve szakaszok a vízfolyáson levő helyzetük szerint három csoportba sorolhatók: torkolati tájékon levők (1, 2, 3), a vízfolyások felső szakaszain, a forrásvidék közelében levők (2A, 3D), és a köztes helyzetű szakaszok (3A, 3B, 3C) (1. és 2. ábra).

#### A fajösszetétel változásának vizsgálata

A fajösszetétel változását prezencia-abszencia adatok alapján az egyes fajok előfordulási gyakoriságának vizsgálatával, többváltozós adatelemzéssel (ordináció és hierarchikus osztályozás), és fajkicserélődési (species turnover) számításokkal elemeztük.

Az egyes fajok előfordulási relatív gyakoriságát a következő módon fejeztük ki:

$$F_i = \frac{f_i}{m} \quad (1)$$

$F_i$  az  $i$  faj előfordulási relatív gyakorisága a mintavételi szakaszokon;  $f_i$  azon mintavételi szakaszok száma, melyekben az  $i$  faj előfordult;  $m$  az összes mintavételi szakasz száma. A vizsgált területen gyakori előfordulásának tekintettük azokat a fajokat, melyek a nyolcból legalább öt mintavételi szakaszon előfordultak.

A fajkicserélődési számításokat két térlépték mentén, vízfolyás, illetve vízfolyásszakasz szinten végeztük. A fajkicserélődési index megmutatja, hogy egy adott időintervallumra vonatkozóan mekkora a közösség lokális fajkihálásokból és lokális fajbetelepülésekből adódó fajösszetétel-változás mértéke, a közösség időintervallum kezdetén és végén tapasztalt fajszámainak összegéhez viszonyítva. Formálisan:

$$ST(t_1, t_2) = \frac{(b + c)}{(S_{t1} + S_{t2})} \quad (2)$$

ahol  $ST(t_1, t_2)$  a közösség  $t_1$  és  $t_2$  időpontok között történt fajösszetétel-változásának mértéke (species turnover);  $b$  a csak  $t_1$  időpontban jelen levő fajok száma (lokális extinkció);  $c$  a csak  $t_2$  időpontban jelen levő fajok száma (lokális immigráció);  $S_{t1}$  és  $S_{t2}$  a  $t_1$ , illetve a  $t_2$

időpontban jelen levő összes faj száma (Relys et al., 2002).  $ST_{t_1,t_2}$  értékészletének minimuma 0, maximuma 1. Ha  $ST(t_1,t_2)=0$ , az azt jelenti, hogy a vizsgált időintervallumra vonatkozóan a fajkompozícióban változás nem történt. Ha  $ST(t_1,t_2)=1$ , akkor a vizsgált időintervallum alatt a közösség fajkészlete teljes mértékben kicserélődött. Hogy megtudjuk, vajon a lokális fajeltűnések, vagy a lokális fajbetelepülések járultak-e hozzá nagyobb mértékben a fajösszetétel változásához, mind a vízfolyásokra, mind a mintavételi szakaszokra átlagoltuk az index  $b$  és  $c$  paramétereit.

A többváltozós adatelemzéseket először az 1987-es és a 2007-es adatokra külön-külön, majd azokat egybevonva a teljes adatsorra is elvégeztük. Előbbi esetben a fajok mint változók közül csak azok szerepeltek az adatmátrixban, melyek az adott mintavételi időszakban (1987-ben, illetve 2007-ben) jelen voltak a mintában. Az egybevont adatsor elemzésekor arra a kérdésre kerestünk választ, hogy fajösszetételük alapján a mintavételi szakaszok a mintavétel idejét, helyszínét, vízfolyáson elfoglalt helyzetét tekintve, esetleg vízfolyások szerint mutatnak-e hasonlóságot. Az ordinációs módszerek közül Jaccard-index szerinti nem-metrikus többdimenziós skálázást (NMDS) használtunk. A hierarchikus osztályozást szintén Jaccard-index-szel, a csoportátlag eljárást (UPGMA) alkalmazva (Podani, 1997) végeztük.

#### *A tömegességi viszonyok változásának vizsgálata*

A tömegességi (abundancia) viszonyok változását a relatív abundancia alapján elemeztük. Megszerkesztettük a vízfolyások 1987-es és 2007-es adatok szerinti rang-abundancia görbéit. Ehhez először a mintában levő relatív abundanciájuk ( $p_i$ ) szerint sorba rendeztük az egyes vízfolyásokon előfordult halfajokat. Majd minden  $i$  fajhoz hozzárendeltük az  $\ln(p_i+1)$  transzformációt.

Százalékos hasonlóság (percentage similarity) index (3) alkalmazásával az 1987-es és 2007-es minták tömegességi mintázatának hasonlóságát jellemeztük vízfolyás, illetve vízfolyásszakasz szinten a fajok relatív gyakoriságai alapján:

$$PS(t_1, t_2) = \frac{2 \sum_{i=1}^n \min[p_{i,t_1}, p_{i,t_2}]}{\sum_{i=1}^n (p_{i,t_1} + p_{i,t_2})} \quad (3)$$

$PS(t_1, t_2)$  az adott vízfolyás/szakasz fajegyüttesének a  $t_1$ , illetve a  $t_2$  időpontban tapasztalt relatív abundanciabeli hasonlóságának a mértéke;  $p_{i,t_1}$ , illetve  $p_{i,t_2}$  az  $i$  faj relatív abundanciája a  $t_1$ , illetve a  $t_2$  időpontokban;  $\min[p_{i,t_1}, p_{i,t_2}]$  az  $i$  faj  $t_1$  és  $t_2$  időpontban tapasztalt relatívabundancia-értékei közül a kisebbik (Podani, 1997).

A relatívabundancia-adatokat többváltozós adatelemzési módszerekkel (ordináció és hierarchikus osztályozás) is vizsgáltuk. A fajösszetétel vizsgálatához hasonlóan, ebben az esetben is először külön-külön, majd egybevontan elemeztük az 1987-es és a 2007-es adatokat. A külön-külön történt elemzéskor az adatmátrixban csak azok a fajok szerepeltek változóként, melyek az adott mintavételi időszakban jelen voltak a mintában. Hogy megvizsgáljuk, vajon a mintavételi szakaszok a relatívabundancia-mintázat alapján a mintavétel időszaka, helyszíne, vízfolyáson elfoglalt helyzete, netán vízfolyások szerint szegregálódnak-e nagyobb mértékben, nem-metrikus skálázást (NMDS) és hierarchikus osztályozást alkalmaztunk. Az NMDS-t a relatívabundancia-adatok arcsin-négyzetgyök-transzformációval való átalakításával végeztük. A transzformált adatokkal euklidészi távolságot és Canberra-metrikát alkalmazva végeztünk elemzéseket. A Canberra-metrika az euklidészi távolsággal szemben érzékenyebb a mintában levő ritka fajok változásaira, így az egyes változók hatását kiegyenlítőbbé teszi (Podani, 1997).

