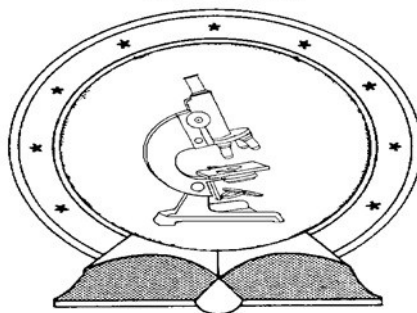


**DE TTK**



**1949**

**A MAGYARORSZÁGI VÍZFOLYÁSOK  
HALKÖZÖSSÉGEINEK STRUKTÚRÁJA ÉS  
ÖKOLÓGIAI SZEMPONTÚ ELEMZÉSÜK**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

**HALASI-KOVÁCS BÉLA**

Témavezető:  
Dr. Lakatos Gyula  
nyugalmazott egyetemi docens

DEBRECENI EGYETEM  
Természettudományi Doktori Tanács  
Juhász Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2018.

## A doktori értekezés betétlapja 1.

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács a **Juhász Nagy Pál Doktori Iskola Alkalmazott ökológia doktori** programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2018.

.....  
a jelölt aláírása

Tanúsítom, hogy **Halasi-Kovács Béla** doktorjelölt **1997-2001** között a fent megnevezett Doktori Iskola **Alkalmazott ökológia doktori** programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2018.

.....  
a témavezető aláírása

**A doktori értekezés betétlapja 2.**

**A MAGYARORSZÁGI VÍZFOLYÁSOK HALKÖZÖSSÉGEINEK  
STRUKTÚRÁJA ÉS ÖKOLÓGIAI SZEMPONTÚ ELEMZÉSÜK**

**THE STRUCTURE OF FISH COMMUNITIES IN HUNGARIAN  
RUNNING WATERS AND THEIR ECOLOGICAL ANALYSIS**

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében  
a Környezettudomány tudományágban

Írta: **Halasi-Kovács Béla** okleveles biológus

Készült a Debreceni Egyetem **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája**  
(**Alkalmazott ökológia Doktori program** programja) keretében

Témavezető neve: Dr. Lakatos Gyula

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Oertel Nándor

tudományos főmunkatárs, igazgató

tagok: Bazsáné Dr. Szabó Marianne

egyetemi adjunktus

A doktori szigorlat időpontja: 2005.

Az értekezés bírálói:

Dr. Urbányi Béla

egyetemi tanár

Dr. Stündl László

egyetemi docens

A bírálóbizottság:

elnök: .....

.....

tagok: .....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....

Az értekezés védésének időpontja: 201 . . . . .

## Tartalom

<b>1. Bevezetés.....</b>	<b>1</b>
1.1 Kutatási célok.....	3
<b>2. Irodalmi áttekintés.....</b>	<b>4</b>
2.1 A Duna magyarországi vízgyűjtőjének halfaunája, zoogeográfiai jellemzői	4
2.1.1 Zoogeográfiai alapok.....	4
2.1.2 A jelenkori halfauna meghatározása .....	6
2.2 Vízfolyások osztályozása, a vízminősítés.....	14
2.2.1 A vízfolyások ökológiai megközelítésű osztályozása.....	14
2.2.2 A biológiai vízminősítés elméleti alapja és gyakorlati megközelítése	22
2.3 A halközösségek funkcionális jellemzőinek csoportosítása.....	24
2.3.1 Táplálkozási jellemző.....	26
2.3.2 Szaporodási jellemző.....	28
2.3.3 Élőhelyi/áramlási jellemző.....	30
2.3.4 Toleranciajellemző.....	31
2.3.5 Életstratégiajellemzők.....	32
<b>3. Anyag és módszer.....</b>	<b>34</b>
3.1 A mintavételi helyek.....	34
3.2 A mintavétel.....	35
3.3 Alapadatok.....	37
3.4 Az adatfeldolgozás módszerei.....	39
3.4.1 Adatszűrés .....	39
3.4.2 Statisztikai elemzések .....	39
3.5 A hazai halfajok funkcionális jellemzői.....	42
<b>4. Eredmények.....</b>	<b>44</b>
4.1 Faunisztikai eredmények.....	44
4.2 A hazai vízfolyások halközösség alapján meghatározott típusai.....	48
4.3 A víztípuscsoportok abiotikus környezeti adottságainak elemzése.....	51
4.4 A víztípuscsoportok halközösség-szerkezetének ökológiai elemzése.....	56
4.5 A halközösségek elemzése funkcionális jellemzőik alapján.....	67
<b>5. Diskusszió.....</b>	<b>75</b>
5.1 Ökológiai következtetések.....	75

5.1.1	<i>Az eredmények értelmezésének határai</i> .....	75
5.1.2	<i>A vízfolyástípus-csoportok ökológiai értelmezése</i> .....	76
5.1.3	<i>A funkcionális jellemzők ökológiai értékelése</i> .....	80
5.2	<i>Az eredmények vízgazdálkodási és természetvédelmi szempontú értékelése</i>	81
<b>6.</b>	<b>Új tudományos eredmények</b> .....	<b>83</b>
<b>7.</b>	<b>Összefoglalás</b> .....	<b>84</b>
<b>8.</b>	<b>Summary</b> .....	<b>87</b>
<b>9.</b>	<b>Köszönetnyilvánítás</b> .....	<b>90</b>
<b>10.</b>	<b>Irodalom</b> .....	<b>91</b>
<b>11.</b>	<b>Mellékletek</b> .....	<b>106</b>
	<i>I. melléklet. Mintavételi helyek</i> .....	106
	<i>II. melléklet. Mintavételi jegyzőkönyvforma</i> .....	111
	<i>III. melléklet. Mintavételi háttérváltozók</i> .....	112
	<i>IV. melléklet. Az antropogenitás-index táblázata</i> .....	119
	<i>V. Fajklasszifikációs táblázat</i> .....	125
	<i>VI. Alapadatmátrix</i> .....	128
	<i>VII. Víztypuscsoportok: eredeti dendrogram</i> .....	137
	<i>VIII. Főkoordináta-analízis (PCoA) háttérváltozói</i> .....	138
	<i>IX. Víztypuscsoportok redundanciaanalízisének (RDA) háttérváltozói</i> .....	139
	<i>X. Karakterfajok az IndVal elemzés alapján</i> .....	140
	<i>XI. Funkcionális jellemzők redundanciaanalízisének (RDA) háttérváltozói</i>	141
	<i>XII. Funkcionális jellemzők regressziós grafikonjai</i> .....	142
	<i>XIII. A halközösség és a funkcionális jellemzők diszkriminanciaanalízisének (CVA) háttérváltozói</i> .....	153

## Táblázatok jegyzéke

2.1. táblázat. Magyarország recens halfaunája.....	7
2.2. táblázat. A folyók zonációs osztályozásának összehasonlító táblázata (Hawkes 1975 nyomán).....	17
2.3. táblázat. A táplálkozási guildék áttekintő táblázata.....	27
2.4. táblázat. Balon szaporodási guildjei és a FAME projekt vízminősítés szempontú, módosított csoportosítása.....	29
2.5. táblázat. Az élőhelyi jellemzők alapján meghatározott európai csoportosítások.....	30
3.1. táblázat. A mintavétel módszertani jellemzői a különböző víztípusokban.....	36
3.2. táblázat. A mintavétel alapadatai.....	38
3.3. táblázat. Az antropogenitás-index számítása.....	39
3.4. táblázat. Az elemzések alapjaként meghatározott funkcionális jellemzők.....	43
4.1. táblázat. A mintavételek során az elemzésekhez használt 122 mintahelyről előkerült fajok listája.....	44
4.2. táblázat. A mintavételi helyeken fogott őshonos halfajok relatív frekvencia- és relatív gyakoriságértékei az összes fogott egyedszám alapján.....	46
4.3. táblázat. Az őshonos halfajok veszélyeztetettségi kategóriái a relatív frekvencia és a relatív gyakoriság értékei alapján.....	48
4.4. táblázat. A halközösség alapján meghatározott víztípuscsoportok hidrológiai szempontú csoportosítása.....	54
4.5. táblázat. A víztípusokban mért és számított fajgazdagság mutatói.....	56
4.6. táblázat. A víztípuscsoportok karakterfajai.....	65
4.7. táblázat. A funkcionális jellemzők jellemzőcsoportjainak összefüggése a környezeti változókkal.....	73
4.8. táblázat. A diszkriminanciaanalízis eredménytáblázata.....	74

## Ábrajegyzék

2.1. ábra. Huet (1954) esésgörbéje. Az esés, mederszélesség és a szinttájak kapcsolata. Hawkes (1975) nyomán.....	15
2.2. ábra. Az integrált dinamikus folyómodell fejlődésének vázlatja (Ward et al. 2002 alapján, módosítva).....	20
2.3. ábra. Az $EQI_{HRF}$ kialakításának logikai ábrája (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011 alapján).....	24
3.1. ábra. A mintavételi helyek áttekintő térképvázlata.....	35
4.1. ábra. A fajösszetétel alapján szerkesztett fadiagram.....	48
4.2. ábra. A vízfolyások ordinációja főkoordináta-analízissel (PCoA).....	49
4.3. ábra. A mintavételi helyek víztípuscsoportok szerinti ábrázolása.....	50
4.4. ábra. A víztípuscsoportok hidrológiai jellemzőinek diagramjai.....	51

4.5. ábra. A víztípuscsoportok abiotikus környezeti változóinak RDA elemzése.....	55
4.6. ábra. A prediktált fajgazdagság értékelése Chao et al. (2016) alapján.....	57
4.7. ábra. A prediktált fajszaám növekedése a két, topográfiai szempontból jellemző víztípuscsoport sorozat példáján.....	58
4.8. ábra. Középhegységi kisvízfolyások (1.).....	58
4.9. ábra. Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók (2.).....	60
4.10. ábra. Közepes és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza (3.).....	61
4.11. ábra. Közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza (4.).....	62
4.12. ábra. Alföldi kisvízfolyások (5.).....	63
4.13. ábra. Alföldi kis és közepes folyók, csatornák (6.).....	63
4.14. ábra. Nagy folyók alföldi szakasza (7.).....	64
4.15. ábra. Duna.....	65
4.16. ábra. A karakterfajok és a vizsgált környezeti változók kapcsolata redundanciaanalízis alapján.....	66
4.17. ábra. A táplálkozási jellemző relatív gyakoriságai az egyes víztípuscsoportokban.....	67
4.18. ábra. A táplálkozási habitat-jellemző relatív gyakoriságai az egyes víztípuscsoportokban.....	68
4.19. ábra. A szaporodási jellemző relatív gyakoriságai az egyes víztípuscsoportokban.....	69
4.20. ábra. Az áramlásjellemző relatív gyakoriságai az egyes víztípuscsoportokban.....	70
4.21. ábra. Az élőhelyspecializáció-jellemző relatív gyakoriságai az egyes víztípuscsoportokban.....	71
4.22. ábra. Az eredetjellemező relatív gyakorisága értékei az egyes víztípuscsoportokban.....	71
4.23. ábra. A funkcionális jellemzők és a vizsgált környezeti változók kapcsolata redundanciaanalízis alapján.....	72
4.24. ábra. A diszkriminanciaanalízis diagramja az összes felhasznált funkcionális jellemző alapján.....	74
5.1. ábra. A vizsgálatba vont 183 vízfolyásmintahely halközösségalapú típusai a hidro-geomorfológiai jellemzőik alapján.....	81

## **Mellékletek**

- I. Mintavételi helyek
- II. Mintavételi jegyzőkönyvforma
- III. Mintavételi háttérváltozók
- IV. Az antropogenitás-index táblázata
- V. Fajklasszifikációs táblázat
- VI. Alapadatmátrix
- VII. Víz típuscsoportok: eredeti dendrogram
- VIII. Főkoordináta-analízis (PCoA) háttérváltozói
- IX. Víz típuscsoportok redundanciaanalízisének (RDA) háttérváltozói
- X. Karakterfajok az IndVal elemzés alapján
- XI. Funkcionális jellemzők redundanciaanalízisének (RDA) háttérváltozói
- XII. Funkcionális jellemzők regressziós grafikonjai
- XIII. A halközösség és a funkcionális jellemzők diszkriminanciaanalízisének (CVA) háttérváltozói

## 1. Bevezetés

A környezettudományi kutatások témáit napjainkban alapvetően a gyakorlati igények határozzák meg. Kevés lehetőség nyílik a tisztán alapkutatásnak tekinthető feladatok végrehajtására, a szobájában üldögélő és a bioszféra törvényszerűségein elmélkedő tudós képe pedig már régen a múlté. A tudományos szintézis, a hipotézisek tesztelése, az általánosítható szabályok feltárásához szükséges modellalkotás (Poff 1997, Lawton 1999) azonban nem öncélú tevékenység, az a további eredményes gyakorlati munka magas szintű végzését is meghatározza. A szükséglet és lehetőség jelentette párhuzamosságból a két, eltérő célú tevékenység értelmes összekapcsolása jelent megoldást. Ennek megfelelően a tudományos szintézishez szükséges municiót, az adatokat a szakemberek gyakorlati tevékenységének hozadékaként lehet értelmezni. A fiókban halmozódó adattömeg ugyanakkor szinte kiált a feldolgozásért. Az alkalmazott kutatásokból származó megfelelő minőségű, koherens (!) adatok (Dévai et al. 1992b) értékes információt hordoznak a vizsgált rendszer működésére vonatkozóan, egyúttal megteremtik az alapkutatások végzésének lehetőségét.

A tudományos munka során már a jól megfogalmazott kérdésfeltevés is szükségessé teszi, hogy azt az egyes tudományágak mozaikjában (Udvardy 1983) pontosan helyezzük el. A munka sikerének peremfeltételét jelenti, hogy az elérendő céloknak megfelelő diszciplínát válasszunk, ugyanis ez nem csak keretet, hanem folyamatos kapaszkodót is biztosít a munka folyamatában. A tudományt olyan szövetként lehet értelmezni, amelyben egy adott kutatási téma feldolgozása során a vezérfonalként használt tudományág diszciplínáját betartva kell haladni, ugyanakkor a teljesség érdekében nem hagyhatók figyelmen kívül a többi tudományterület módszerei, eredményei.

A kontinentális felszíni vízrendszerek sajátosságai alapvetően meghatározzák a bennük élő akvatikus szervezetek, így a halak szupraindividuális szinten megjelenő tulajdonságait is. Ezek közül a fajok terjedése és megtelepedése a vízgyűjtőkben vagy egy adott vízgyűjtőn belül a zoogeográfia tárgykörébe sorolható, míg egy adott vízgyűjtő területen belüli tér- és időbeli mintázat kialakulásának vizsgálata már az ökológia tudományterületéhez tartozik (Udvardy 1983, Dévai et al. 1992b). Ez – figyelembe véve a fent írtakat – azt is jelenti, hogy a jelen kutatási téma sikeres feldolgozása érdekében az ökológia diszciplínáját követve messzemenőig figyelembe kell venni a zoogeográfia eredményeit is.