A hierarchikus osztályozást euklidészi távolság szerint, csoportátlag (UPGMA) eljárással alkalmaztuk a transzformálatlan relatívabundancia-adatokra (Podani, 1997).

#### *A biodiverzitás vizsgálata*

A diverzitási sajátságok változásait a Shannon-függvénnyel ( $H$ ), a minták egyenletességével ( $J$ ) és a fajszámmal ( $S$ ) mértük (Tóthmérész 1997). A diverzitási mérőszámok Przybylskiék által közölt 1987-es és az általunk számított 2007-es értékeinek statisztikai különbözőségét hipotézisvizsgálattal (páros t-próba) teszteltük.

#### *A biotikus homogenizáció vizsgálata*

A biotikus homogenizációt vízfolyás és vízfolyásszakasz lépték mentén, a prezencia-abszencia alapján vizsgáltuk. Kiszámoltuk a vízfolyások/szakaszok fajegyütteseinek Jaccard-indexel ( $J$ ) mért páronkénti hasonlóságát, külön az 1987-es és a 2007-es adatokra.

$$JC_{j,k} = \frac{a}{a+b+c} \quad (4)$$

$JC(j,k)$  a  $j$  és  $k$  mintavételi szakasz fajösszetételbeli hasonlósága;  $a$  a közös fajok száma;  $b$  és  $c$  a csak a  $j$ , illetve  $k$  szakaszon észlelt fajok száma. Átlagot számítva az 1987-es, majd a 2007-es páronkénti hasonlóságokból, megkaptuk az adott mintavételi időszakra jellemző átlagos hasonlóságot. A vizsgált területen történt biotikus homogenizáció mértékét a 2007-es és az 1987-es átlagos hasonlóság különbségével becsültük (Rahel, 2002; Olden & Poff, 2003; Olden & Rooney, 2006).

A többváltozós adatelemzéshez a SYN-TAX 2000 programot (Podani, 2001), az egyéb számításokhoz az SPSS 12.0.1, illetve a Microsoft Excel szoftvereket használtuk.

### **Eredmények**

Przybylski és munkatársainak a Pécsely-patakon (másnéven: Örvényesi-séden) levő mintavételi helyszíneiről (1. ábra) 2007-ben nem tudtunk halat kimutatni. Az összehasonlító vizsgálatban szereplő három vízfolyás nyolc-nyolc szakaszáról, 1987-ben és 2007-ben gyűjtött halfajok relatívabundancia-adatait (%) a dolgozat *melléklete* tartalmazza.

#### *Fajösszetételbeli változások*

A gyűjtési eredmények általános áttekintése alapján elmondható, hogy 1987-ben 22 faj mutatott ki a vizsgált szakaszokról, melyek között 7 jelenleg védett, és 3 nem természetesen honos faj volt. A leggyakoribb fajoknak bizonyultak a fejes domolykó (*Leuciscus cephalus*), szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus*) és bodorka (*Rutilus rutilus*), egyaránt 62,5%-os előfordulási gyakorisággal. A 2007-es felmérés során 23 halfajt jelenlétét igazoltuk, melyből 6 volt a védett és 5 az idegen fajok száma. A leggyakoribb fajok 87,5%-os előfordulási gyakorisággal a sügér (*Perca fluviatilis*) és bodorka, majd 62,5%-kal a naphal (*Lepomis gibbosus*), szivárványos ökle és a csuka (*Esox lucius*) voltak. Bár 1987-ben jelen voltak a mintában, 2007-ben nem találtunk példányokat a pisztrángsügér (*Micropterus salmoides*), küsz (*Alburnus alburnus*), kurta baing (*Leucaspilus delineatus*), fűrge cselle (*Phoxinus phoxinus*) sebes pisztráng (*Salmo trutta m. fario*) fajokból. 2007-re megjelent viszont a dévér (*Abramis brama*), fekete törpeharcsa (*Ameiurus melas*), ezüstkárász (*Carassius gibelio*), vágódurbincs (*Gymnocephalus cernuus*), szivárványos pisztráng (*Oncorhynchus mykiss*) és a lápi póc (*Umbra krameri*).

A két évtized alatt a vízfolyások fajösszetételének fajkicserélődése (species turnover) átlagosan 41,1%-os, míg ugyanez a mintavételi szakaszok esetén 51,3%-nak adódott. A lokálisan megjelent fajok ( $b$ ) átlagos száma mind a vízfolyások, mind pedig a szakaszok esetén magasabb, mint a lokális fajlétűnések ( $c$ ) száma (2. és 3. táblázat).

2. táblázat. Az egyes vízfolyások fajösszetételében 1987 és 2007 között végbement fajkicserélődés (species turnover) mértéke, valamint az eltűnt (b) és megjelent fajok (c) száma.

Table 2. Changes in species composition of the streams occurred during the time period of 1987-2007 (species turnover).  
species deletions(1), species additions(2)

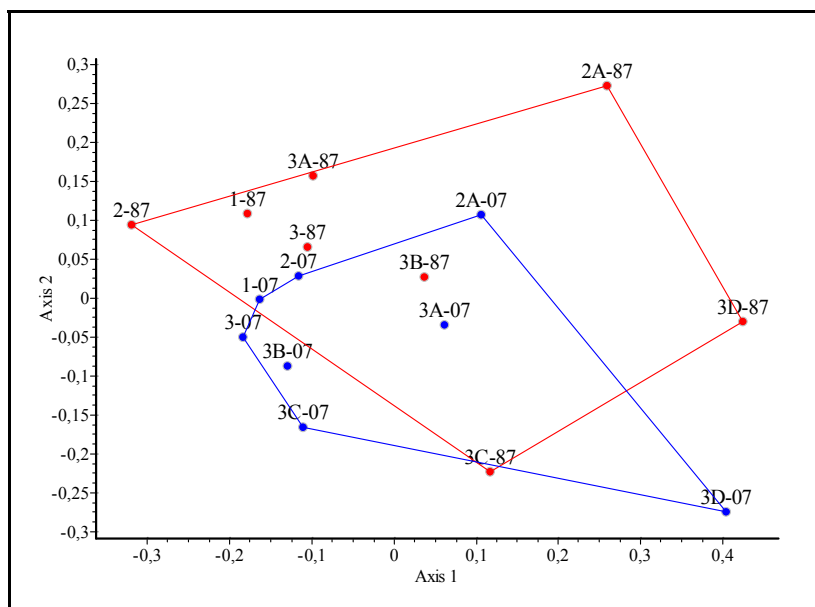
	Lesence	Tapolca	Eger-víz	átlag(±S.D.)(4)
fajkicserélődés/species turnover (%)	36	44,4	42,9	41,101(±4,49)
eltűnt fajok száma (b)(1)	3	3	8	4,67(±2,89)
megjelent fajok száma (c)(2)	6	5	7	6(±1)

3. táblázat. A vizsgált szakaszok fajösszetételében 1987 és 2007 között végbement fajkicserélődés (species turnover) mértéke, és az eltűnt (b) és megjelent fajok (c) száma.

Table 3. Changes in species composition of the studied reaches occurred during the time period of 1987-2007 (species turnover).  
species deletions(1), species additions(2)

	1	2	2A	3	3A	3B	3C	3D	átlag(±S.D.)
species turnover (%)	36	53,8	55,6	40	63,6	47,4	63,6	50	51,26(±10,06)
eltűnt fajok száma (b)(1)	3	2	1	3	4	3	4	2	2,75(±1,035)
megjelent fajok száma (c)(2)	6	5	4	5	3	6	3	0	4(±2)

Terjedelmi megfontolások miatt a többváltozós módszerekkel történt elemzések közül az 1987-es és 2007-es adatok egybevont értékelésének eredményeit közöljük. A fajösszetétel alapján történt nem metrikus skálázás (NMDS) eredményét a 3. ábra mutatja be.



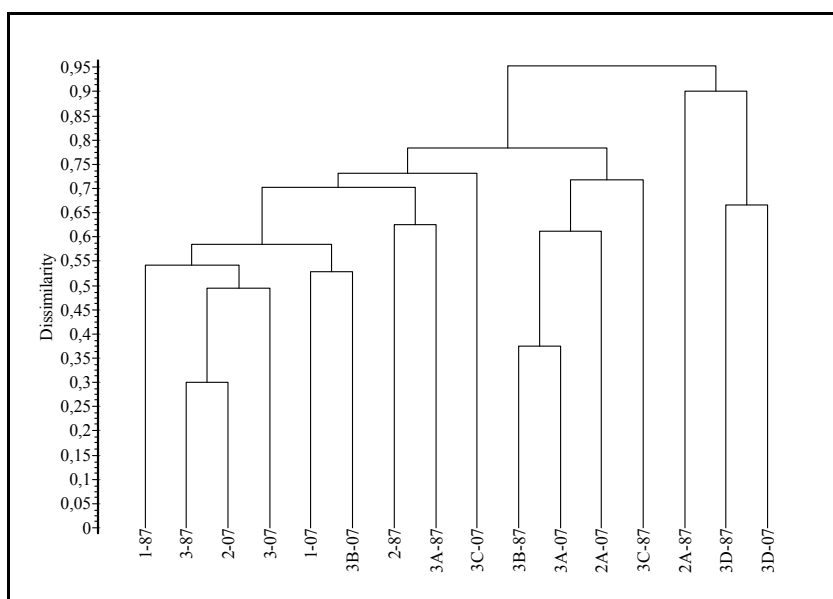
3. ábra. Az 1987-es és 2007-es prezencia-abszencia adatok összevonásának Jaccard-index szerinti NMDS diagramja. A konvex burkok az azonos mintavételi időszakhoz tartozó szakaszokat fogják körül. Végző stresszérték: 0,15.

Fig. 3. Non metric multidimensional scaling of the pooled presence-absence data carried out with Jaccard index. Polygons represent the reaches that belong to the same sampling time. Final stress: 0,15.

Bár a konvex burkok átfedése az 1987-es és 2007-es mintavételhez tartozó szakaszokat megjelenítő pontok mindkét tengely menti keveredését mutatja, a 2007-es szakaszok kevésbé

szóródnak az ordinációs síkon, mint az 1987-esek. Az 1987-es szakaszok az első tengely mentén viszonylag jól sorba rendeződnek aszerint, hogy a mintavételi szakaszok a vízfolyások mely részén találhatóak (vö. 1. ábra). A pozitív értékű szakaszok jellemzően közelebb helyezkednek el a vízfolyások forrásvidékéhez, míg a negatív értékűek a patakok torkolatához. A 2007-es mintavételi szakaszok esetén ez kevésbé felismerhető. Bár az Eger-víz, illetve a Tapolca-patak legfelső szakaszai továbbra is pozitív, a torkolat mellett levő szakaszok pedig negatív értékűek, az Eger-víz köztes szakaszainak sorrendje nem jellemzi a folyásirány menti elhelyezkedésüket, és a 3B-07 köztes szakasz átfed a torkolati szakaszokkal. A 2007-es szakaszok első tengelyen levő koordinátái, és a szakaszok tengerszint feletti magassága pozitív korrelációs viszonyban van egymással ( $r_p=0,771$ ,  $p<0,05$ ).

A mintavételi szakaszok hierarchikus osztályozásának eredménye az ordinációhoz hasonló eredményt adott (4. ábra).



4. ábra. Az 1987-es és 2007-es összevont prezencia-abszencia adatok hierarchikus klasszifikációjából (Jaccard index, UPGMA eljárás) származó dendrogram. Kofenetikus korreláció: 0,895.

Fig. 4. Hierarchical classification of the pooled presence-absence data carried out with Jaccard index. Cophenetic correlation: 0,895.

A szakaszok mintavételi időszaktól függetlenül többé-kevésbé a vízfolyáson levő helyzetük szerint csoportosulnak a dendrogramon. Ettől feltűnően eltér a Tapolca-patak felső részéről származó 2007-es szakasz (2A-07), mely az Eger-víz 3B-87 és 3A-07 szakaszaival mutat nagyobb hasonlóságot.

#### A tömegességi viszonyok változása

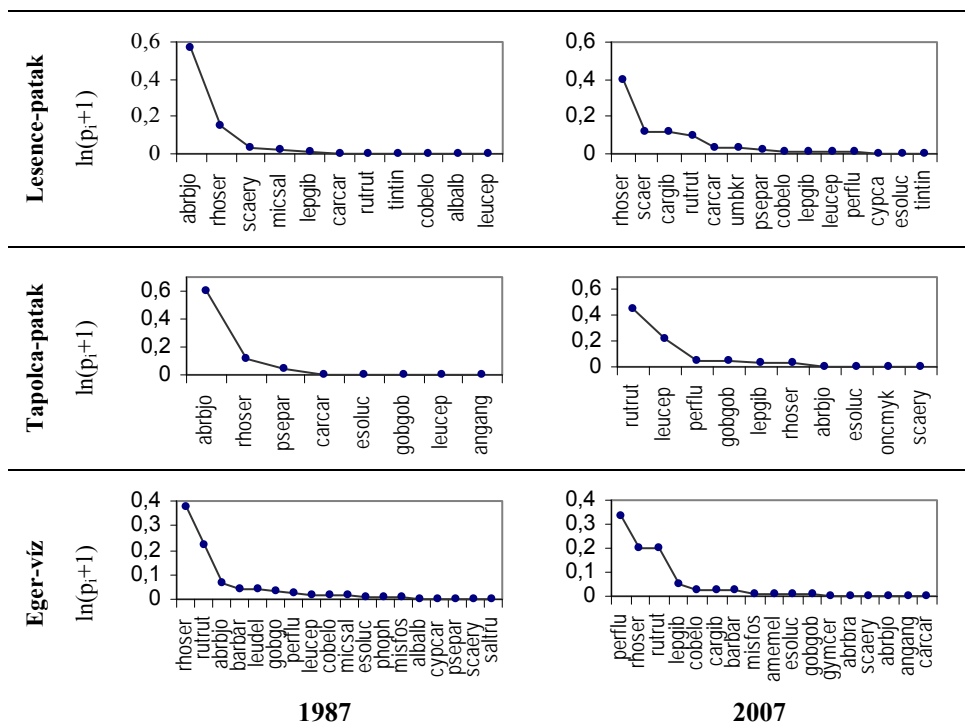
Az 1987-es és 2007-es időszak mintáinak általános dominancia-struktúráját tekintve megállapítható, hogy 1987-ben kiugróan magas volt a karikakeszeg (*Abramis bjorkna*) relatív abundanciája (kb. 67%). A második legtömegesebb faj a szivárványos ökle (kb. 19%) volt. A 23 fajból 16-nak volt kevesebb a relatív abundanciája mint 1%. 2007-ben a két legtömegesebb faj, a sügér és a bodorka relatív gyakorisága csaknem megegyezett (kb. 28%), majd az utánuk következő szivárványos ökléé 20,8%-nak adódott, és a 22-ből 12 faj kevesebb mint 1%-nyi mennyiségben volt jelen a mintában. A védett fajok relatív