A kép pontosítása érdekében célszerű néhány tudománytörténeti tényrt rögzíteni. A Haeckel (1866) által bevezetett ökológiafogalom és az Elton (1927) munkájával útjára induló modern ökológia mint önálló diszciplína definíciója, tartalma szerint nem volt statikus, a kezdeti időszaktól kezdve jelentős változásokon ment keresztül (Jakucs et al. 1984, Majer 1993). Az ökológia letisztult fogalomrendszerének meghatározásában, definiálásában úttörő szerepe volt a hazai ökológusoknak (Jakucs et al. 1984, Juhász-Nagy 1984, 1986, MTAÖB 1987). Ugyanakkor a vízi, illetve vizes

rendszerek sajátosságainak feltárásához az ökológia tudományos módszereit is magába foglaló, azonban attól ökoszisztéma szemléletével eltérő és Magyarországon szintén nagy hagyományokkal rendelkező limnológia tudományterülete is nagymértékben hozzájárult (Padisák 1998).

A '80-as évek második felétől, elsősorban az antropogén hatások vízgyűjtő léptékű vagy globális hatásainak ökológiai kutatása során egyre világosabbá vált, hogy a populációs szintű vizsgálatok egyrésztől nem képesek jól értékelhető, a gyakorlat számára is hasznosítható eredményeket biztosítani, másrésztől az ökológiai jelenségek túlnyomó része skálafüggő, így a nagyobb léptékű kérdésekre nem a populációk vizsgálata, hanem a közösségi szinten végzett kutatások eredményei biztosítanak jobban értelmezhető és interpretálható válaszokat (Allen & Starr 1982, Brown & Maurer 1989, Brown 1995, Lawton 1999, Leibold et al. 2004, Hugueny et al. 2010). Ennek felismerése eredményezte a közösségi ökológiai kutatások gyors fejlődését, de ez vezetett a limnológia korábbi, közösségi szintű kutatási eredményeinek (Hutchinson 1961) újbóli előtérbe kerüléséhez is (Gallé 1998).

A kontinentális vizek, ezen belül is a folyók és vízfolyások (Dévai et al. 1992c) a bioszféra igen jelentős rendszereit alkotják, a nagy folyók vízgyűjtő területei legalább részben lefedik mind a 16 kontinentális bióm (Olson et al. 2001) területét. Ezen túlmenően a folyók vízgyűjtői alapvető hatással vannak a teresztris ökoszisztémák működésére is (Nilsson et al. 2005). Ugyanakkor természeti rendszereink közül a vízfolyások az emberi tevékenység által leginkább átalakítottak és befolyásoltak, ennek megfelelően mára kiemelten sérülékennyé váltak (Dynesius & Nilsson 1994, Poff et al. 1997, Malmqvist & Rundle 2002, Nilsson et al. 2005, Tejerina-Garro et al. 2005).

A folyókutatás korábban elmaradt az állóvizek kutatottságától, illetve kutatási színvonalától. Ez egyrésztől a fluviális rendszerek komplexitásával (Hugueny et al. 2010), tér- és időbeli folyamatainak bonyolult értelmezhetőségével, módszertani nehézségeivel magyarázható (Bíró & Oertel 2004). Másrésztől a folyóvízi rendszerekre kiemelten érvényes az a fenti megállapítás, hogy a populációs szintű vizsgálatok eredményei nem képesek a gyakorlat szempontjából leginkább fontos – homogén habitattípusnál nagyobb –skálafokon jól értelmezhető eredményeket biztosítani (Schlosser 1991, Oberdorff et al. 1995, Poff 1997, Halasi-Kovács & Váradi 2012) a vizsgált objektum statikus és dinamikus ökológiai sajátosságairól (Dévai et al. 1992a).

A folyókutatás napjainkban tapasztalható felgyorsulása és fejlődése részben a fluviális rendszerek jelentőségének és degradáltságának felismerésével, állapotuk megőrzésének és javításának igényével magyarázható, nem elhanyagolható módon a vonatkozó európai uniós komplex vízgazdálkodási, környezet- és természetvédelmi jogszabályok hatálybalépésének hozadékaként. Fontos mozzanatként értékelhető ebből a szempontból az eszközök és módszerek fejlődése, kiemelten a különböző célú monitorozó tevékenységek eredményeként kialakuló egységes, kvantitatív vagy kvantitatív jellegű mintavételi módszerek meghonosodása, amelyek alapvetően járultak hozzá a nagyobb léptékű elemzések megvalósíthatóságához. A fokozatosan felhalmozódó ismeretanyag ugyanakkor természetes módon járult hozzá a tudományos szintézis igényének és egyben lehetőségének kialakulásához (Oertel 2004).

A halak közösségi ökológiai kutatásaihoz elengedhetetlenül szükséges fejlett eszközrendszer és ezzel együtt a nagyobb skálán is elemezhető egységes kvantitatív adatok hiánya következményeként a hazai vízfolyások halközösségeinek kutatása csak az 1990-es évek végétől indult el, a források elégtelen volta miatt elsősorban a kisvízfolyások (Erős 1997, 2001, Erős et al. 2003) vizsgálatával, valamint a kis és közepes folyó méretű mesterséges vízfolyások ökológiai szempontú elemzésével (Halasi-Kovács et al. 2001). A vízgyűjtő léptékű, szintézisre törekvő közösségi ökológiai kutatásokkal a hazai szakma azonban mind a mai napig adós. Így ez a dolgozat mindenképpen hiánypótlónak tekinthető, és szándéka szerint eredményeivel közelebb vihet a vízgyűjtő léptékű közösségi ökológiai kérdések megoldásához.

### ***1.1 Kutatási célok***

Jelen dolgozatban a 2005-ben végrehajtott, Magyarország első, átfogó, egységes szemléletű és kivitelezésű, országos lefedettségű – ECOSURV (Ecological Survey of Surface Waters in Hungary) – program (Nieuwenhuis et al. 2005) halközösségadatainak (Halasi-Kovács et al. 2005) szünbiológiai értékelését végzem el. A téma feldolgozásához jó szakmai alapot ad, hogy az értékeléshez használt 193 mintavételi egység adatainak 80%-át (155 db) a saját magam által végzett mintavételek eredményei szolgáltatják. A kutatási célok az alábbiakban foglalhatóak össze.

1. A halközösségek meghatározása a Duna magyarországi vízgyűjtőjének vízfolyástípusaiban.
2. A víztípuscsoportok, ezzel együtt a halközösségek kialakulásában szerepet játszó abiotikus környezeti tényezők elemzése, a vízfolyástípusok fontosabb hidrológiai jellemzőinek bemutatása.
3. A vízfolyástípusok halközösségeinek ökológiai szempontú elemzése és értékelése.
4. A vízfolyástípusok jellemző halközösség-szerkezetének értékelése a funkcionális jellemzőik alapján, illetve annak elemzése, hogy a funkcionális jellemzők milyen mértékben alkalmasak a halközösségek struktúrájának kimutatására.
5. Az ökológiai eredmények gyakorlati alkalmazási lehetőségei, kiemelve a vízgazdálkodás és természetvédelem témakörét.

A dolgozatban a bemutatni kívánt munka alap kutatás jellegű, ugyanakkor az eredmények közvetlenül hasznosíthatóak a Víz Keretirányelv szempontjai szerint végzendő vízminősítés gyakorlatában, mivel ezen eredmények szolgáltatják az ökológiai hátterét a hazai halközösség alapján kidolgozott vízminősítő rendszernek

(Szilágyi et al. 2008, Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011). Emellett az eredményeknek fontos természetvédelmi vonatkozásai is vannak.

## 2. Irodalmi áttekintés

### 2.1 A Duna magyarországi vízgyűjtőjének halfaunája, zoogeográfiai jellemzői

#### 2.1.1 Zoogeográfiai alapok

Magyarország felszíni vizei a Duna vízgyűjtőjének részét alkotják. Biogeográfiai szempontból az euro-mediterrán faunartomány közép-európai csoportjába tartoznak (Bănărescu 1992). Azonban Berg (1965) korábbi, vízgyűjtő szemléletű rendszere szerint a Duna hazai szakaszának halfaunája a ponto-kaszpi-aral zoogeográfiai provincia pontusi faunakörzetébe, azon belül a Duna - Kubán alkörzetébe tartozik. Ez a csoportosítás markánsabban tükrözi a Duna hazai vízgyűjtőjének biogeográfiai jellemzőit. Ezzel együtt azonban azt is hangsúlyozni kell, hogy Naseka (2010) kutatása szerint a Kubán és a Volga vízrendszer halfaunája nem rokon a dunaival és a korábbi publikációk túlbecsülték a ponto-kaszpiikus fajok közös jelenlétét a Kaszpi-tenger és a Fekete-tenger vízgyűjtőjében (Naseka 2010). Abell et al. (2008) kutatási eredményei arra utalnak, hogy a dunai vízgyűjtő sem egységes, annak halfaunája két ökorégióba sorolható (417: Felső-Duna, 418: Dnyeszter–Alsó-Duna).

Ahhoz, hogy a jelenleg a Duna vízgyűjtőjében tapasztalható nagy fajgazdagság (Berg 1965, Holčík et al. 1989) magyarázható legyen, célszerű áttekinteni a recens halfauna kialakulását. A Kárpát-medence édesvízi halfaunájáról a miocén földtörténeti korban lefűződött Szarmata-tengerből kialakult és a pliocén korban fokozatosan édes vizűvé váló Pannon-tó, illetve a Pannon-medence töltődése miatt folyamatosan feldarabolódó tórendszer létrejöttétől beszélhetünk (Hankó 1931, Steininger & Rögl 1984). Az így kialakuló tórendszer viszonylag zárt volt. Nem volt összeköttetésben a Földközi-tengerrel, míg a Pontusi-tengerrel is csak a kelet-balkáni tórendszeren és az Égei-tenger vízgyűjtőjén keresztül állt közvetett módon kapcsolatban.

Ebben a korban ezért a terület halfaunáját az északról bevándorló európai fajok határozták meg, amelyek eredetük szerint részben szibériai (pl. *Leuciscinae*), részben kelet- és délkelet-ázsiai (pl. *Gobioninae*, *Cyprininae*) vonalakkal rokoníthatók (Holčík et al. 1989). Ugyanis az oligocén és felső pliocén korban az észak-európai szárazföldi területek összeköttetésben voltak mind a szibériai, mind a kelet-ázsiai területekkel, sőt a Behring-félszigeten keresztül még az észak-amerikai kontinenssel is. A pliocén végéig az európai halfauna a jelenlegihez viszonyítva egységesebb volt a fauna kicserélődés okán (Holčík et al. 1989).

A terület halfaunájának fragmentációját és ezzel együtt újabb genetikai vonalak kialakulásának lehetőségét a pleisztocén jégkorszakainak periodikus lehülései és felmelegedései okozták (Thienemann 1950, Holčík et al. 1989). Ugyanakkor ebben a korban az időszakosan megnyíló balti és atlanti útvonalak (Hankó 1931) hideg- és sötét, illetve vándorló nemzetségek (*Salmo*) elterjedését segítették elő (Holčík et al. 1989). A lehülések hatására kialakuló földrajzi diszjunkció eredményeként alakultak

ki a jelenleg diszjunkt areájú nemzetségek (pl. *Huso*, *Umbra*, *Hucho*) és fajok (pl. *Cyprinus carpio*, *Rhodeus amarus*) (Bănărescu 1992).

A kaszpi faunaelemek nyugati irányú terjedését a pleisztocén korai Würm interglaciális időszakában a Fekete-tenger és a Kaszpi-tenger között kialakult kapcsolat tette lehetővé (Zenkevitch 1963, Mordukhai-Boltovskoi 1964a, 1964b). Ennek eredménye, hogy ezek a taxonok egyaránt megtalálhatók ma a Kaszpi-tenger, az Azovi-tenger és a Fekete-tenger partvidéki területein és az ide torkolló folyók vízgyűjtőiben is (Miller 1986, Bănărescu 1992).

A hideg és száraz időjárással jellemezhető glaciális időszakokban a Fekete-tengeri vízgyűjtő, ezzel együtt a Duna keleti, valamint déli vízrendszere fontos refúgiumok voltak (Kotlík & Berrebi 2001, Perdices et al. 2003, Schmitt 2007). A felmelegedő interglaciális, valamint posztglaciális időszakokban a dunai vízrendszer az újra benépesülésben is jelentős szerepet játszott a pontusi és balkáni, kisebb mértékben a Würm után megnyíló mediterrán útvonalon keresztül (Hankó 1931, Hewitt 1999, Kotlík & Berrebi 2001, Kotlík & Berrebi 2002, Kotlík et al. 2004, Costedoat & Gilles 2009). A szubmontán elterjedésű halfajok legújabb filogeográfiai vizsgálatai a fent vázolt általánosabb képet több szempontból is tovább árnyalják. Rámutatnak, hogy ezen dunai rokon fajok nem egy időben, egységes folyamat során jöttek létre (Kotlík & Berrebi 2002, Perdices et al. 2003). A kutatások azt is igazolják, hogy a kárpáti, alpi és dinári barriereken túl az Erdélyi-szigethegység is kimutatható akadályt jelentett a diszperzió útjában (Kotlík & Berrebi 2002, Varga 2010, Antal et al. 2016). Továbbá a pleisztocén glaciális időszakaiban a korábbinál gondoltnál több, kisebb kiterjedésű refúgium is létezett a jobb vízellátású montán, illetve szubmontán térségekben. Ezzel együtt a Duna megfelelő pozíciójú részvízgyűjtői fontos szerepet játszottak a fajkeletkezésben is. Így a Duna részvízgyűjtőiben egyaránt megtalálhatók a harmadidőszak-végi, a pleisztocén refúgium területeken létrejött dunai balkán endemikus, valamint a Duna dél-kárpáti refúgiumaiból bevándorló vonalak (Kotlík & Berrebi 2002, Perdices et al. 2003, Schmitt 2007). Ez alapján fogalmazható meg az a tény, hogy a Duna magyarországi részvízgyűjtőjének halfaunája, hasonlóan több más taxonhoz, egyfajta gyűjtőmedence jelleg alapján mutat rendkívül nagy változatosságot (Varga 2010).

A dunai vízgyűjtő halfaunáját eredete alapján osztályozva (Myers 1951, Darlington 1957) jól kirajzolódik a vízgyűjtő földrajzi státuszából, illetve földtörténeti változásaiból következő tények. Az előforduló fajok meghatározó mértékben kontinentális elterjedésűek. A perifériális halfajok kisebb aránya jellemző (Holčík et al. 1989, Bănărescu 1990). A dolgozatban – követve Bănărescu (1990) besorolását – a kontinentális fajok közé az elsődlegesen édesvízi, továbbá a másodlagosan édesvízi és a vikariáns fajokat soroljuk. A perifériális csoportot a szórványos, valamint a diadrom fajok alkotják (Myers 1951). Követve ezt a gondolatmenetet az utóbbi csoportba soroltuk az *Acipenser gueldenstaedtii*, *Acipenser nudiventris*, *Salmo trutta*, illetve *Salvelinus fontinalis* fajokat, habár hazai populációik rezidensek.