abundanciájának változásait tekintve figyelemre érdemes, hogy a rétcsík (*Misgurnus fossilis*) kb. 8,5-szeresére, a vágócsík (*Cobitis elongatoides*) kb. 5-szörösére növekedett. A hazánkban idegen faunakomponensnek számító naphal (*Lepomis gibbosus*) relatív tömegessége kb. 10-szeresére növekedett, míg a szintén jövevény kínai razbóráé (*Pseudorasbora parva*) az 5-öd részére csökkent.

Az egyes vízfolyások fajgyűjtéseinek 1987-ben és 2007-ben tapasztalt rang-abundancia görbéin (5. ábra) általánosan megfigyelhető, hogy mindkét mintavételi időszakban egy domináns és egy-két szubdomináns faj jellemzi az állományt, viszont a fajok többsége közel azonos, kis mennyiségben van jelen. 2007-re mindhárom patakban megváltozott a legdominánsabb faj. A Lesence és a Tapolca esetén szembetűnően csökkent a legdominánsabb fajok tömegessége 1987-hez képest.

5. ábra. A halegyűjtések vízfolyásonkénti rang-abundancia görbéje 1987-ben és 2007-ben.  $p_i$  az  $i$  faj relatív abundanciája. A vízszintes tengelyen a halfajok neveinek a mellékletben feltüntetett rövidítései állnak. Fig. 5. The rank-abundance curves of the streams in 1987 and 2007.  $p_i$  is the relative abundance of species  $i$ . Abbreviations stand for the names of the species (see details in Appendix).



Az 1987-es és a 2007-es minták relatívabundancia-mintázata között vízfolyások szintjén 26,17%, szakaszok szintjén 37,56% az átlagos százalékos hasonlóság, mindkét esetben igen jelentős szórással (4. és 5. táblázat).

4. táblázat. Az egyes vízfolyások 1987- és 2007-es relatív abundanciabeli százalékos hasonlósága (percentage similarity).

Table 4. Percentage similarity of the abundance patterns of the streams between 1987 and 2007.

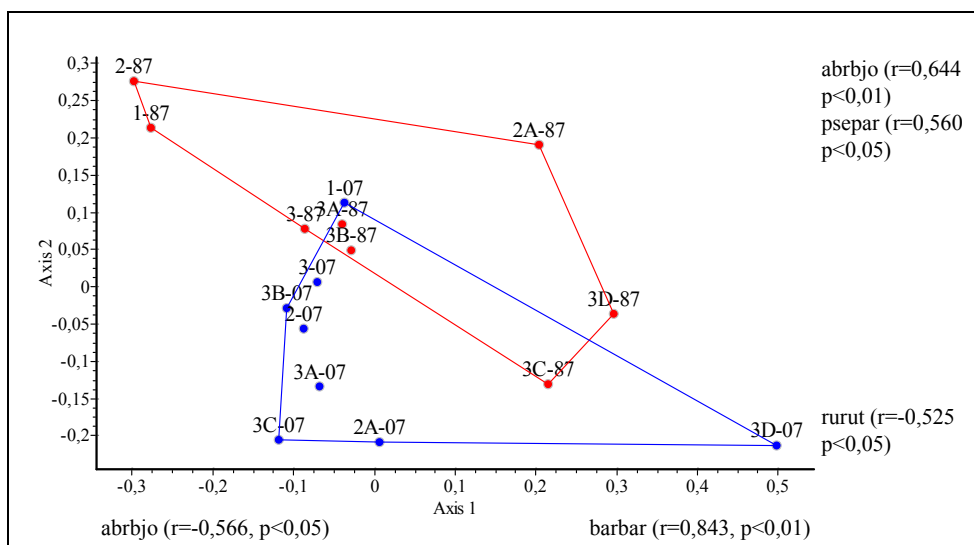
	Lesence	Tapolca	Eger-víz	átlag(±S.D.)
percentage similarity (%)	21,89	3,82	52,81	26,17(±24,77)

5. táblázat. A mintavételi szakaszok 1987- és 2007-es relatív abundanciabeli százalékos hasonlósága (percentage similarity).

Table 5. Percentage similarity of the abundance patterns of the reaches between 1987 and 2007.

	1	2	2A	3	3A	3B	3C	3D	átlag(±S.D.)
percentage similarity (%)	21,89	14,09	33,13	73,48	29,02	46,29	23,59	59,02	37,56(±20,39)

A relatívabundancia-adatok nem metrikus skálázásának euklidészi távolság szerinti eredményét bemutató 6. ábrán feltüntettük azokat az eredeti változókat (fajokat), melyek a legszorosabb korrelációs viszonyt mutatták a szakaszok adott tengelyre eső értékeivel.