A filogeográfiai vizsgálatok eredményeként, még a pillanatnyilag létező bizonytalanságok ellenére (Costedoat & Gilles 2009) is pontosabban mutatható be a dunai halfauna eredete a korábbiakhoz viszonyítva. Ezek a kutatások azt igazolják, hogy a dunai vízgyűjtő halfaunáját három faunacsoport képezi (de Lattin 1967). Az

egyik faunacsoportot az európai fajok alkotják szélesebb vagy korlátozott elterjedéssel. A szélesebb elterjedésű európai fajok többnyire a harmadidőszakban jöttek létre, illetve terjedtek el. Ezek részben a jégkorszak túlélői, részben a keleti, illetve déli palearktikus refúgiumokból települtek vissza, de részben északról terjedtek el a pleisztocén glaciális időszakokban (pl. *Salmo trutta*). A *Gasterosteus* faj(ok) megjelenése ugyanakkor inkább jelenkori folyamat eredményeként értelmezhető. A csoportba tartoznak a holarktikus fajok (*Lota lota*, *Esox lucius*, *Thymallus thymallus*), a palearktikus elterjedésű fajok (*Barbatula barbatula*, *Rhodeus amarus*, *Cyprinus carpio*, *Phoxinus phoxinus*), továbbá az euro-szibériai fajok (Bănărescu 1992) (pl. *Leuciscus leuciscus*, *Gymnocephalus cernua*, *Rutilus rutilus*, *Perca fluviatilis*). Korlátozott európai fajoknak nevezzük a pleisztocén lehülések miatt a szibériai, illetve az ázsiai területekről eltűnt, korlátozott areájú halfajokat (Bănărescu 1992). Ilyen például a *Scardinius erythrophthalmus*, *Alburnus alburnus*, *Squalius cephalus*, *Silurus glanis*, *Misgurnus fossilis*, *Sander lucioperca*). Ugyanakkor ide lehet sorolni a pleisztocénban a dunai vagy azon kívüli vízgyűjtők (pl. balkáni, Földközi-tengeri) refúgiumaiban létrejött halfajokat, amelyeknek jelenlegi elterjedési területe alapvetően a posztglaciális időszakban végbement kiáramlás során alakult ki. (pl. *Sabanejewia balcanica*) (Perdices et al. 2003).

A következő faunacsoportot a Duna vízgyűjtőjének endemikus halai alkotják. Ebbe a csoportba egyrészt reliktum endemizmusok tartoznak: például *Hucho hucho*, *Umbra krameri*, *Romanogobio uranoscopus*), másrészt a harmadidőszakban, valamint a negyedidőszakban létrejött fajok (*Gymnocephalus schraetser*, *Barbus carpathicus*) (Kotlík & Berrebi 2002). Az endemikus halfajok lehetnek szűkebb értelemben vett endemikus fajok. Ezek kizárólag a Duna vízgyűjtőjében vannak jelen (pl. *Rutilus virgo*, *Barbus biharicus*, *Eudontomyzon danfordi*, *Gymnocephalus schraetser*, *Hucho hucho*, *Romanogobio vladkovi*). A tágabb értelemben vett endemikus fajok elterjedési központja a Duna vízgyűjtője, de természetes elterjedési területe közé egyéb, Dunán kívüli vízgyűjtők is vannak (pl. *Umbra krameri*, *Romanogobio uranoscopus*, *Barbus carpathicus*, *Romanogobio kessleri*, *Zingel zingel*, *Gymnocephalus baloni*, *Zingel streber*) (Bănărescu 1992, Antal et al. 2016).

A Duna magyarországi vízgyűjtőjének harmadik faunacsoportját a pontokaszpikus eredetű halfajok képezik. Ezek a pleisztocén meleg fázisaiban a kaszpi útvonal megnyílásának eredményeként terjedtek el a Duna vízgyűjtőjében (*Acipenser nudiiventris*, *Ballerus sapa*, *Huso huso*, *Sander volgensis*) (Bănărescu 1992). A pontokaszpikus halfajok, elsősorban a gébfélék terjedése ma is jelentkező folyamat (Harka 1990, Hegediš et al. 1991, Ahnelt et al. 1998, Simonović et al. 1998, Ahnelt et al. 2001, Kautman 2001, Holčík et al. 2003, Harka & Bíró 2006, 2007, Halasi-Kovács & Antal 2011).

### 2.1.2 A jelenkori halfauna meghatározása

A fentiek alapján jól látható, hogy a dunai vízgyűjtő halfaunája folyamatosan változik. Emiatt az itt előforduló halfajok száma nem állandó, azt meghatározni csak egy adott pillanatra lehet (Nagy & Stündl 2007). Ugyanakkor az ökológiai szempontú dolgozatok szempontjából is alapvető fontosságú annak meghatározása, hogy melyek azok a halfajok, amelyek a magyarországi halfaunát alkotják. Jelen dolgozatban a

következő szempontok alapján határoztuk meg a Duna hazai vízgyűjtőjének recens halfaunáját. (1) rendelkezik a Duna hazai vízgyűjtőjében önfenntartó populációval; (2) a telepítések, vagy véletlen kiszökések miatt rendszeresen előfordulnak természetes vizeinkben; (3) a dunai vízgyűjtő határ menti vizeiben bizonyítottan önfenntartó populációja létezik, ennek köszönhetően a hazai vízrendszerekben is rendszeresen megtalálhatók. A recens halfauna tagjaként Harka & Sallai (2004) azokat a fajokat értékeljük, amelyek az elmúlt huszonöt évben bizonyítottan előfordultak, így a vándorló fajokat legalább egy recens adat esetén, míg a többi halfaj esetében, ha több független recens előfordulási adata ismert (Halasi-Kovács & Harka 2012).

A fajlista és a tudományos nevek tekintetében a Halasi-Kovács & Harka (2012) által publikáltakat tartjuk irányadónak, kiegészítve azt az újabb szakirodalmi adatokkal (Perea et al. 2010, Harka et al. 2014, Takács et al. 2015, Antal et al. 2016) (2.1. táblázat).

**2.1. táblázat.** Magyarország recens halfaunája

Tudományos név <sup>1</sup>	Magyar név	Elterjedés	Eredet <sup>26</sup>	Előfordulás <sup>27</sup>
<i>Eudontomyzon mariae</i> (Berg, 1931)	Dunai ingola	PK <sup>2</sup>	V	Rec, Ön
<i>Eudontomyzon danfordi</i> Regan, 1911	Tiszai ingola	DE <sup>2</sup>	V	Rec, Ön
<i>Huso huso</i> (Linnaeus, 1758)	Viza	PK <sup>3</sup>	D	Rec
<i>Acipenser ruthenus</i> Linnaeus, 1758	Kecsege	ESZI <sup>2</sup>	V	Rec, Ön
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i> Brandt & Ratzenburg, 1833	Vágótok	PK <sup>4</sup>	D	Rec, RT(?)
<i>Acipenser nudiventris</i> Lovetsky, 1828	Simatok	PK <sup>3</sup>	D	Rec <sup>28</sup>
<i>Acipenser stellatus</i> Pallas, 1771	Sőregtok	PK <sup>20</sup>	D	Rec <sup>28</sup>
<i>Acipenser baeri</i> Brandt, 1869	Lénai tok	T <sup>5</sup> , Szibériai faunartartomány <sup>6</sup>	D	Rec, RT
<i>Polyodon spathula</i> (Walbaum, 1792)	Lapátorrú tok	T <sup>7</sup> , Keleti észak-amerikai faunartartomány <sup>8</sup>	EÉ	Rec, RT
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Angolna	EUK <sup>3</sup>	D	Rec, T
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Bodorka	ESZI <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Rutilus virgo</i> (Heckel, 1852)	Leánykócér	DE <sup>9</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	Amur	T <sup>5</sup> Kelet-ázsiai faunartartomány <sup>10</sup>	EÉ	Rec, RT
<i>Mylopharyngodon piceus</i> (Richardson, 1846)	Fekete amur	B-I <sup>5</sup> , Kelet-ázsiai faunartartomány <sup>10</sup>	EÉ	Rec, RT
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Vörösszárnyú keszeg	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	Nyúldomolykó	ESZI <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	Jász	ESZI <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Leuciscus<sup>31</sup> aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Balín	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Domolykó	EUK <sup>2,9</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Telestes souffia</i> (Risso, 1827)	Vaskos csabak	EUK <sup>9</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	Fürge cselle	PAL <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	Kurta baing	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön

Tudományos név <sup>1</sup>	Magyar név	Elterjedés	Eredet <sup>26</sup>	Előfordulás <sup>27</sup>
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Küsz	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)	Sujtásos küsz	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	Karikakeszeg	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Dévérkeszeg	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Ballerus ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	Laposkeszeg	EUK <sup>2,9</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Ballerus sapa</i> (Pallas, 1814)	Bagolykeszeg	PK <sup>2,9</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	Szilvaorrú keszeg	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	Garda	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	Paduc	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Compó	ESZI <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	Márna	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Barbus carpathicus</i> Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb & Berrebi 2002	Kárpáti márna	DET <sup>11</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Barbus biharicus</i> Antal, László, Kotlík 2016 <sup>32</sup>	Bihari márna	DE	EÉ	Rec, Ön
<i>Gobio gobio</i> fajkomplex (Linnaeus, 1758)	Fenekjáró küllő	PAL <sup>2, 12, 13</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Romanogobio vladkovi</i> (Fang, 1943)	Halványfoltú küllő	DE <sup>2,9</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Romanogobio kesslerii</i> (Dybowski, 1862)	Homoki küllő	DET <sup>2,9</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Romanogobio uranoscopus</i> (Agassiz, 1828)	Felpillantó küllő	DET <sup>9</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	Kínai razbóra	B-1 <sup>5</sup> , Kelet-ázsiai faunartartomány <sup>14</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	Szivárványos ökle	PAL <sup>2,9</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	Széles kárász	ESZI <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Ezüstkárász	T <sup>9</sup> , Kelet-ázsiai faunartartomány <sup>15</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Aranyhal	T <sup>9</sup> , Kelet-ázsiai faunartartomány <sup>9</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Ponty	PAL <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	Fehér busa	T <sup>5</sup> , Kelet-ázsiai faunartartomány <sup>15</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)	Pettyes busa	T <sup>5</sup> , Kelet-ázsiai faunartartomány <sup>15</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	Réticsík	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Cobitis elongatoides</i> Băcescu & Maier, 1969	Vágócsík	EUK <sup>9</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Sabanejewia balcanica</i> (Karaman, 1922)	Törpecsík	EUK <sup>9, 16, 17</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	Kövicsík	PAL <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Ameiurus nebulosus</i> (Lesueur, 1819)	Törpeharcsa	T <sup>3</sup> , Keleti észak-amerikai faunartartomány <sup>8</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	Fekete törpeharcsa	T <sup>3</sup> , Keleti észak-amerikai faunartartomány <sup>8</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	Harcsa	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	Afrikai harcsa	T <sup>3</sup> , Etióp faunartartomány <sup>15</sup>	EÉ	Rec, RT
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	Csuka	HOL <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön

Tudományos név <sup>1</sup>	Magyar név	Elterjedés	Eredet <sup>26</sup>	Előfordulás <sup>27</sup>
<i>Umbra krameri</i> Walbaum, 1792	Lápi póc	DET <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	Pénzes pér	HOL <sup>2</sup>	V	Rec, Ön (?)
<i>Hucho hucho</i> (Linnaeus, 1758)	Dunai galóca	DE <sup>2,9</sup>	V	Rec, Ön
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814)	Pataki szajbling	T <sup>5</sup> , Keleti észak-amerikai faunataromány <sup>8</sup>	D	Rec, RT
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	Sebes pisztráng	EUK <sup>2</sup>	D	Rec, Ön
<i>Salmo labrax</i> Pallas, 1814	Pontusi pisztráng	PK <sup>19,9</sup>	D	Rec, Ön
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Szivárványos pisztráng	T <sup>5</sup> Nyugati észak-amerikai faunataromány <sup>8</sup>	D	Rec, T
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	Menyhal	HOL <sup>2</sup>	V	Rec, Ön
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	Szúnyogirtó fogaspony	T <sup>5</sup> Középső mexikói faunataromány <sup>8</sup>	MÉ	Rec, Ön
<i>Poecilia sphenops</i> Valenciennes, 1846	Jukatáni fogaspony	T <sup>33</sup> Középső mexikói faunataromány <sup>35</sup>	MÉ	Rec, Ön
<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	Tüskés pikó	B2, EUK <sup>9,20</sup>	SzÉ	Rec, Ön
<i>Gasterosteus gymnurus</i> Cuvier, 1829	Nyugati pikó	B2 EUK <sup>9,20</sup>	SzÉ	Rec, Ön
<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	Botos kölönte	EUK <sup>2</sup>	V	Rec, Ön
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Naphal	T <sup>5</sup> Keleti észak-amerikai faunataromány <sup>8</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Micropterus salmoides</i> (La Cepède, 1802)	Pisztrángsügér	T <sup>5</sup> Keleti észak-amerikai faunataromány <sup>8</sup>	EÉ	Rec, Ön (?)
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Sügér	ESZI <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)	Vágódurbincs	ESZI <sup>2,9</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Gymnocephalus baloni</i> Holčík & Hensel, 1974	Széles durbincs	DET <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Gymnocephalus schraetser</i> (Linnaeus, 1758)	Selymes durbincs	DE <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Süllő	EUK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1789)	Kősüllő	PK <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Zingel zingel</i> (Linné, 1766)	Magyar bucó	DET <sup>2,9</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Zingel streber</i> (Siebold, 1863)	Német bucó	DET <sup>2</sup>	EÉ	Rec, Ön
<i>Archocentrus multispinosus</i> (Günther, 1867)	Szivárványsügér	T <sup>5</sup> , Középső mexikói faunataromány <sup>8</sup>	MÉ	Rec, Ön
<i>Hemichromis guttatus</i> Günther, 1862	Bíborsügér	T <sup>34</sup> , Etióp faunataromány <sup>15</sup>	MÉ	Rec, Ön
<i>Vieja melanura</i> (Günther, 1862) <sup>18</sup>	Tűzfejű tarkasügér	T <sup>33</sup> , Középső mexikói faunataromány <sup>18</sup>	MÉ	Rec, Ön
<i>Perccottus glenii</i> Dybowski, 1877	Amurgéb	B-1, Kelet-ázsiai faunataromány <sup>19</sup>	SzÉ	Rec, Ön
<i>Knipowitschia caucasica</i> (Berg, 1916)	Kaukázusi törpegéb	B-2, PK <sup>22,23</sup>	SzÉ	Rec, Ön <sup>29</sup>
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	Folyami géb	B-2, PK <sup>21</sup>	SzÉ	Rec, Ön

Tudományos név <sup>1</sup>	Magyar név	Elterjedés	Eredet <sup>26</sup>	Előfordulás <sup>27</sup>
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	Feketeszájú géb	B-2, PK <sup>21</sup>	SzÉ	Rec, Ön
<i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	Csupasztorjú géb	B-2, PK <sup>21, 24</sup>	SzÉ	Rec, Ön
<i>Ponticola kessleri</i> (Günther, 1861)	Kessler-géb	B-2, PK <sup>21, 24</sup>	SzÉ	Rec, Ön
<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	Tarka géb	B-2, PK <sup>2, 9, 21</sup>	SzÉ	Rec, Ön

<sup>1</sup>Kottelat & Freyhof 2007 és www.fishbase.org 2018 alapján; <sup>2</sup>Bănărescu 1992; <sup>3</sup>Holčík et al. 1989; <sup>4</sup>Vlasenko et al. 1989; <sup>5</sup>Harka & Sallai 2004; <sup>6</sup>Sokolov & Vasilev 1989; <sup>7</sup>Rónyai 2008; <sup>8</sup>Page & Burr 1991; <sup>9</sup>Kottelat & Freyhof 2007; <sup>10</sup>Bíró 1999; <sup>11</sup>Kotlík & Berrebi 2002; <sup>12</sup>Mendel et al. 2008; <sup>13</sup>Takács 2011; <sup>14</sup>Bănărescu 1999; <sup>15</sup>Bănărescu 1990; <sup>16</sup>Perdices et al. 2003; <sup>17</sup>Harka 1986; <sup>18</sup>www.fishbase.org 2018; <sup>19</sup>Berg 1962; <sup>20</sup>Harka & Szepesi 2010; <sup>21</sup>Miller 1986; <sup>22</sup>Ahnelt et al. 1995; <sup>23</sup>Halasi-Kovács & Antal 2011; <sup>24</sup>Neilson & Stepien 2009; <sup>25</sup>Popova et al. 1989; <sup>26</sup>Myers 1951, Darlington 1957, Bănărescu 1990 alapján; <sup>27</sup>Harka & Sallai 2004; <sup>28</sup>Sallai szóbeli közlés; <sup>29</sup>Harka et al. 2012; <sup>30</sup>Popova et al. 1989; <sup>31</sup>Perea et al. 2010; <sup>32</sup>Antal et al. 2016; <sup>33</sup>Takács et al. 2015; <sup>34</sup>Harka et al. 2014; <sup>35</sup>Welcomme 1988

HOL = holarktikus; PAL = palearktikus; ESZI = euro-szibériai; EUK = korlátozott európai elterjedésű; DET = tágabb értelemben vett endemizmus; DE = szűkebb értelemben vett dunai endemizmus; PK = ponto-kaszpikus; T = betelepített; B-1 = közvetlen behurcolt; B-2 = közvetve behurcolt; EÉ = elsődlegesen édesvízi; MÉ = másodlagosan édesvízi; V = vikáriáns; D = diadrom; SzÉ = szórványosan édesvízi; Rec = recens adat; Ön = önfenntartó populáció; RT = rendszeresen telepített

A fent írtaknak megfelelően jelenleg a Duna hazai vízgyűjtőjének halfaunájába 89 halfaj sorolható. A korábbi fajlistákból tizenegy faj nem került be. Nincs recens adatuk, így jelenleg nem tartoznak a hazai halfaunához: *Alosa immaculata* Bennett, 1835, *Alburnus mento* (Heckel, 1836), *Alburnus danubicus* Antipa, 1909 (Halasi-Kovács 2017), *Coregonus albula* (Linnaeus, 1758) fajkomplex. Nincs önfenntartó populációja a hazai Duna-vízgyűjtőben a gyöngyös koncérnak (*Rutilus meidingeri* (Heckel, 1851)), bár 2016-ban újra előkerült egy példánya a Duna hazai szakaszáról (Harka 2016), a nagy marénának (*Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758) fajkomplex). Sem fogási adata, sem önfenntartó populációja nem ismert a *Heterobranchus bidorsalis* Geoffroy Saint-Hilaire, 1809 fajnak, a korábban telepített kisszájú buffalónak (*Ictiobus bubalus* (Rafinesque, 1818)), nilusi tilápiának (*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758)), pettyes harcsának (*Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818)). A Guti által korábban leírt Szirman-géb (*Ponticola syrman* (Nordmann, 1840)) téves határozásnak bizonyult (Guti 2014).

A halfauna jelenkori alakulását a zoogeográfiai meghatározottságon túl (1) a kutatottság mértéke; (2) a taxonómiai státusz tudományos értékelése; (3) a történelmi tények; (4) az antropogén hatásra közvetlen vagy közvetett módon bekövetkező faunamódosulások okozzák.

### Kutatottság mértéke

A hazai halfauna kutatottsága sem térben, sem időben nem egyenletes, azonban napjainkban helyzete az igények és az eszközrendszer fejlődésének köszönhetően javult, így a kimutatott fajok száma egyre inkább megközelíti a valós állapotot.

A magyarországi vizek halfaunájára vonatkozó korai és szórványosnak tekinthető leírások (Apáczai 1653, Marsilius 1726, Bél 1941) után a XIX. századtól, az élettudományok fejlődésével egy időben kezdődött meg halfaunánk rendszeres és tudományos igényű feldolgozása. E sorban Grossinger (1794) és Reisinger (1830)

írásai után a fokozatosan szaporodó, résztémaköröket ismertető dolgozatok mellett kiemelendő Heckel munkássága, akinek – szerzőtársával (Kner) együtt – igazi érdeme, hogy a korábban meglehetősen nagy zavart okozó szinonimákat munkájukban tisztázni tudták (Vutskits 1918). 1847-ben Chyzer Kornél fordításában jelent meg „Magyarország halainak rendszeres átnézete” címmel tartott felolvasása (Chyzer 1847), majd 1858-ban az „Osztrák-Magyar Monarchia édesvízi halai” német nyelven (Heckel & Kner 1858). Magyarország területén véleményük szerint 58 halfaj fordult elő. Ezen alapvető forrásmunka mellett az ebben az időszakban megjelent írások közül a hazai halfauna pontosítása, élettani, valamint élőhelyi jellemzőinek saját gyűjtésekre és megfigyelésekre alapozott leírásainak köszönhetően meghatározó jelentőségűek Petényi kéziratai, Jeitteles (1862), Kriesch (1868) és Herman (1887) összefoglaló munkái. A XIX. század második felében az európai szakirodalom is felhasználta a magyar eredményeket (Siebold 1863, Günther 1866, Fatio 1882). A Fauna Regni Hungariae megjelenése a halfaunisztikai szakirodalomban is mérföldkönek számított. Halak című részét Vutskits szerkesztette. Az 1902-ben már elkészült dolgozat kiadására azonban csak 1918-ban került sor (Vutskits 1918). Munkájában összegyűjtötte és kritikai értékelést adta az addigi szinte teljes Magyarországra vonatkozó halfaunisztikai, halászati szakirodalomnak, a halfajok felsorolásán túl jelzi azok lelőhelyeit, zoogeográfiai jellemzőiket. Munkájában 14 halcsalád – ideértve a körszájúakhoz sorolható *Petromyzontidae* családot is – 62 halfaját írta le.

A XX. század első felében jóval kevesebb az új és főként saját kutatási eredményeken nyugvó, szintézisre törekvő magyar publikáció. Ez egyúttal jelzi a hazai halfaunisztikai kutatások fokozatos lemaradását a nemzetközi frontvonalától (Harka 2007). Ezen időszak nemzetközi kutatására ugyanakkor jellemző, hogy az egységesülő taxonómia mellett az egyes országok átfogó kutatásokon alapuló összefoglaló dolgozatai kerültek ki az iskolateremtő tudósok nevéhez köthető kutatóműhelyekből (Antipa 1909, Vladykov 1931, Berg 1962, 1964, 1965, Bănărescu 1964, Balon 1967). A hazai szakirodalom összefoglaló munkái közül ugyanakkor említést érdemelnek Unger (1919), Lovassy (1927) és Hankó (1931, 1945) írásai. Utóbbi a hazai halfauna zoogeográfiai jellemzőit foglalta össze kiemelkedően magas színvonalon. 1945 után Magyarországon programszerű halfaunisztikai kutatások nem folytak (Harka 2007). Halfaunánk újonnan elkülönített vagy ténylegesen új elemei többnyire a környező országok jelentései után vagy nyomán kerültek regisztrálásra hazai vizeinkből. Az összefoglaló munkák sorában a hatvanas évekből megemlítendő Vásárhelyi (1961) és Mihályi (1954) dolgozata, utóbbi a Természettudományi Múzeum halgyűjteményének revízióját végezte el. Berinkey (1966) a Fauna Hungariae sorozat „Halak” kötetében a mai napig magyar nyelven megjelent legrészletesebb határozót készítette el. Könyvében 71 halfajt mutatott be. A magyar faunisztikai kutatások ezen időszakának vitathatatlan eredményei mellett a publikációk közös hiányossága, hogy a fajleírások során leginkább csak nagyobb vizeink halfaunáját ismertetik, ráadásul pontos lelőhely megjelölése nélkül. Az adatok gyakran nem saját megfigyelésből származnak, többször korábbi munkák adatait veszik át, vagy megbízhatatlan megfigyeléseken alapulnak. Emiatt ezen munkák információtartalma megkérdőjelezhető.

A rendszeres és módszeres halfaunisztikai kutatások Magyarországon a '80-as évek közepétől indultak meg. Egyre több halfaunisztikai kutatási eredmény látott napvilágot (Harka 2007, Harka & Sallai 2009) és ezek mellett átfogó munkák is készültek. Ilyen

Pintér (1989), Györe (1995), Harka (1997), továbbá Harka és Sallai (2004) dolgozata. Az egyszerű fajleíráson túl egyre nagyobb hangsúlyt kap a halak és élőhelyük kapcsolatának vizsgálata is. Harka és Sallai (2004) összefoglaló jellegű könyvében azon túl, hogy 91 halfaj jellemzőit írja le, összegyűjtött fogási adatok alapján készített elterjedési térképeket is tartalmaz.

A hazai halfauna feltárása érdekében végzett munkák sorában feltétlen ki kell emelni a 2006-ban megalakult Magyar Haltani Társaság tevékenységét. A Társaság működésével egyedülálló szerepet tölt be a hazai halfauna-kutatás szervezésében, az ismeretterjesztésben, a kutatói hálózat kialakításában rendszeres megjelenései, konferenciái és referált periodikája (*Pisces Hungarici*) révén.

A halfauna-vizsgálatok újabb szakaszát a vízgyűjtő, vagy részvízgyűjtő méretű kutatások adják (Halasi-Kovács 2004, Halasi-Kovács et al. 2005), illetve ide sorolhatók az országos kiterjedésű monitorozó vizsgálatok (NBmR, VKI monitorozás). Ezek a technikai fejlődésnek és az egységes mintavételi módszereknek köszönhetően a korábbiakhoz viszonyítva számában jóval nagyobb, tudományos szempontból magasabb színvonalú, jobban értékelhető adatokat biztosítanak.

### Taxonómiai státusz

Az elmúlt két évtizedben a taxonómia, ezen belül a molekuláris taxonómia, valamint e ténnyel összefüggésben is a filogeográfia jelentősen fejlődött. Ennek eredményeként a különböző módszerek segítségével 2000-től csak Európában 56 új halfajt írtak le (Kottelat & Freyhof 2007).

Több, az utóbbi években leírt faj, így például a *Gobio carpathicus*, *Gobio obtusirostris*, *Eudontomyzon vladykovi*, *Barbus carpathicus*, *Barbus petenyi*, *Barbus balcanicus*, *Sabanejewia bulgarica*, *Sabanejewia balcanica* elterjedési területébe beletartozik a Duna magyarországi vízgyűjtője. A leírások azonban számításon kívül hagyták a Kárpát-medence genetikai gyűjtőhely jellegét (Varga 2010), ezért nem ismert, hogy a leírt fajok közül pontosan melyek találhatóak meg. Több, morfológiai szempontból hasonló faj esetében ma is vitatott a faji elkülönítés. Erre példa a *Carassius* és *Sabanejewia* nemzetség. Több recens előfordulási adattal nem rendelkező faj esetében várat magára a revízió (pl. *Coregonus lavaretus*, *Salmo labrax*), mivel azt a korábbi munkákban nem végezték el (Mihályi 1954, Sevcsik & Erős 2008). A taxonómiai revízió szükségességére Halasi-Kovács & Harka (2012) összefoglaló munkája hívja fel a figyelmet, miközben összegyűjti a leginkább kérdéses taxonokra vonatkozó jelenlegi ismereteket. Az utóbbi években ugyanakkor több hazai kutatás is folyt a taxonómiai szempontból kérdéses fajok tisztázása érdekében (Takács 2012, Takács et al. 2014, Antal et al. 2016, Halasi-Kovács 2017).

### Történelmi tények

A trianoni döntés értelmében elkapcsolt vizekből kimutatott fajok egy része nem fordul elő a jelen határokon belül. A legtöbb, főként földközi-tengeri elterjedésű faj nem is szerepel a jelenkori szakirodalomban, azonban van olyan halfaj, amely rendszeresen jelenik meg egyfajta történelmi hagyományként a hazai leírásokban (pl. *Cottus poecilopus*).

## Antropogén hatásra bekövetkező faunaváltozás

Az őshonos halfajok számának a természetes környezeti változások miatt bekövetkező változásán túl napjainkban egyre gyorsabb ütemben növekszik az idegenhonos fajok száma. Őshonosnak tekintjük azokat a halfajokat, amelyek jelenlegi természetes elterjedési területe magába foglalja a Duna vízgyűjtőjét. Az idegenhonos fajok a dunai vízgyűjtőbe való jutásuk módja, illetve célja alapján három csoportra lehet osztani. Telepítésen egyes fajok tudatos, gazdasági vagy kedvtelési célú elterjesztését értjük. A közvetlen behurcolás olyan véletlen elterjesztést jelent, amikor azt az emberi tevékenység közvetlen módon eredményezi. A közvetett behurcolás során az ember csak a lehetőségét teremti meg bizonyos halfajok bevándorlásának, megtelepedésének, ilyen módon ez átmenetet képez a természetes terjeszkedés és az antropogén terjesztés között.

A XIX. századot megelőző időkben vizeink élővilágának összetételét jórészt a természetes környezeti adottságok, illetve változások határozták meg. Bár a gazdaságilag fontos élőlények, így a halak tudatos telepítésére a Kárpát-medencében az ezt megelőző, jóval korábbi időszakokból is vannak adatok (Herman 1887), azonban ezek a telepítések a természetes vizek halállományait jelentős mértékben nem módosították. A természetes halállomány viszonylag gyors és nagyobb mértékű változása a XIX. század derekától figyelhető meg, aminek legfontosabb oka ekkor a megkezdett nagyarányú folyamszabályozási munkák következményeként kialakuló jelentős környezeti állapotváltozás volt (Harka 2008).

A gazdasági vagy kedvtelési célú telepítések első hulláma a XX. század elejére tehető. Ekkor került a hazai vizekbe a *Lepomis gibbosus*, *Gambusia holbrooki*, *Herotilapia multispinosa*, *Ameiurus nebulosus*, *Ameiurus melas*, *Salvelinus fontinalis*, *Oncorhynchus mykiss* (Hankó 1931, Pintér 1989, Harka & Sallai 2004). A telepítések második hulláma az '50-es évektől indult. Ide sorolható a *Carassius gibelio*, *Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Hypophthalmichthys nobilis* (Antalfi & Tölg 1971, Tóth 2007). Ezekben az évtizedekben voltak sikertelen vagy kevésbé nagy hatású telepítési kísérletek is (pl. *Acipenser baeri*, *Ictiobus bubalus*, *Ictalurus punctatus*, *Clarias gariepinus*, *Coregonus lavaretus*, *Coregonus albula*, *Oreochromis niloticus*) (Harka & Sallai 2004). Az utóbbi évek halastavi telepítései következményeként jelent meg vizeinkben a *Polyodon spathula* (Rónyai 2008, Weiperth et al. 2013). A kedvtelési célú haltelepítés folyamatosan jelen volt a hazai vízterületeken, ugyanakkor az elmúlt években a melegvízi akváriumi halak egész sorát (pl. *Hemichromis guttatus*, *Pseudotropheus socolofi*, *Amphilophus citrinellum*, *Parachromis managuensis*, *Vieja melanura*, *Poecilia sphenops*, *Platydoras armatulus*, *Megalechis thoracata*, *Labidochromis caeruleus*, *Garra rufa*, *Amatitlania nigrofasciata*, *Xiphophorus sp.*, *Piaractus brachypomus*) mutatták ki különböző, termálvízzel ellátott felszíni vizeinkből (Harka et al. 2014, Weiperth et al. 2015, Takács et al. 2015, Harka et al. 2017).