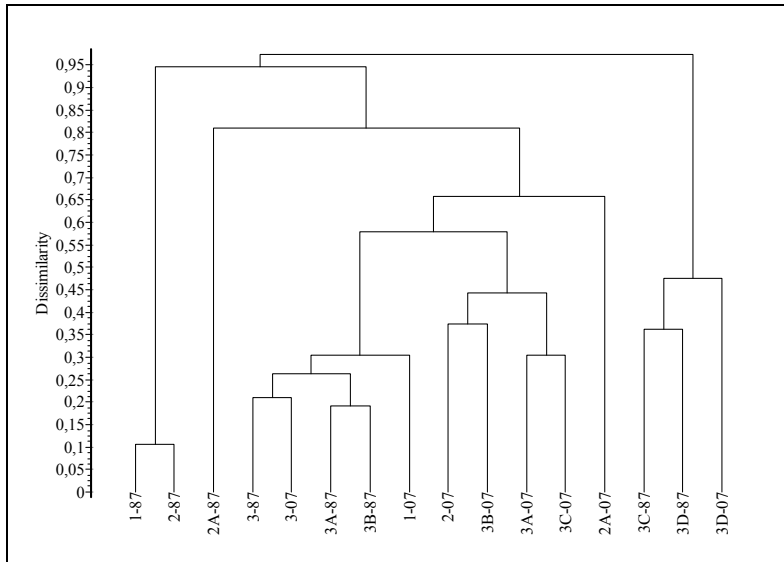


6. ábra. Az 1987-es és 2007-es relatívabundancia-adatok összevonásának euklidészi távolság szerinti NMSD diagramja. A konvex burkok az azonos mintavételi időszakhoz tartozó szakaszokat fogják körül. Végző stresszérték: 0,115.  $r$  az adott faj abundanciaértékeinek és szakaszok ordinációs tengelyre eső értékeinek Pearson-féle korrelációs együtthatója;  $p$  a korrelációs együttható szignifikanciaértéke.

Fig. 7. Non metric multidimensional scaling of the pooled relative abundance data carried out with Euclidean distance. Polygons represent the reaches that belong to the same sampling time. Final stress: 0,115.  $r$  is the Pearson correlation coefficient between the relative abundance of the given species and values of the reaches scattered along the axis 1 and axes 2 respectively.

Az ábra szerint az azonos mintavételi időszakhoz tartozó szakaszok nem szegregálódnak egymástól, ugyanis a konvex burkok átfednek. Az 1987-es szakaszok esetében megfigyelhető, hogy a pontok mind az első, mind a második tengely mentén eléggé szóródnak, valamint, hogy az első tengely mentén a vízfolyáson levő helyzetük szerint rendeződnek el: a nagy negatív értékűek a torkolati tájékon, míg a nagy pozitív értékűek a forrásvidéken találhatóak. A 2007-es szakaszok a 3D-07 kivételével az első tengely egy szűk intervallumára esnek, és a vízfolyásokon levő helyzetük szerinti sorrend nem felismerhető.

A relatívabundancia-adatok hierarchikus klasszifikációja (7. ábra) az euklidészi távolság alapján végzett NMSD-sel (6. ábra) összhangban áll. A szakaszok csoportosulása mind a mintavételi időszakok mind, pedig a mintavételi helyszínek szerint keveredik. Jól felismerhető az 1-87 és 2-87 szakaszok közötti nagy a hasonlóság, és a 2A-87 és 2A-07 szakaszok többi szakasztól való elkülönülése.



7. ábra. Az 1987-es és 2007-es összevont relatívabundancia-adatok hierarchikus klasszifikációjából (euklidészi távolság, UPGMA eljárás) származó dendrogram. Kofenetikus korreláció: 0,921.  
 Fig. 9. Hierarchical classification of the pooled relative abundance (Euclidean distance, UPGMA). Cophenetic correlation: 0,921.

*A biodiverzitás változása*

A biodiverzitás méréséhez használt mutatók 1987-es és 2007-es időszakokra adódott értékeit a 6. táblázat foglalja össze.

6. táblázat. A diverzitási mérőszámok mintavételi szakaszokra vonatkozó értékei 1987-ben és 2007-ben.  
 Table 6. Diversity of the reaches in 1987 and 2007 respectively.  
 reaches(1), Shannon diversity(2), evenness(3), number of species(4), average(5)

Mintavételi szakasz(1)	1987-es állapot			2007-es állapot		
	$H_{87}(2)$	$J_{87}(3)$	$S_{87}(4)$	$H_{07}$	$J_{07}$	$S_{07}$
1	0,77	0,321	11	1,709	0,647	14
2	0,585	0,364	5	1,735	0,834	8
2A	0,918	0,835	3	0,856	0,478	6
3	1,21	0,551	9	1,49	0,621	11
3A	1,082	0,604	6	1,3	0,808	5
3B	1,41	0,678	8	1,597	0,666	11
3C	0,551	0,308	6	0,747	0,464	5
3D	0,780	0,710	3	0	0	1
Átlag(5) (±S.D.)	0,913 (±0,303)	0,546 (±0,197)	6,375 (±2,83)	1,179 (±0,604)	0,565 (±0,264)	7,625 (±4,207)

Bár az egyes mérőszámok átlagainak különbözőségét tesztelő páros t-próbák szerint 0,05-ös szignifikanciaszinten statisztikailag nem igazolható, hogy az 1987-es és 2007-es átlagos diverzitás értékek különbözőek (7. táblázat), néhány szakasz esetén figyelemre érdemes változásokat láthatunk. Az 1 és 2 szakaszokon a Shannon-diverzitás értéke 2,2-szeresére, illetve közel 3-szorosára növekedett, ami a tömegességi viszonyok egyenletességének

növekedéséből adódik (az egyenletesség mindkét szakasznál kb. 2-szeresére nőtt). A 3D szakasról 2007-ben csupán egyetlen faj került elő, ezért  $H$  és  $J$  értéke 0-ra csökkent. 1987-ben nem, de 2007-ben az 1, 2, és 3 torkolati szakaszok nagyobb Shannon-diverzitást és egyenletességet mutatnak, mint a forrásvidéki 2A és 3D szakaszok.

7. táblázat. A diverzitási változók 1987-es és 2007-es átlagos különbözőségét tesztelő páros  $t$ -próbák eredményei.  $H$  Shannon-diverzitás;  $J$  egyenletesség;  $S$  fajszám.

Table 7. Paired samples  $t$  test. pair of variables tested(1), Shannon diversity(2), evenness(3), number of species(4)

tesztelt változópár(1)	t	df	p
$H_{87} - H_{07}(2)$	-1,272	7	0,244
$J_{87} - J_{07}(3)$	-0,136	7	0,896
$S_{87} - S_{07}(4)$	-1,616	7	0,150

### Biotikus homogenizáció

A vízfolyások, illetve a mintavételi szakaszok 2007-es és 1987-es páronkénti hasonlósági mátrixainak különbségmátrixait a 8. és a 9. táblázat tartalmazza. A különbségmátrixokban a pozitív értékek az adott vízfolyáspár, illetve mintavételi szakaszpár fajkompozícióbeli homogenizációjára, míg a negatív értékek a fajkompozícióban végbement differenciációra utalnak.

8. táblázat. A vízfolyások fajösszetételében 1987 és 2007 között történt biotikus homogenizáció százalékos mértéke. Table 8. Biotic homogenization (%) occurred between the fish assemblages of the streams during the time period of 1987-2007.

	Lesence	Tapolca	Eger-víz
Lesence	0		
Tapolca	14,5	0	
Egervíz	2,8	12,1	0

9. táblázat. A mintavételi szakaszok halfajösszetételében 1987- és 2007 között történt biotikus homogenizáció (pozitív értékek), illetve biotikus differenciáció (negatív értékek) százalékos mértéke.