A szándékosan telepített fajokkal többnyire közvetlen módon behurcolt halfajok is bekerültek vizeinkbe. Ilyen a *Pseudorasbora parva*, *Mylopharyngodon piceus*, *Perccottus glenii* (Pintér 1989, Harka 1997, Harka & Sallai 2004). A ponto-kaszpikus gébfélék (*Gobiidae*) megjelenése, illetve inváziója a Duna magyarországi vízgyűjtőjében közvetett behurcolásként értelmezhető (Sály 2007). A hazai vizekben

számuk az elmúlt 150 év alatt hatra emelkedett: (1) *Proterorhinus semilunaris* (Kriesch 1873, Vutskits 1918, Sterbetz 1960); (2) *Neogobius fluviatilis* (Bíró 1971, 1972, Pintér 1989, Harka 1993, Harka et al. 2008); (3) *Ponticola kessleri* (Vutskits 1911, Erős & Guti 1997, Guti 2000); (4) *Neogobius melanostomus* (Hankó 1931, Guti et al. 2003, Harka et al. 2009, Weiperth et al. 2010, Harka & Szepesi 2011), (5) *Babka gymnotrachelus* (Harka et al. 2005); (6) *Knipowitschia caucasica* (Halasi-Kovács et al. 2011). Ugyanebbe a kategóriába sorolható az amurgéb (*Peccottus glenii*) is.

## **2.2 Vízfolyások osztályozása, a vízminősítés**

A tudományos szempontú értékelés egyik alapfeltétele a megfelelő vonatkoztatási rendszer felállítása (Dévai et al. 1992a). Ennek kiválasztása önmagában is szükségessé teszi a vizsgálati objektumok csoportosítását egy előre meghatározott szempontrendszer szerint. A csoportosítás elvégzésekor azonban nem szabad figyelmen kívül hagyni azt a tényt, hogy a csoportosítás eredményeként létrehozott csoportok mesterséges képződmények. Különösen vonatkozik ez egy olyan tudományterületre, ahol a vizsgálat tárgya rendkívül nagyszámú heterogén elem, valamint a vezérlés és szabályozás révén elképzelhetetlenül bonyolult rendszert alkot (Wu 1999). A fenti tény jelentősége a következőkben mutatkozik meg. (1) A természetre az intermedier kölcsönhatás-hálózat eredőjeként kialakuló sokrétű folytonosság jellemző a tér és az idő négy dimenziója mentén (ez alapján a diszkrét elrendeződés csak egy-egy meghatározott vizsgálati szempont alapján értelmezett kép). (2) A megfigyelések eredménye csak a valóság – egy meghatározott szempontrendszernek megfelelő – leképezése. (3) A megfigyelések eredményei a valóságnak csak egy, az adott szempontrendszer szerint meghatározott szegmensét tükrözik. A csoportosításnak ugyanakkor nyilvánvalóan az adott bonyolult rendszer átláthatósága és kezelhetősége szempontjából van értelme.

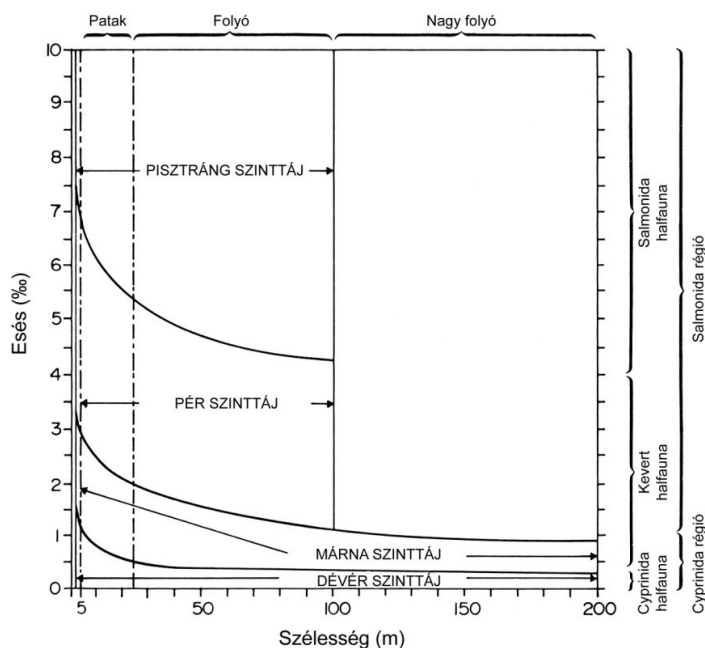
Az, hogy a csoportosítás különböző tér- és időbeli skála mentén végezhető el, már a XX. század első felének ökológiatudományában is ismert volt (Hawkes 1975, Tóthmérész 1998). Az ökológiai rendszerek skálafüggésének beillesztése az ökológiai koncepciókba, a skálafüggés sokféleségének és valódi jelentőségének felismerése azonban csak a modellező kvantitatív ökológia erősödésével történt meg (Allen & Starr 1982, Frissell et al. 1986, Carpenter & Kitchell 1987, O'Neill et al. 1989, Wiens 1989, Juhász-Nagy 1992, Tóthmérész 1997, Wu 1999). Ez kihatással volt mind a vízfolyások ökológiai szempontú – alapvetően anyagforgalmi alapokon nyugvó – osztályozására, ezen belül a vízfolyások élőlényközösségeinek egyensúlyi–nem egyensúlyi kérdésének tisztázására (Thorp et al. 2006), mind a vízminősítések gyakorlatára (Pont et al. 2006, Herring et al. 2010).

### **2.2.1 A vízfolyások ökológiai megközelítésű osztályozása**

Az első ökológiai megközelítésű csoportosítást a vízfolyások markánsan megjelenő longitudinális elrendeződése alapján Borne (1877) végezte el a domináns

halfajok alapján. Az ő nevéhez fűződik a klasszikus pisztráng, pér, márna, dévér szinttáj meghatározása. Thienemann (1912) a halfajok alapján meghatározott zónákra jellemző abiotikus környezeti faktorok meghatározását, valamint azok további finomítását írta le a makrogerinctelen fauna alapján. Ugyanő hat régiót, (1) forrás és forráskifolyó-, (2) pisztráng-, (3) pér-, (4) márna-, (5) dévérszinttáját, valamint (6) vágó durbinccsal (*Gymnocephalus cernua*) és lepényhállal (*Pleuronectes flesus*) jellemezhető brakkvízi szinttáját határozott meg (Thienemann 1925). Ez a rendszer – bár alapvetően általános meghatározásokon nyugszik – a gyakorlat számára átláthatósága és egyszerű használhatósága eredményeként széles körben elfogadottá vált (Hawkes 1975). Több – elsősorban a geográfiai eltérésekből adódó – módosítás és finomítás után (Carpenter 1928, Müller 1951, Gyurko et al. 1956) a mai napig a legelterjedtebb vízfolyás csoportosítást jelenti.

A korábban leírt szinttájak közül Huet (1949, 1954) négy zóna (pisztráng, pér, márna, dévér) újraértékelését végezte el nyugat-európai vízfolyások elemzése alapján. Meghatározta a kulcsfajokat, társfajokat, valamint az adott szinttájak jellemző hidromorfológiai paramétereit. Véleménye szerint a halfauna összetétele direkt összefüggésben áll a medereséssel, ennek megfelelően egy adott biogeográfiai régió belül valamennyi – méretében összevethető – hasonló eséssel jellemezhető folyószakasz hasonló halfaunával rendelkezik („esésszabály”). A mederesés ugyanakor több abiotikus és biotikus környezeti tényezőre – vízsebesség, vízhőmérséklet, aljzat típusa, vegetáció, bentikus szervezetek összetétele és mennyisége – hat közvetlen vagy közvetett módon, amelyek befolyásolják az adott halközösség összetételét. A mederesés mellett a halfauna összetételét a mederszélesség befolyásolja (**2.1. ábra**).



**2.1. ábra.** Huet (1954) esésgörbéje. Az esés, mederszélesség és a szinttájak kapcsolata. Hawkes (1975) nyomán

A vízfolyások longitudinális zonációjára vonatkozó kutatások a vitathatatlan eredmények mellett több olyan anomáliára is felhívják a figyelmet, amelyek a későbbi osztályozási munkák szempontjából kiemelten fontosak. (1) Biogeográfiai szempontból az egyes vízgyűjtők szigetként értelmezhetőek, mivel természetes összeköttetés csak földtörténeti léptékben van közöttük (Hugueny et al. 2010). A zoogeográfiai elkülönülésből fakadó faunakülönbözőség okán – bár ideális volna globális jellegű klasszifikáció – az élőlényközponturnó osztályozás reális kiterjesztése egy-egy vízgyűjtő terület (Hawkes 1975). (2) Az egyes szinttájak közötti átmenet jellege változó lehet. Backiel (1964) a kifejezetten elkülönülő medereséscsoportok ellenére a fajösszetétel fokozatos változását mutatta ki, a szinttájak között akár a szinttáj hosszával összemérhető határzónákat figyelt meg. A legtöbb szerző a szinttájak többé-kevésbé határozott határvonalú, lépcsőzetes változását írta le (Ricker 1934, Huet 1949, Müller 1951). Funk & Campbell (1953) a fajösszetétel változását folyamatosnak tekintette. (3) A leírt zónák közül a legélesebb határ a pér és márna szinttáj között található (Illies 1953, Schmitz 1957). (4) Vannak olyan vízfolyások, amelyekben nem található meg valamennyi szinttáj (Illies 1952), illetve a szinttájak bizonyos esetekben felcserélődhetnek (Sommani 1953) vagy megismétlődhetnek (Huet 1949, 1954, Müller 1954). (5) Az osztályozások jelentős része a folyók felsőbb szakaszaira összpontosít, az alföldi területek és a nagy folyók jóval kisebb figyelmet kapnak.

A vízfolyások globális klasszifikálása során Illies (1961), illetve Illies & Botosaneanu (1963) a hosszanti szakaszokat alapvetően a vízfolyások hőmérsékleti viszonyai alapján határozta meg. Emellett figyelembe vették a sebesség és az aljzat összetételére vonatkozó paramétereket. Meghatározták az abiotikus környezeti tényezők alapján kialakított szakaszok – *rithron* és *potamon*, később Illies & Botosaneanu (1963) munkája alapján a *crenon* – jellemző élőlénycsoportjait. A rendszerük így nem tekinthető ökológiai szempontúnak, legfeljebb ökológiai megközelítésűnek. Véleményük szerint a földrajzi elkülönülésből adódó faunaeltérések a család szintű besorolással kiküszöbölhetőek. Meghatározásuk szerint a *rithron* a folyók azon szakasza, amely a forrástól kezdődik, és addig a pontig tart, ahol a hőmérséklet havi átlagos értéke nem haladja meg a 20 °C-ot (trópusi területeken a 25 °C-ot), a vízsebesség nagy, a vízhozam általában kicsi. Az aljzat köves, kavicsos, homokos, ugyanakkor agyagos aljzat csak a medencejellegű élőhelyeken figyelhető meg. A *potamon* a *rithron* alatti teljes folyószakaszt jelenti. Illies (1961) a két régiót tovább csoportosította *epi-*, *meta-*, *hyporithron*, valamint *epi-*, *metapotamon*, valamint egy elméleti *hypopotamon* zónákra. Illies & Botosaneanu (1963) a *crenon* *eucrenon* és *hypocrenon* zónákra osztotta. Az osztályozáson túl Illies & Botosaneanu (1963) munkája alapján kiemelendő az a megállapítás, miszerint a longitudinálisan elrendeződő szakaszoknak jó indikátorai a halak, vagilításuknak köszönhetően. Ugyanakkor a kisebb élőhelytípusok – *biotóp*, *synusium* – meghatározására a bentikus gerinctelen fauna alkalmasabb.

A vízfolyások zonációját kutató szakemberek más-más környezeti faktort vagy faktorcsoportokat tartottak meghatározónak a zonáció kialakulása szempontjából. A hőmérséklet kiemelkedő szerepét több meghatározó szakirodalom is hangsúlyozza (Ricker 1934, Burton & Odum 1945, Illies 1961). A mederesést Huet (1946), valamint Dittmar (1955) a legfontosabb környezeti tényezőként emelte ki. Ezek

mellett a zonáció kialakulása szempontjából további fontos környezeti elemként határozták meg a vízfolyás méretét (Burton & Odum 1945), a mederszélességet (Huet 1954), továbbá az aljzat típusát (Huet 1954, Illies 1961). A biotikus környezeti tényezők közül pedig a bentikus szervezetek összetételét és mennyiségét, valamint a vegetáció jellegét, borítását (Huet 1954). A kutatási eredmények alapján összességében az a következtetés vonható le, hogy a vízfolyások hosszanti zonációját nem egy környezeti paraméter határozza meg, annak kialakításában több – elsősorban abiotikus – tényező vesz részt.

## 2.2. táblázat. A folyók zonációs osztályozásának összehasonlító táblázata (Hawkes 1975 nyomán)

Illies & Botosaneanu 1963	Illies 1961	Müller 1951 Illies 1953 Schmitz 1957 Fulda (D)	Huet 1954 (Ny-Európai folyók)	Ricker 1934 Ontario kiszívfolyásai (USA)	Thienemann 1925 (Ny-Európa)		Carpenter 1928 (Nagy- Britannia)
(Eucrenon)*	I. zóna	Forrás szt.	-	-	Forrás	Hegyháti patakok	Patakfő
(Hypocrenon)*	II. zóna		-	Forráskifolyó	forráskifolyó		Pisztráng szinttáj
Epirithron	III. zóna	Felső Salmonida szt.	Pisztráng szinttáj	Gyors pisztrángos patak	Pisztráng szinttáj		
Metarithron	IV. zóna	Közép Salmonida szt.		Lassú pisztrángos patak			
Hyporithron	V. zóna	Alsó Salmonida szt.	Pér szinttáj	Melegvízi folyók	Pér szinttáj		
Epipotamon	VI. zóna	Márna szt.	Márna szt.	-	Márna szt.		Felső szakasz
Metapotamon	VII. zóna	-	Dévér szt.	-	Dévér szt.		Alsó szakasz
Hypopotamon	-	-	-	-	Brakkvízi régio	Alföldi szakaszok	Brakkvízi, torkolati szakasz

\*Későbbi besorolás Illies & Botosaneanu (1963) alapján; szt.: szinttáj

A korai zonációkutatásokat a vízfolyások – elsősorban – közösségi szintű ökológiai szempontú, anyagforgalmi és energiaáramlási tendenciáinak modellezésén alapuló koncepciók követték. Ezek első és talán a mai napig legmeghatározóbb képviselője a folyókontinuum elv (River Continuum Concept – RCC) (Vannote et al. 1980). Az elmélet két alapelve: (1) a vízfolyások (sensu lato) fizikai változói a forrástól a torkolatig folyamatos átmenetet mutatnak, amely gradiensjellegű elrendeződés kialakulásáért alapvetően a folyóvízi geomorfológiai folyamatok felelősek. (2) A fizikai és hidraulikai törvényszerűségek összhangban vannak az ökológiai folyamatokkal. Így a kontinuum longitudinális elrendeződés eredményezi, hogy meghatározható a fluviális közösségek strukturális és funkcionális mintázata, valamint a termelő szerves anyag transzportja, felhasználása és raktározódása a folyó hosszában (Vannote et al. 1980).

A további kutatások eredményei alapján az RCC több állítását is kritikai észrevétellel illették. Az elmélet általános és öt alapvető tételének átfogó kritikai elemzésén (Statzner & Higl 1985) túl ezek közül az alábbiak emelendők ki. (1) A lineáris szemléletű, kizárólag az egyirányú anyagáramlást figyelembe vevő modell

nem képes kezelni a vízfolyások laterális anyagáramlási folyamatait (Junk et al. 1989, Sedell et al. 1989, Junk & Wantzen 2004). (2) Hasonló a helyzet a vertikális, azaz a felszíni víz és felszín alatti víz közötti hiporeális régióban lejátszódó, és a folyó anyagforgalmi és energiaáramlási szempontjából szintén jelentős tényezők figyelmen kívül hagyásával (Ward 1989, White 1993, Ward et al. 1998). (3) A valós folyók fizikai paramétereinek longitudinális elrendeződése nem tekinthető folytonosnak, emiatt az élőlényközösségek folytonossága is megkérdőjelezhető (Mangelsdorf & Scheurmann 1980, Statzner & Higler 1985). Ezt támasztják alá azok a kutatási eredmények is, amelyek szerint az élőlényközösségek nem gradiens, hanem foltszerű elterjedést mutatnak (Perry & Schaeffer 1987, Townsend 1989), elsősorban a folyó hidraulikai adottságai következményeként (Statzner & Higler 1986). Illetve amelyek a középszakasz diverzitás maximumától eltérő közösségeket írnak le (Schlosser 1982, Statzner & Higler 1985). (4) Az elmélet nem reflektál a vízgyűjtőn belül jelentkező geológiai variabilitásra, a mellékfolyók hatásaira és a geomorfológiai tényezők történeti léptékű változásaira (Montgomery 1999, Poole 2002, Thorp et al. 2006). (5) Az RCC egyfajta időfüggetlenséget tételez fel a szukcesszió hiányával, amelyet több tanulmány cáfol, illetve hangsúlyozza az ökológiai folyamatok temporális dimenziójának fontosságát (Grossman et al. 1982, Statzner & Higler 1985, Poff et al. 1997).

A fenti tények alapján az a következtetés biztosan levonható, hogy az RCC a tudomány jelenlegi állapota szerint egy ideális folyórendszer ökológiai struktúrájának és folyamatainak megértését teszi lehetővé, ugyanakkor gyakorlati alkalmazhatósága korlátozott. Vitathatatlanul nagy hatását jelzi azonban az a tény, hogy a vízfolyások ökológiai rendszereire vonatkozó modellek többsége ezen tézis mentén definiálta magát, részben rávilágítva bizonyos részletekre, részben cáfolva vagy módosítva annak egyes következtetéseit.

A vízfolyások – alapvetően az ártérrel rendelkező trópusi nagy folyók – laterális kapcsolatrendszerének dinamikájára ad magyarázatot a pulzáló áradás elve (Flood Pulse Concept – FPC) (Junk et al. 1989, Junk & Wantzen 2004). Az átfogó koncepció a folyót és árterét egy dinamikus egység két komponensként értelmezi, amelyet a köztük lévő végbemenő hidrológiai és ökológiai folyamatok kapcsolnak össze. A direkt összekapcsoltság legfontosabb tényezője a vízhozam fluktuációja, amely meghatározza a kapcsolat mértékét, valamint a két komponens között lezajló anyagforgalmat és az élő szervezetek kicserélődési folyamatait. Éppen ezért a laterális mellett meghatározó az időbeli dimenzió. A modell érvényességét kiterjesztették a mérsékeltövi nagy folyók felső- és középszakaszán végzett megfigyelésekkel, így a Dunára is (Tockner et al. 1999), aminek eredményeként Tockner et al. (2000) új modellt alkotott, pulzáló folyó elv (Flow Pulse Concept) néven. Az új modell nemcsak az áradások, hanem a statisztikusan kimutatható vízjárásgörbék alapján veszi figyelembe a vízhozamok hosszútávú változásait (Puckridge et al. 1998). A koncepció hangsúlyozza a hőmérséklet szerepét az ártér ökológiai folyamatainak meghatározásában. Az elmélet szerint a habitat heterogenitását alapvetően a folyó által szállított források határozzák meg, de viszonylag nagyobb jelentőséget tulajdonít az autochton folyamatoknak is.

A vertikális kapcsolatok jelentősége a folyók ökológiai folyamataiban a hiporeális folyosó elvben (Hyporheic Corridor Concept – HCC) (Stanford & Ward 1993) jelenik

meg. A koncepcióban a vertikális kapcsolat jelentősége mellett hangsúlyos szerepet kapnak ugyanakkor a laterális és temporális dimenziók. A koncepció a vízfolyás (főmeder), a talajvíz és az ártéri meder közötti dinamikus kapcsolatot hangsúlyozza. Míg a vízfolyás tulajdonságai alapvetően meghatározzák a szigorúan vett folyóvízi ökoszisztémák struktúráját – legalábbis – longitudinális dimenzióban, addig a vízfolyás és a ripális régió közötti hidrológiai és funkcionális kapcsolatnak, amely kiterjed az állandóan és időszakosan vízzel borított ártéri mederre egyaránt, kiemelt jelentősége van a vízfolyások anyagforgalmi folyamataiban. Az ártérnek fontos szerep jut az élőlények, kiemelten a halak szaporodásában a fluviális rendszerben több faj számára kizárólagosan megfelelő teret biztosítva. Szintén jelentős szerepe van az akvatikus, szemiakvatikus és teresztris élőhelyek közötti anyagkicserélődésben, ezen a területen ugyanis a talajvízszint fluktuációjának kiemelt jelentősége van a tápanyagforgalomban. A vertikális kapcsolatban a hiporeális régióknak, vagyis a felszíni víz- és talajvízréteg között található intersticiális rétegek központi szerepe van. Ez a régió integráns része a vízfolyásnak, ökológiai szempontból is fontos biogeokémiai folyamatok játszódnak itt le, illetve speciális bentikus élőlényközösségek számára biztosít élőhelyet. A modell értelmezése szerint a folyóvízi ökoszisztémákban a tér három dimenziójában – longitudinális, laterális, vertikális – lejátszódó ökológiai jelenségek az idő dimenziója mentén változnak rövid és hosszú távon egyaránt. Összességében ezek tartják fenn a fluviális rendszer konstans dinamikáját, hozzájárulva a fluviális ökoszisztémák működéséhez.

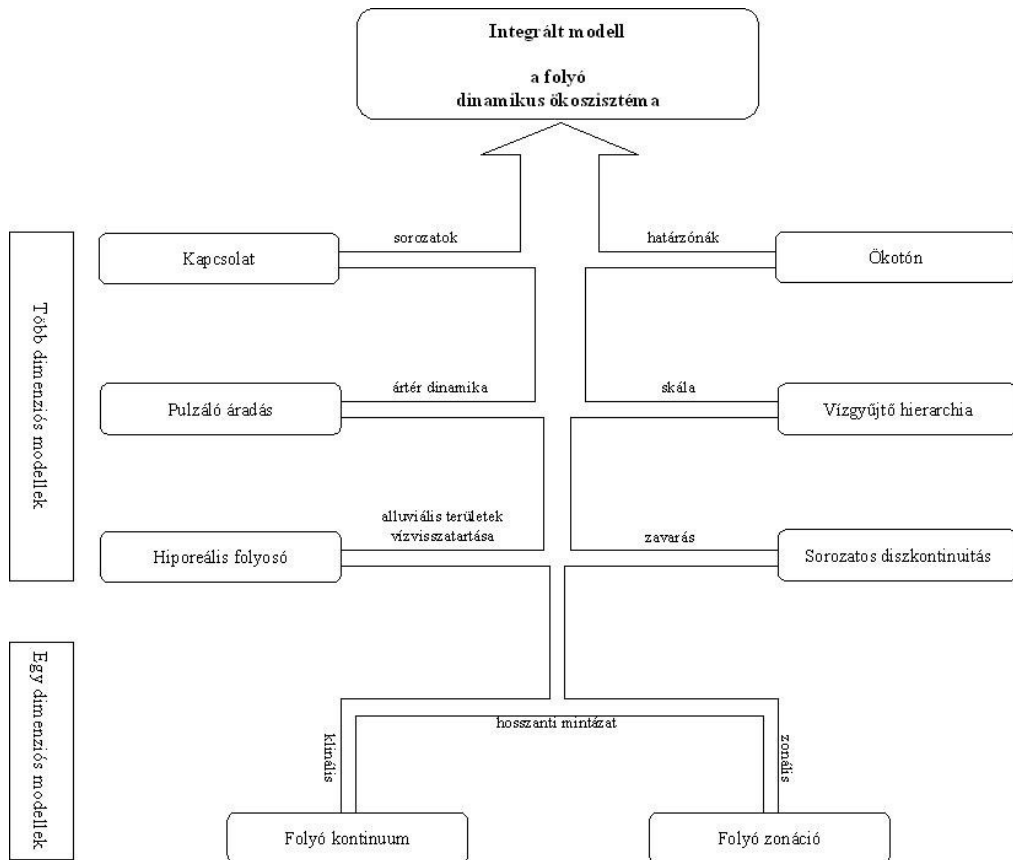
A hidrológiai konnektivitás (Hydrological Connectivity Modell) eredményeként jön létre az anyag – ideértve az élő szervezeteket is – és energia kicserélődése a folyóvölgy funkcionális elemei között (Amoros & Roux 1988). A főággal eltérő összeköttetésben lévő ártéri vízterek különböző szukcessziós pályákon mozognak, és eltérő közösségeket tartanak fenn. A laterális mellett a vertikális kapcsolatok is meghatározóak az akvatikus és ripális rendszerek működésében (Brunke & Gonsler 1997, Ward et al. 1998). A laterális és vertikális kapcsolatok átmeneti zónái (ökotón) ökológiai csomópontokként jelennek meg, ahol a diverzitás és denzitás értékei maximumot mutatnak (Thorpe et al 2006). Az átmeneti zónák jelentőségét a halak szempontjából Schiemer et al. (2001) mutatta ki.

A sorozatos diszkontinuitás elve (Serial Discontinuity Concept – SDC) (Ward & Stanford 1983a, Ward & Stanford 1995) az RCC ideális hosszanti elrendeződésével ellentétben a természetes dinamikájukat elvesztett folyókra kialakított elméleti modell. Az eredeti modell egydimenziós, ahol a keresztzárások megszakítják a források hosszirányú áramlását. A kiterjesztett modell figyelembe veszi az árteret is, így magába foglalja a laterális dimenzió mentén lezajló folyamatokat is.

A zavarásnak azonban nem csak mesterséges tényezőként van kiemelt szerepe a folyóvízi rendszerek ökológiai folyamatainak fenntartásában, a természetes eredetű zavarások jelentőségének felismerése közrejátszott az equilibrium elmélettől való elmozdulásban is (Pickett & White 1985, Chesson & Case 1986). Korábban a diszturbanciát a természetben jelenlévő egyensúlyi állapottól való eltérésként értelmezték, míg ma az ökoszisztéma integritásának fenntartásáért felelős egyik fontos tényezőként tartják számon (Resh et al. 1988, Ward et al. 2002).

Az ökológiai rendszerek egyensúlyi, vagy nem egyensúlyi állapotára vonatkozóan több lemelet is létezik (Jermy 1957, Hutchinson 1961, Chesson & Case 1986), de a

tudományos dolgozatok alapján inkább az látszik igazolhatónak, hogy egységes rendezőelv nem található, így inkább egyensúlyi, vagy nem egyensúlyi közösségekről lehet beszélni (Gallé 1998). A gyors generációs idejű plankton közösségi ökológiai vizsgálatainak eredményei (Padisák 1998) figyelemre méltóak a halak szempontjából is (Halasi-Kovács & Váradi 2012). Az állóvizekben a szukcesszió előrehaladtával egy kisebb számú, stagnofil specialista közösség jön létre a kompetitív kizárás elmélete szerint (Hardin 1960, Armstrong & McGehee 1980). Ezzel szemben a vízfolyásokban nagyobb, feltehetően a sorozatos természetes zavarások okán magasabb diverzitásértékek figyelhetők meg, amelyet a köztes diszturbancia elve magyarázhat (Connell 1978). Minden valószínűség szerint ez magyarázhatja azt a megfigyelést is, hogy a vízfolyások halközösségeit nagyobb léptékben elsősorban az élettelen környezeti tényezők (vízhozam, vízgyűjtő méret) (Poff & Allan 1995, Oberdorff et al. 1995) határozzák meg. Az időszakos zavarások jelentette természetes fluktuáció okán oszcilláló egyensúlytalansági halközösség kialakulása valószínűsíthető. Így válik érthetővé a vízfolyások longitudinális, transzverzális és vertikális természetes kapcsolatai fenntartásának fontossága. De ezzel hozható összefüggésbe az is, hogy a mesterséges zavarásnak kitett vízfolyásokban a természetes diszturbanciát megszüntetve paradox módon a diverzitás csökkenése figyelhető meg (Pickett & White 1985).



**2.2. ábra.** Az integrált dinamikusan folyómodell fejlődésének vázlata (Ward et al. 2002 alapján, módosítva)

A vízfolyások ökológiai szempontú működését feltáró munkák eredményei alapján az a következtetés vonható le, hogy a folyók rendkívül összetett dinamikájának holisztikus szemléletéhez az egydimenziós zonális (Hawkes 1975) és klinális (Vannote et al. 1980) modellek irányából a többdimenziós modelleken át a leírt tudományos eredményekre építő integrált modellek segítségével lehet eljutni (Ward et al. 2002) **(2.2. ábra)**.