Table 9. Positive values mean biotic homogenization (%) negative values mean biotic differentiation (%) between the fish assemblages of the reaches.

	1	2	2A	3	3A	3B	3C	3D
1	0							
2	23,6	0						
2A	17,3	40,0	0					
3	-6,8	31,1	12,3	0				
3A	-12,0	-7,5	25,0	-13,3	0			
3B	20,4	37,8	-0,8	15,9	-6,7	0		
3C	20,4	30,0	22,2	7,7	15,9	18,2	0	
3D	0	0	-20,0	0	0	-10,0	-12,5	0

A vízfolyások esetén minden pár között homogenizáció ment végbe, a szakaszok esetén az összesen 28 párosításból 15 esetben homogenizáció, 9 esetben differenciáció történt, és 4 esetben – az illető szakaszok közötti mind 1987-ben, mind 2007-ben fennálló 0%-os hasonlóság miatt – nem történt változás. A legnagyobb mértékű homogenizáció (40%) a 2 és 2A szakaszok között, a legnagyobb mértékű differenciáció (20%) pedig a 2A és 3D

szakaszok között történt. A Jaccard-indexszel mért fajösszetételbeli páronkénti hasonlóság átlagos értékeit és a vízfolyások, illetve vízfolyásszakaszok között végbement biotikus homogenizáció becslött értékét a 10. táblázatban adjuk meg.

10. táblázat. A vízfolyások, illetve a vízfolyásszakaszok közötti átlagos fajkompozícióbeli hasonlóságok, és az 1987 és 2007 között végbement biotikus homogenizáció százalékos mértékei.  
Table 10. Average similarity (%) in species composition among the fish assemblages of the streams and the reaches, and the estimated biotic homogenization (%).  
sampling time(1), among streams(2), among reaches(3), biotic homogenization(4)

	mintavételi időszak(1)		biotikus homogenizáció(4)
	1987	2007	
vízfolyások között(2)	31,6±5,86	41,397±0,63	9,8
mintavételi szakaszok között(3)	16,7±14,85	25,5±18,1	8,87

### Az eredmények értékelése

Az egyik legszembetűnőbb változás a Pécsely-patakban tapasztalt halhiány, illetve a meder Klárapusztánál történt teljes kiszáradása. Przybylski és munkatársai (1991) kettő, míg Bíró és munkatársai (2001, 2003) még nyolc faj jelenlétéről számolnak be. A meder kiszáradását a 2007-es nyár rendkívül meleg és egyben csapadékszegény időjárásával magyarázzuk, amit alátámaszt, hogy az előző évhez képest 2007-ben több patak vízhozamának csökkenését figyeltük meg. A halhiány is összefüggésben lehet a rendkívüli meleggel, hiszen bár a torkolatnál volt víz a mederben, a magas hőmérséklet és lassú vízmozgás kedvezőtlenül befolyásolja víz oxigéntartalmát.

A vizsgálatba vont víztestek összességükben fajgazdagok. Bíró és munkatársai (2001, 2003), valamint Takács és munkatársai (2007) a Hévízi-tó kifolyóját leszámítva 32 fajt közölnek a balatoni befolyóvizekből, aminek kb. a 69%-a van jelen a három vizsgált patakban. 1987-ben és 2007-ben átlagosan a torkolati szakaszokon fordult elő a legtöbb faj. A 3B szakasz fajszáma mindkét mintavételi időszakban a torkolati szakaszokra jellemző, ami a 3B és 3C szakaszok közötti halastó – Monostorapáti- vagy Hegyesdi-víztározó – jelenlétével kapcsolatos. Ez összhangban van Takács és munkatársainak (2007) eredményeivel, miszerint a halastavak közelsége növeli a patakok halegyütteseinek diverzitását. Bár a két mintavételi időszak fajszámai közel azonosak, változások történetek a halegyüttesek fajösszetételében és abundanciaviszonyaiban. A fajkicserélődési számításoknak (2. és 3. táblázat) és a százalékos hasonlóság számításainak eredményeit (4. és 5. táblázat) összevetve azt látjuk, hogy a változások nagyobb mértékben érintették az abundanciaviszonyokat, mint a fajösszetételt. Az ökológiai folyamatok skálafüggésére hívják fel a figyelmet a vízfolyások és vízfolyásszakaszok szintjén végzett számítások eltérő eredményei (ld. 2.-5. és 10. táblázatok).

A helyi közösség szerkezetek az abiotikus környezeti hatótényezőknek az áramló vizekre jellemző longitudinális gradienséhez illeszkednek elsősorban, ugyanis a szakaszok fajegyüttese – mintavételi időszaktól függetlenül – összetételük és tömegességi viszonyaik alapján is a szakaszok vízfolyáson levő helyzete szerint különültek el leginkább. Ezt az elkülönülést a tömegességi viszonyok euklidészi távolsággal történt ordinációja nem tárta fel egyértelműen (6. ábra), szemben a Canberra-metrikával végzett ordinációval. Külön vizsgálva a két mintavételi időszakot láthatjuk, hogy 1987-ben a fajegyüttesek határozottan mutatták ezt a fajta elkülönülést, míg 2007-ben a torkolati és a köztes helyzetű szakaszok keveredése (3. és 4. ábra) a vízfolyások élőhelyi változatosságának csökkenésére utalhat. Ezt a két mintavételi időszak adatainak külön-külön történt elemzése is alátámasztják. Másfelől a karikakeszeg torkolati szakaszokon történt állománycsökkenése és a Monostorapáti-víztározó közösségmódosító hatásának nagyobb mértékű érvényesülése is a torkolati és a köztes helyzetű szakaszok hasonlóságának növekedéséhez vezet. A Tapolca-patakon levő forrásvidéki 2A-87 szakaszhoz az Eger-víz 3D-87 forrásvidéki szakaszától való elkülönülése

(ld. 6. ábra) az angolna és a fejes domolykó jelenlétére vezethető vissza. Ezen a mintavételi helyszínen a Tapolca-pataknak nagyobb a vízhozama, mint az Eger-víznek, ami – kis vízfolyások esetén – kedvezőbb a domolykónak. 2007-ben az angolna ugyan nem került elő a szakasról, viszont a más szakaszokon is jelen levő fajok (bodorka, naphal, sügér) megjelenése miatt csökkent a szakasz egyedisége. A tömegességi viszonyokban a százalékos hasonlóság index értékei által mutatott nagymértékű változás (4. és 5. táblázat), az 1987-ben kiugróan domináns karikakeszeg egyedszámának csökkenéséből adódik (5. ábrán). Az 1, illetve 2 szakaszok Shannon-diverzitásának növekedése is ezzel magyarázható, ugyanis a karikakeszeg visszaszorulása a relatívabundancia-mintázat egyenletességének növekedését eredményezte. Meg kell említenünk, hogy 1987-ben, a torkolati szakaszokon gyűjtött példányok nagy része juvenilis egyed volt. 2007-ben a Lesence torkolatáról egyáltalán nem, míg a Tapolcáérol csak 3 példány karikakeszeg került elő. Ez egyrészt utalhat arra, hogy az ivarérett példányok nem jelentek meg ezeken az élőhelyeken, másrészt lehet, hogy nem találtak megfelelő feltételeket a szaporodáshoz, így az ivás vagy elmaradt, vagy csak igen kismértékű volt. A kérdés pontos megválaszolása további kutatások eredményeit feltételezi.