Az integrált folyómodell megalkotására az ökológiai szemléletű hidrogeomorfológiai ismeretek (Rosgen 1994, Poff et al. 1997, Church 2002, Thoms & Parsons 2002, Benda et al. 2004) és a teresztris ökoszisztémákra kidolgozott földdinamika törvényszerűségei (Wu & Loucks 1995, Wu 1999) együttes felhasználásával Thorp et al. (2006) tett kísérletet. Az általuk elkészített folyóvízi ökoszisztéma-szintézis (Riverine Ecosystem Synthesis – RES) nem egy új alapokon nyugvó modell, sokkal inkább a létező koncepciók szintézisét képezi. Munkájukban 14, jórészt tesztelésre váró elvet fogalmaznak meg a további kutatások irányaként. Ezek közül jelen dolgozat szempontjából a következők emelhetők ki. (1) A folyóvízi hálózatokban a fajok elterjedése elsődlegesen a hidro-geomorfológiai tényezők által meghatározott és az éghajlat, valamint a növényzet által befolyásolt foltok mintázatával mutat összefüggést a kisebb és a nagyobb térbeli skálán egyaránt. (2) A fajok és közösségek diverzitása elsősorban a folyóhálózat funkcionális zónáival mutat összefüggést, nem a folyó hossza mentén meghatározott pozíciójával. (3) A fajok diverzitása az ökológiai csomópontoknál mutat maximumot, amelyek a jellegzetes élőhelyek hidromorfológiai foltjainak vagy területeinek átmeneteként jelennek meg a folyó funkcionális zónáján belül. (4) Mind a fajdiverzitás, mind a denzitás a vízsebességgel kimutathatóan változik a teljes folyóhálózaton át, ugyanakkor pozitív korrelációt mutat a hidrológiai retencióval a nagy folyók vízterületén (riverscape) belül, kivéve, ha egyéb abiotikus környezeti tényezők (pl. oxigén, hőmérséklet, aljzat) lépnek fel limitáló faktorként. (5) A közösség szabályozásában a sztochasztikus és determinisztikus tényezők egyaránt részt vesznek, relatív jelentőségük skála- és élőhelyfüggő. Ugyanakkor a sztochasztikus folyamatok hangsúlyosabbak a teljes folyóhálózat tekintetében.

Az ökológia tudományán belül határozottan elkülönül a modellező és a kísérleti kutatási irány, önálló eredettel, történettel és fejlődési úttal (Holling 1998). Ugyanez jellemző a vízi ökológiai kutatásokra is. A modellek egyfajta holisztikus szemlélettel kívánják meghatározni a folyók működését, míg a kísérletező kutatási irány szempontjából inkább a konkrét, gyakorlati kérdésekre adandó válaszok megtalálása a legfontosabb cél. A referencia folyómodell (Karr 1981) elméleti alapon nyugvó tényleges referencia folyómodell (Virtual Reference River Modell) ezt a két megközelítési módot egyesítve a gyakorlat számára is hasznosítható eszközt próbál biztosítani (Parasiewicz et al. 2008).

A fejezet végén rögzíteni szükséges, hogy az áttekintés nem kívánt teljes képet adni az elmúlt évtizedekben létrehozott modellekről, csak azok fontosabb irányvonalait és állomásait kívánta jelezni. Több, a dolgozat szempontjából nem elsődleges fontosságú, illetve elsősorban részletproblémára fényt derítő vagy térben korlátozott érvényű modellt ezért nem fejtettünk ki, ugyanakkor mindenképp célszerűnek látszik legalább azok felsorolásszintű rögzítése. Nutrient Spiralling Concept (Webster & Patten 1979, Newbold et al. 1982, Elwood et al. 1983); Habitat

Templet Concept (Poff & Ward 1990, Townsend & Hildrew 1994); Riverscape Concept (Fausch et al. 2002); Natural Flow Paradigm (Poff et al. 1997).

### *2.2.2 A biológiai vízminősítés elméleti alapja és gyakorlati megközelítése*

Bár a biológiai vízminősítés nem tartozik szorosan a dolgozat témájához, azt két ok miatt szerepeltetjük mégis jelen fejezet részeként. Az első, hogy a biológiai vízminősítés elméleti alapja (Dévai et al. 1992a, 1992b) tudományos fundamentumát képezi vizsgálatainknak. A második pedig, hogy a biológiai integritás meghatározására alapuló vízfolyás-minősítések (Karr 1981) során alkalmazták először széles körben a halközösségek funkcionális tulajdonságait – funkcionális guildeket – a vízminőség komplex indikátoraiként.

Dévai et al. (1992a) a vízminőséget állapotként írja le, amit az  $n$ -dimenziós attribútumtér egy adott részhalmazának tekint. Tulajdonságként pedig azon koordináták összességét érti, amelyekkel a részhalmaz vektoriálisan jellemezhető. Ez a két fogalom az objektum statikus mutatója. Ezek az adott objektumnak az  $n$ -dimenziós attribútumtérben elfoglalt helyét jellemzik. A dinamikus mutatók – folyamat, képesség – a vektor elmozdulásáról nyújtanak információt. Fontos kapaszkodót jelent a biológiai vízminősítés tradicionálisan magyar ökológiai fogalomrendszerének (Jakucs et al. 1984, Juhász-Nagy 1984, 1986) nézőpontjából történő elemzés. Eszerint a biológiai vízminőség fenetikai oldalát egyrészt szünfenobiológiai nézőpontból lehet megközelíteni, ahol az  $n$ -dimenziós attribútumtér koordinátáit a valós tér és az idő, a ponthalmazt pedig a fajok valamilyen szupraindividuális szintje képezi. A kauzális, vagyis ökológiai oldalról ugyanakkor az  $n$ -dimenziós attribútumtér koordinátáit a hatóképesnek tekinthető környezeti tényezők, míg a ponthalmazt szintén a fajok valamilyen szupraindividuális szintje alkotja. Ez utóbbi a tulajdonképpeni ökológiai vízminőség (Dévai et al. 1992b). Ez az okszerű és koherens absztrakció erős tudományos bázist ad a szünbiológiai szempontú vizsgálatokhoz, kiemelve azt a tényt is, hogy ebben az értelemben a vízminőség független bármilyen emberi értékeléstől, egyfajta „jó-rossz” minősítési skálától. Ugyanakkor a gyakorlati vízminősítés tárgyalása során felmerül az ökológia elméleti és gyakorlati megközelítésének ellentmondása (Dévai et al. 1992c), hiszen a megadott tipológiák már egyfajta mesterséges rendszerként értékelhetőek, amelyek eltávolodnak az ökológiai szempontrendszerrel. Véleményünk szerint a természetes csoportok – víztípusok, foltok – éppen a vizsgált taxon által meghatározott és az ezekre jellemző ökológiai értelemben vett környezeti tényezők által kijelölt topográfiai terek lehetnek. Mivel az egyes csoportok kialakulásában nem feltétlenül az exterior komplexum ugyanazon elemei válnak hatótényezővé, emiatt az összes jellemzőcsoport összes ható környezeti tényezője vízgyűjtő léptékben részben átfedő, részben pedig diszjunkt pontfelhőket alkot a topológiai térben, függetlenül a topográfiai térben elfoglalt helyüktől.

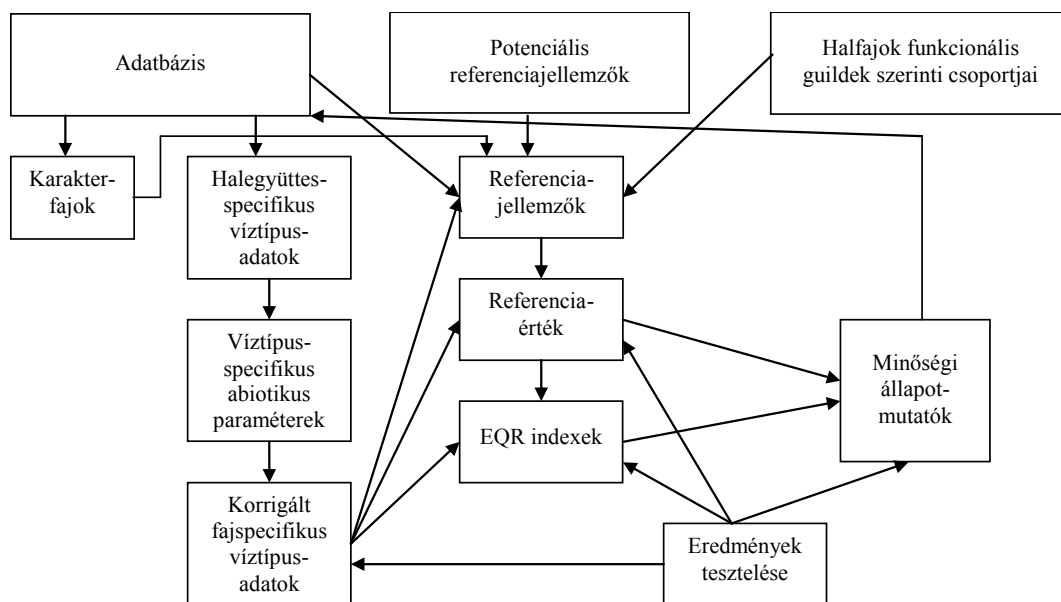
A biológiai vízminősítés korai szakaszától kezdve (Hynes 1971) a biológiai indikátorok jellege a tudományos ismeretanyag fokozatos bővülésével változott. A szaprobiológiai rendszerekben (Kolkwitz & Marsson 1908, 1909) a különböző szennyezettségű vizek jellemzésére alkalmasnak vélt indikátorszervezeteket

gyűjtötték össze, rendszertani hovatartozásuktól függetlenül (Dévai et al. 1992b). Elster (1966) a populációk kvantitatív vizsgálatát javasolta, míg Cairns (1974) már a közösségi struktúrát emelte ki a szennyezettség indikátoraként. Az egyes fajok szerepe helyett a populációk mintázatának indikátorszerepét erősítette Juhász-Nagy (1984) is.

Karr (1981) észak-amerikai patakok emberi hatásra bekövetkezett degradálódásának kvantitatív jellemzésére dolgozta ki, majd fejlesztette tovább (Karr et al. 1986) a halközösségek indikációján alapuló multimetrikus index módszert, a biológiai integritásindexet (Index of Biotic Integrity). A biológiai integritásindex egy olyan összetett mutató, amely a halközösségek ökológiai sajátosságai (fajgazdagság, élőhely, táplálkozás, abundancia, reprodukció, kondíció) alapján identifikált referencijellemzők referenciaállapottól való eltérésén alapul (Karr et al. 1986). A módszert Észak-Amerikán túl (Steedman 1988, Karr & Chu 1999) Európában is használták a helyi sajátosságok figyelembe vétele mellett (Miller et al. 1988, Oberdorff & Hughes 1992, Oberdorff & Porcher 1994, Hughes & Oberdorff 1999, Belpaire et al. 2000, Kesminas & Virbickas 2000, Kestemont et al. 2000). A biológiai integritásindex stabil, egyszerű és jól interpretálható eredményt biztosít.

A biológiai integritásindex elméleti alapjain hozta létre Oberdorff et al. (2001, 2002) a halközösségindexet (Fish-based Index – FBI). Az index létrehozásának igényét az a felismerés szolgáltatta, hogy a regionális és lokális folyamatok befolyásolják a halközösség struktúráját. Oberdorff et al. (1993) bizonyította, hogy a folyó longitudinális tengelye mentén a halközösségek táplálkozási guild összetétele változik, de kimutatták, hogy a folyó méretével más változók is szoros összefüggést mutatnak (Oberdorff et al. 2002). Ezt a módszert követte a FAME projekt is (Kestemont & Goffaux 2002) az európai folyók állapotának halközösségalapú értékelési eljárásának kidolgozása során.

A hazai, VKI előírásainak megfelelő minősítő rendszer (Ecological Quality Index of Hungarian Riverine Fishes – EQI<sub>HRF</sub>) alapjait is a biológiai integritás, ezen belül a halközösségindex szolgáltatja. A minősítő rendszer kidolgozása során figyelembe kellett venni, hogy az validálható legyen az összes hazai vízfolyástípusra, másrészt a VKI előírásainak is megfelelően. Az ezen szempontoknak is megfelelően létrehozott minősítő rendszer egy multimetrikus értékelés, amelyben a változókat a halközösségek ökológiai csoportjai képezik. Az emberi hatások a rendszerben logikusan összegezve jelennek meg (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2007, 2011, Szilágyi et al. 2008) **(2.3. ábra)**.



**2.3. ábra.** Az EQI<sub>HRF</sub> kialakításának logikai ábrája (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011 alapján)

### 2.3 A hálközösségek funkcionális jellemzőinek csoportosítása

A közösségek struktúrájának megértését az abban résztvevő elemek megfelelő csoportosítása nagymértékben segíti (Poff & Allan 1995). Közösségi szinten – elsősorban nagyobb térbeli léptékben – a taxonómiai csoportosításnál a funkcionális jellemzők szerinti elkülönítés jobban értelmezhető eredményeket biztosít (Root 1967, Schoener 1986, Austen et al. 1994, Hoeninghaus et al. 2007). A funkcionális megközelítés összhangban van Hutchinson (1957) niche értelmezésével, ezzel együtt a környezeti gradiens mentén történő változás elméleti elvárásával (Southwood 1977, 1988, Hoeninghaus et al. 2007). Poff (1997) a funkcionális jellemzők skálafüggésére is felhívja a figyelmet. Ezek alapján a vízfolyások közösségei szerveződésének vizsgálatához különösen jó elméleti alapot nyújt a funkcionális jellemzők szerinti megközelítés (Schlosser 1987, 1990, Minshall 1988, Poff & Ward 1990, Townsend & Hildrew 1994).

A guild definícióját Root (1967) határozta meg elsőként. Ugyanakkor a fogalom nem előzmény nélküli, az a korai ökológiai szakirodalomban is megtalálható a Genossenschaften, illetve Artengenossenschaften fordításaként, bár különböző értelmezésben (Schimper 1903, Clements 1905). Root (1967) definíciója szerint a guild – amely a „legtalálósban és legtömörebben fejezi ki a fajok hasonló forráshasznosítás mintázatát mutató csoportjait” – a fajok azon csoportjai, amelyek a hasonló típusú környezeti forrásokat hasonló módon hasznosítják. Ebben az értelemben a guild lehatárolásában a hasonló típusú forrásokhoz való alkalmazkodás mellett kiemelt szerepe van a közöttük fennálló kompetíciónak is (vö. Simberloff &

Dayan 1991). Root (1967) a koncepció előnyeként három tényt fogalmazott meg: (1) a guildek valamennyi szimpatikus kompetitív fajt figyelembe veszik, függetlenül a taxonómiai hovatartozástól; (2) a fogalom használatával elkerülhető a niche duális értelmezésének zavaró hatása; (3) a guild bevezetése hasznos az összehasonlító közösségökológiai vizsgálatok során.

Az eredeti guild koncepció megfogalmazása óta eltelt időben igen nagyszámú publikáció publikáció foglalkozott a témával. Root (1967) egyértelmű és jól körülhatárolt definíciója ellenére jónéhány párhuzamos, vagy az eredeti definíciótól meghatározott elemekben eltérő fogalom és elmélet is napvilágot látott, ami a fogalmak és azok értelmezése során nagymértékű zavart okoz. Ugyanakkor az is tetten érhető a szakirodalom tanulmányozása során, hogy a félreértelmezések mellett valós igény is mutatkozott a szorosan értelmezett guild definíció korlátain túlmutató, operatíván kezelhető fogalom megalkotására (Hawkins & MacMahon 1989, Simberloff & Dayan 1991).

A funkcionális csoport fogalmát Cummins (1974) vezette be, és elsősorban a vízi gerinctelenek táplálkozási tulajdonságainak meghatározásában alkalmazták széleskörűen. A leglényegesebb eltérés a két fogalom között abban mutatkozik meg, hogy eredeti értelmezésében a funkcionális csoport alapvetően a hasonló forráshasználatra fókuszál, a használat módjának mellőzésével. Ugyanakkor a fogalom nem terjedt el széles körben, amit a megközelítés igazi újszerűségének hiányával, valamint a gyakran jelentkező, a guild szinonimájaként történő használatával lehet magyarázni (Hawkins & MacMahon 1989).