A biotikus homogenizáció vizsgálatának eredményeiből látható, hogy az egyes szakaszok fajkompozíciójában történt változások főleg a hasonlóság növekedésének, és kevésbé a hasonlóság csökkenésének irányába történtek (9. táblázat). A skálafüggés a két mintavételi időszak átlagos hasonlóságára adódott eredmények összehasonlításában is megmutatkozik (10. táblázat). A mintavételi szakaszok átlagos hasonlósága 1987-ben és 2007-ben is kisebb, mint a vízfolyások átlagos hasonlósága, és ezzel együtt magasabb a hasonlóságok szórása. Ez a mintavételi szakaszok vízfolyásokhoz képest nagyobb változatosságát tükrözi. A végbement biotikus homogenizáció mértéke azonban közel azonos mindkét térlépték esetén. A homogenizáció elsődleges okát a helyi közösségre nézve új fajok megjelenésében látjuk, és csak kisebb részben magyarázzuk a már meglévő fajok eltűnésével (3. táblázat).

Kiemelten értékelve néhány védett és idegen faj állományváltozásait, természetvédelmi szempontból kedvezőtlen a védett fűrge cselle és kurta baing hiánya, valamint az idegenhonos ezüstkárász és fekete törpeharcsa megjelenése. A fűrge cselle jelenlétét a Tapolca-patak 2A szakaszán 2006-ban észleltük (1 példány) (Takács et al., 2007), illetve a Zala-folyó vízgyűjtőjén 2007-ben végzett kutatásaink alkalmával több patakban is népes állományaival talákoztunk. A kurta baing előfordulását Bíró és munkatársai (2001, 2003) a Balaton déli oldalán levő Marótvölgyi-csatornából jelezték. Saját gyűjtéseink során a szintén déli oldalon levő Zala–Somogyi-határokonban talákoztunk a fajjal (Takács et al., 2007). Szakirodalmi adatok (Bíró et al., 2001, 2003) és saját tapasztalataink szerint is az ezüstkárász a balatoni befolyókban gyakori fajnak tekinthető, és helyenként igen tömegessé válhat. Tekintve, hogy ez a faj csak nemrég jelent meg a területen, a jelenség az idegen halfajok térhódításának fokozódó problémájára irányítja a figyelmet. A 2006-ban, illetve 2007-ben végzett terepi felméréseink szerint, a barna törpeharcsához (*Ameiurus nebulosus*) biológiai sajátágaiban nagyban hasonlító fekete törpeharcsa jelenleg ritka, illetve mérsékelten közepes gyakoriságú faj a Balaton befolyóvizeiben. Azonban Bíró és munkatársai (2001, 2003) a barna törpeharcsa nagyszámú jelenlétét mutatták ki a Keleti-bozótcsatornából, illetve 2000-ben a Balatonban, Balatonlelle környékén robbanásszerű invázióját észlelték. Ezen eredmények alapján feltételezzük, hogy a közeljövőben számítanunk kell a fekete törpeharcsa Balatonban, illetve a befolyóvizekben helyenként nagyobb tömegben megjelenő állományaira. Kedvezőtlen továbbá az idegenhonos naphal 1987-hez képest megnövekedett gyakorisága ( $F_{87}=12,5\%$ ,  $F_{07}=62,5\%$ ), és kb. 10-szeres állománynövekedése. Természetesen honos halfajaink számára a naphal állományának ilyen irányú változása jelentős táplálékkonkurenciát jelenthet, ugyanis Rézsu és Specziár (2005) eredményei szerint a naphal egyik legkedveltebb tápláléka, hasonlóan sok természetes honos fajunkhoz, az árvaszunyoglárva. Pozitív változásnak értékelendő viszont a fokozottan védett lápi póc (*Umbra krameri*) előkerülése a Lesence patakából. A faj Lesencében levő stabil állományára

utal, hogy Lendvai és Keresztessy 2004-ben már jelzi előfordulását, valamint, hogy Takács és munkatársai (2007) 2006-ban is gyűjtötték az 1-es mintavételi helyszínen. Feltételezhető, hogy az állomány folyamatos utánpótlást kap a Lesencével közvetlen összeköttetésben álló mocsaras élőhelyről, a Nádas-mezőről, amelyben a lápi póc önfenntartó állománya található. A védett fajokat illetően figyelemre méltó még a rétcsik és a vágócsik állománynövekedése. Kedvezőnek ítéelhető a pisztrángsügér eltűnése is, bár ez a halfaj sosem fordult elő nagy állományokkal vizeinkben. A fent említett fajokon túl érdekes még a sügér 2007-es mintában levő dominanciája. Przybylski és munkatársai (1991) a sügért csak az Eger-vízben találták meg, 2007-ben már mindhárom patakban előfordult, és az Eger-vízben levő igen nagy egyedyszámú előfordulása miatt szerepel 2007-ben a legtömegesebb fajként.

Összességében megállapítható, hogy a vizsgált vízfolyások – viszonylagos topográfiai közelségük ellenére – halfajegyütteseiket tekintve alapvetően különbözőek. Ezt mind az 1987-es, mind a 2007-es felmérések megerősítik. A biotikus homogenizáció mértékének meghatározására irányuló eredményeink szerint ezek a különbségek a vízfolyások és a vízfolyásszakaszok között is csökkenni látszanak. További, hosszú távú vizsgálatok szükségesek annak a kérdésnek a megválaszolására, hogy a jelenleg tapasztalt változások milyen mértékben tulajdoníthatók a halegyüttesek időbeli dinamikáját kísérő természetes fluktuációnak, illetve az életközösségek szerkezetében zajló trend jellegű változásnak. A biotikus homogenizáció monitorozása és okainak feltárása a gyakorlati természetvédelem fontos feladata az életközösségek regionális és lokális sokféleségének megőrzése érdekében (vö. Erős, 2007).

### Irodalom

- Biró, P. (2002): A Balaton halállományának hosszúidejű változásai. *Állattani Közlemények*, 87: 63-77.
- Biró, P., Specziár, A., Keresztessy, K. (2001): A Balaton és befolyóinak halfaj-együttese. *Halászat*, 94:114.
- Biró, P., Specziár, A., Keresztessy, K. (2003): Diversity of fish species assemblages distributed in the drainage area of Lake Balaton (Hungary). *Hydrobiologia*, 506-509: 459-464.
- Erős, T. (2007): Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. *Freshwater Biology* 52: 1400-1415.
- Lendvai, Cs., Keresztessy, K. (2004): A Balaton befolyóinak halfaunisztikai vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények*, 11: 389-397.
- Olden, J. D. & Poff, N. L. (2003): Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *The American Naturalist*, 162: 442-460.
- Olden, J. D. & Rooney, T. P. (2006): On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 113-120.
- Podani J. (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldatás rejtelmeibe. *Scientia Kiadó*, Budapest. pp. 412. ISBN: 963 8326 06 9.
- Podani, J. (2001): SYN-TAX 2000 user's manual. *Scientia Kiadó*, Budapest. pp. 53. ISBN: 963 8326 23 9.
- Przybylski, M., Biró, P., Zalewski, M., Tátrai, I., Frankiewicz, P. (1991): The structure of fish communities in streams of the northern part of the catchment area of Lake Balaton (Hungary). *Acta Hydrobiol.*, 33:135-148.
- Rahel, F. (2002): Homogenization of freshwater faunas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 291-315.
- Relys, V., Koponen, S., Dapkus, D. (2002): Annual differences and species turnover in peat bog spider communities. *The Journal of Arachnology*, 30: 416-424.
- Rezsű, E., Specziár, A. (2005): A naphal (*Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)) táplálékának változása a növekedés során a Balaton keszthelyi medencéjében. *Hidrológiai Közöny*, 85: 114-116.
- Sály, P. (2007): A faunakomponens fogalomrendszer és alkalmazása a halfajegyüttesek természetességének minősítésére. *Pisces Hungarici I, Agrártudományi Közlemények* 25. Suppl.: 93-101.
- Takács, P., Bereczki, Cs., Sály, P., Móra, A., Biró, P. (2007): A Balatonba torkolló kisvízfolyások halfaunisztikai vizsgálata. *Hidrológiai Közöny*, 87: 175-177.
- Tóthmérész, B. (1997): Diverzitási rendezések. *Scientia Kiadó*, Budapest. pp. 98.

Melléklet – Appendix

Az összehasonlításhoz felhasznált, 1987-ben és 2007-ben történt halászatok eredményei. A táblázat második oszlopa a fajnév rövidítését tartalmazza. Az egyes vízfolyásokon levő mintavételi szakaszok kódjaiban a '-87' az 1987-es, a '-07' a 2007-es mintavételi időszakot jelenti. A számadatok az adott halfaj adott mintavételi szakaszon előfordult, százalékban értendő relatív abundanciái (p<sub>x</sub>100).

Results of the fishing were used in this comparison. '-87' int he code of the reaches means 1987 and '-07' means 2007. The data in the table are relative abundance values (%). abbreviation for the names of the species(1)

Species	Rövid. (1)	Lesence- patak		Tapolca-patak				Eger-víz										
		1-87	1-07	2-87	2-07	2A-87	2A-07	3-87	3-07	3A-87	3A-07	3B-87	3B-07	3C-87	3C-07	3D-87	3D-07	
<i>Abramis bjoerkna</i>	abrbjo	76,01	0	83,24	3,19	0	0	15,84	1,42	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Abramis brama</i>	abrbra	0	0	0	0	0	0	0	2,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alburnus alburnus</i>	albalb	0,15	0	0	0	0	0	0,99	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<sup>1</sup> <i>Ameiurus melas</i>	amemel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,51	0	0	0	0	0
<i>Anguilla anguilla</i>	angang	0	0	0	0	12,45	0	0	0,71	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<sup>2</sup> <i>Barbatula barbatula</i>	barbar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60,38	0	59,02	100	0
<i>Carassius carassius</i>	carcar	0,42	3,02	0,26	0	0	0	0	0,71	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<sup>1</sup> <i>Carassius gibelio</i>	cargib	0	12,56	0	0	0	0	0	4,26	0	0	0	3,38	0	0	0	0	0
<sup>2</sup> <i>Cobitis elongatoides</i>	cobelo	0,19	1,51	0	0	0	0	0	0	6,36	0	1,63	4,075	0	0,30	0	0	0
<i>Cyprinus carpio</i>	cypcar	0	0,50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,49	0	0	0	0
<i>Esox lucius</i>	esoluc	0	0,50	0,26	1,06	0	0	0,99	2,13	2,29	0	0	0,58	0	0,30	0	0	0
<sup>2</sup> <i>Gobio gobio</i>	gobgob	0	0	0	0	43,77	6,38	0	0	0	21,43	8,05	0	0	0	14,75	0	0
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	gymcer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,35	0	0,30	0	0	0
<sup>1</sup> <i>Lepomis gibbosus</i>	lepgib	0,74	1,51	0	15,96	0	0,30	0	0,71	0	0	0	8,03	0	0	0	0	0
<i>Leuciscus cephalus</i>	leucep	0,15	1,01	0	17,02	43,77	26,75	0,99	0	6,36	0	1,13	0	0	0	0	0	0
<sup>2</sup> <i>Leucaspis delineatus</i>	leudel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,57	0	0	0	0	0	0
<sup>1</sup> <i>Micropterus salmoides</i>	micsal	1,96	0	0	0	0	0	3,45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<sup>2</sup> <i>Misgurnus fossilis</i>	misfos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,57	1,13	1,75	3,77	0	0	0	0
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	oncmysk	0	0	0	0	0	0,30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Perca fluviatilis</i>	perflu	0	1,01	0	23,40	0	0,30	0,99	12,06	0	32,14	3,94	40,51	15,09	51,50	0	0	0
<sup>2</sup> <i>Phoxinus phoxinus</i>	phopho	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26,23	0
<sup>1</sup> <i>Pseudorasbora parva</i>	psepar	0	2,51	4,82	0	0	0	0	0	2,29	0	0	0	0	0	0	0	0
<sup>2</sup> <i>Rhodeus sericeus</i>	rhoser	15,86	49,25	11,42	10,64	0	0	43,99	37,59	57,25	3,57	50,29	30,04	0	0	0	0	0
<i>Rutilus rutilus</i>	rutrut	0,42	10,05	0	27,66	0	65,96	31,78	37,59	25,45	39,29	21,25	9,55	8,49	47,61	0	0	0
<i>Salmo trutta m. fario</i>	saltru	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,77	0	0	0	0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	scaery	3,75	13,07	0	1,06	0	0	0,99	0,71	0	0	0	0	0,23	0	0	0	0
<i>Tinca tinca</i>	tintin	0,36	0,50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<sup>2</sup> <i>Umbra krameri</i>	umbkra	0	3,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Egyedszám (N=100%)		*	199	*	94	*	329	*	141	*	28	*	859	*	334	*	34	

<sup>1</sup>Magyarországon nem természetesen honos faunakomponens (Sály, 2007).

<sup>1</sup>Non-native faunacomponent in Hungary.

<sup>2</sup>Jelenleg törvény által védett faj.

<sup>2</sup>Protected fish species in Hungary.

\* Przybylski és munkatársai (1991) nem közöltek abszolút egyedszámokat.

\* Number of specimens were not reported by Przybylski et al. (1991).