A guilddel kapcsolatos elméletek közül meg kell említeni azt, amely szerint a guildek a közösségek egyfajta építőelemeiként működnek (Hawkins & MacMahon 1989), velük a közösségek struktúráját jobban lehet értelmezni, mint az egyszerű fajszerkezeti mutatókkal (Simberloff & Dayan 1991). Ezt támasztja alá egyrészt az a már a korai ökológiai irodalomban is fellelhető vélemény, miszerint a fajok adott közösségben betöltött funkcionális szerepe állandó, másrészt az a megfigyelés, hogy jelentősen eltérő fajszerkezettel rendelkező közösségek is nagyfokú hasonlóságot mutathatnak (May & Seger 1986). A guild teória továbbfejlesztésének eredményeként többen is arra a következtetésre jutottak, hogy a niche helyett a guild jelenti a közösségek valódi alapegységét, így azt természetes ökológiai egységként lehet értelmezni (Pianka 1980).

Hawkins és MacMahon (1989) áttekintő dolgozatának konklúziójaként megállapítja, hogy a guild a közösségökológiai kutatás szempontjából hasznos eszköz, ugyanakkor nem tartja azt természetes kategóriának. Ennek megfelelően definíciója szerint egy guildbe tartoznak mindazon élőlények, amelyek a kutató által azonosnak minősített forrást hasznosítják. Így a fogalom hasznossága a csoportosítás megfelelőségén múlik. Ezt a nézetet Simberloff és Dayan (1991) elveti, kiállva az eredeti definíció hasznossága mellett, de felhívja a figyelmet arra, hogy az eredeti koncepcióban megjelenő kompetíció mellett a mutualista kapcsolatok is szerepet játszanak a guildek felépítésében.

A halközösségek funkcionális jellemzőit leíró publikációkban is a fogalmak nagy változatosságával találkozunk. Többnyire a guild fogalma jelenik meg függetlenül a funkcionális jellemző típusától (Balon 1975, 1981a, Balon et al. 1977, Karr 1987, Bain et al. 1988, Leonard & Orth 1986, Austen et al. 1994, Noble & Cowx 2002,

Cowx et al. 2004, Elliot et al. 2007, Noble et al. 2007, Melcher et al. 2009). A táplálkozással kapcsolatos guild besorolások során Goldstein és Simon (1999) az eredeti, szűken vett definíció, míg mások a tágabb értelmezés szerint végezték az osztályozást (Specziár & Rezsú 2009). Találkozunk a szakirodalomban a funkcionális csoport, ökológiai csoport elnevezéssel is (Schiemer & Waidbacher 1992, Spindler 1997, Elliot et al. 2007, Hoeninghaus et al. 2007). A fogalomhasználat zavarát leginkább Elliot et al. (2007) munkája bizonyítja, ahol a guild az ökológiai kategória szinonimájaként jelenik meg (Elliot et al. 2007), ugyanakkor használja az ökológiai csoport kifejezést is. Noble et al. (2007) a funkcionális guild, illetve az ökológiai funkcionális guild fogalmát a halfajok olyan nagyobb funkcionális csoportjaiként definiálja, amelyek hasonló ökológiai jellemzőkkel rendelkeznek. Ez a megközelítés a Hawkins és MacMahon (1989) által írtakkal cseng össze. Poff (1997) a „fajtulajdonságot” (species trait) olyan funkcionális sajátságként értelmezi, amely az élőhelyi jellemzők mint szűrők hatása révén lehetővé teszi, hogy a faj az adott közösségben fennmaradjon. Ez a fogalomhasználat több publikációban megjelenik (Goldstein & Meador 2004, Erős 2005, Pont et al. 2006, Ferreira et al. 2007).

A szakirodalomban a halközösségek funkcionális jellemzőinek széles köréről lelhető fel információ. Áttekintő publikációk elsősorban a vízminősítéssel kapcsolatban születtek (Simon & Lyons 1995, Poff 1997, Kestemont et al. 2000, Cowx 2001, Oberdorff et al. 2002, Ferreira et al. 2007, Noble et al. 2007, Roset et al. 2007, Melcher et al. 2009).

### 2.3.1 Táplálkozási jellemző

A halak táplálkozási jellemzői igen széles körűek (Noble et al. 2007). Ráadásul a meghatározott táplálkozási guildok jórészt csak közelítőek lehetnek, mivel a halfajok többsége nagymértékű flexibilitást mutat a táplálékbázis tekintetében, azt egy bizonyos határon belül többnyire a rendelkezésre álló készlet határozza meg. Ezen túlmenően a legtöbb faj ontogenetikus fejlődése során akár többször is változtathatja táplálkozási szokását, jellemző a niche eltolódás (Poff & Allan 1995, Noble et al. 2007, Specziár & Rezsú 2008, 2009). A táplálkozási csoportok osztályozását emiatt elsősorban az adult egyedek alapján végezték el (Goldstein & Simon 1999, Poff & Allan 1995, Noble et al. 2007, Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011). A táplálkozási csoportokat a konkrét táplálkozástani vizsgálatok (Specziár & Rezsú 2008, 2009) mellett faji bélyegek alapján (pl. a testforma, a száj morfológiája, a fogazat jelenléte, a kopolyúív belső felületén található fogak alakja, a bélcsatorna szerkezete), többnyire a táplálékbázisra vonatkozó általános információk és utóbbi módszer kombinációjával határozták meg (Horwitz 1978, Goldstein & Simon 1999, Poff & Allan 1995, Noble et al. 2007, Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011). A csoportok közötti gyakori átfedéseket részben a táplálékcsoportok közötti relatív gyakoriságérték megadásával lehet kiküszöbölni (Schlosser 1982, Noble et al. 2007). Emellett elterjedt módszer a csoportok közötti átfedés elkülönítése érdekében az összetett csoportok kialakítása (Grossman et al. 1982, Poff & Allan 1995, Goldstein & Simon 1999, Noble et al. 2007, Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011). Ez az európai fajok esetében elengedhetetlen például az obligát ragadozó fajok (pl. *Esox lucius*) és a

csak alkalmankénti ragadozó fajok (pl. *Perca fluviatilis*) csoportosítása szempontjából (Noble et al. 2007).

**2.3. táblázat.** A táplálkozási guildek áttekintő táblázata

I.	II.	III.	IV.
1. Herbivor-detritivor	1. Herbivor – Legelők – Keresők	1. Herbivor	1. Zooplankton fogyasztók
2. Omnivor	2. Detritivor – Szívók – Szűrők – Harapók – Vésők	2. Detritivor	2. Árvaszúnyogbábót fogyasztók, kiegészítő táplálék: Cladocera, üledéklakó árvaszúnyoglárva, egyéb vízi gerinctelenek, kovaalga
3. Planktivor	3. Planktivor – Mechanikus szűrők – Nyálkamegkötők – Préselve szűrők – Pumpálva szűrők – Nyeldeklők – Méretszelektív csipegetők	3. Omnivor	3. Detrituszt és kovaalgát fogyasztók
4. Általános invertivor	4. Invertivor – Legelők – Zúzók – Vadászók – Várakozók – Szagatók – Ásók – Vízfelszínen táplálkozók – Vízközt táplálkozók	4. Planktivor	4. Fonális algát és makrofita növényi részeket fogyasztók
5. Vízközt táplálkozó invertivor	5. Karnivor – Lopodzók – Üldözők – Lesből támadók – Álcázók – Vérszívók	5. Insectivor/invertivor	5. Puhatestűeket fogyasztók
6. Bentikus invertivor		6. Bentivor	6. Üledéklakó árvaszúnyog-lárvákat fogyasztók
7. Piscivor		7. Piscivor	7. Fakultatív ragadozófajok
8. Parazita		8. Parazita	8. Obligát ragadozók
			9. Növényzethez kötődő árvaszúnyoglárvákat fogyasztók
			10. Dikerogammarus fajokat fogyasztók
			11. Árvaszúnyogimágót fogyasztók

I.: Poff & Allan 1995; II.: Goldstein & Simon 1999; III.: Noble et al. 2007; IV.: Specziár & Rezsű 2009

Poff és Allan (1995) Minnesota és Wisconsin folyóvízi halainak csoportosítását végezte el a saját maguk által felállított rendszer szerint. Goldstein és Simon (1999) Észak-Amerika halainak osztályozása érdekében öt fő táplálkozási guild bevezetését javasolta, amelyet a táplálkozás módja alapján tovább osztott. A széles körben elfogadott rendszeren több, kisebb módosítást végeztek észak-amerikai kutatók (vö. Simon & Lyons 1995). Az európai halfajok táplálkozási guildjeinek meghatározásához Noble et al. (2007) az amerikai rendszernél Goldstein és Simon (1999) egyszerűbbet javasolt, részben az európai halfauna észak-amerikainál kevésbé komplex volta, részben az ökológiai információk hiánya, részben pedig a vizsgálati célnak jobban megfelelő, a környezeti degradációt jobban kiemelő csoportosítás érdekében. Magyarországon Specziár és Rezsű (2009) a Balaton 15 fajból álló halközösségének táplálkozási guild felosztását végezte el a táplálékösszetétel statisztikai elemzése alapján (**2.3. táblázat**).

### *2.3.2 Szaporodási jellemző*

A halak szaporodási jellemzőit egyrészt az ivarszervek autonóm fejlődési ciklusai, másrészt az ezeket befolyásoló környezeti tényezők határozzák meg (Mann & Mills 1985, Wootton 1998). A hőmérséklet (Baras 1995, Lobon-Cervia et al. 1996) és a megvilágítás időtartama (de Vlaming 1972, Poncin 1992, Szabó et al. 2000) mellett szerepet játszik ebben a megfelelő jellegű és minőségű aljzat. Az eredeti guild koncepció (Root 1967) mentén, a forrásfelosztás (ívási szubsztrátum) és a forráshasznosítás módja szerint (szaporodási szokás) Balon (1975, 1978, 1981a, 1981b, 1984) a halakat három ökológiai szekción (nem ivadékgyógyászok, ivadékgondozók, ivadékhordozók) belül összesen 33 guildbe sorolta (**2.4. táblázat**). Az ívási aljzat szoros összefüggést mutat a vizek állapotával. A litofil fajok aránya az élőhely degradációjával csökkenő, és negatív korreláció tapasztalható ezen fajok és a feliszapolódás mértéke között is (Berkman & Rabeni 1987, Simon 1999). A szaporodási guildek szerinti felosztás jól alkalmazható a halközösség alapú vízminősítés során. Ennek megfelelően Balon (1975) szaporodási guildjei a legszélesebb körben alkalmazott csoportosítást jelentik a mai napig. Ugyanakkor – mivel az eredeti csoportosítás meglehetősen sok, kizárólag trópusi és tengeri fajt magába foglaló kategóriát tartalmazott – a rendszert többen módosították, illetve egyszerűsítették a vízminősítés követelményeinek aktuális igényei szerint (Mahon 1984, Bruton & Merron 1990, Oberdorff & Hughues 1992, Boet et al. 1999, Kestemont et al. 2000, Cowx 2001, Noble et al. 2007, Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011). A vízminősítéssel foglalkozó szakirodalomban a reprodukciós jellemzők Balon-féle guildektől eltérő típusú csoportosításai is megtalálhatók (vö. Poff & Allan 1995, Goldstein & Meador 2004).

**2.4. táblázat.** Balon szaporodási guildjei és a FAME projekt vízminősítés szempontú, módosított csoportosítása

I.	II.
A. Nem ivadékgondozók*	1. Litoofil
A.1 Nyílt szubsztrátumon ívók	2. Fitoofil
A.1.1 pelagofil	3. Fito-litoofil
A.1.2 lito-pelagofil	4. Pszammofil
A.1.3 litoofil	5. Osztrakofil
A.1.4 fito-litoofil	6. Pelagofil
A.1.5 fitofil	7. Lito-pelagofil
A.1.6 pszammofil	8. Ariadnofil
A.1.7 <i>aerofil</i>	9. Szpeleofil
A.2 Ivadékrejtegetők	10. Elevenszülő
A.2.1 <i>aeropszammofil</i>	11. Polifil
A.2.2 <i>xerofil</i>	
A.2.3 litoofil	
A.2.4 <i>szpeleofil</i>	
A.2.5 osztrakofil	
B. Ivadékörzők	
B.1 Aljzatválasztók	
B.1.1 <i>pelagofil</i>	
B.1.2 <i>aerofil</i>	
B.1.3 litoofil	
B.1.4 fitofil	
B.2 Fészekben ívók	
B.2.1 <i>afrofil</i>	
B.2.2 <i>polifil</i>	
B.2.3 <i>litoofil</i>	
B.2.4 ariadnofil	
B.2.5 fitofil	
B.2.6 pszammofil	
B.2.7 szpeleofil	
B.2.8 <i>aktiniariofil</i>	
C. Ivadékhordozók	
C.1 Külső ivadékhordozók	
C.1.1 szállító ivadékhordozók	
C.1.2 járulékos ivadékhordozók	
C.1.3 szájban költők	
C.1.4 kopoltyúüregben költők	
C.1.5 erszéyes ivadékhordozók	
C.2 Belső ivadékhordozók	
C.2.1 fakultatív belső ivadékhordozók	
C.2.2 obligát szikkel táplálkozó elevenszülők	
C.2.3 pete- és testvérfaló ivadéku elevenszülők	
C.2.4 sziksákplacentás elevenszülők	

I.: Balon 1975; II.: Noble et al. 2007; \*magyar elnevezések: Györe 1995 alapján módosítva; *dőlt*: a hazai halfaunában nem szereplő csoport

### 2.3.3 Élőhelyi/áramlási jellemző

A vízfolyások hosszanti, gradienyszerű elrendeződésű élőhelyeinek változó környezeti tényezői és ezek hatására kialakult és fenntartott közösségek kapcsolatrendszerét feltáró szakirodalom igen széles körű (vö. 2.1 fejezettel). Az európai folyók zonális szakaszainak halközösségeit már Huet (1954) megfigyelte és leírta. Schiemer és Waidbacher (1992) az európai folyókra vonatkozóan hat csoportot határozott meg a halfajok áramláspreferenciája, valamint az ívás és ivadék gondozás helyszíne alapján. A rendszerük így komplex, nem egyszerűen az egyes fajok áramlásigénye alapján meghatározott. Ehhez hasonló csoportosítást javasolt Aarts és Nienhuis (2003) francia (Doubs) és holland folyók (Rajna holland szakasza) zonális rendszereinek elemzése során. A vízminősítéssel (IBI, FBI) foglalkozó európai szakirodalom ugyanakkor egyszerűbb és tisztább csoportosítást javasol Schiemer és Spindler (1989) alapján, ahol kizárólag az áramláspreferenciát veszik figyelembe (Pont et al. 2006, Noble et al. 2007, Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011) **(2.5. táblázat).**

**2.5. táblázat.** Az élőhelyi jellemzők alapján meghatározott európai csoportosítások

I.	II.
<b>Ritrális:</b> azon folyóvízi halfajok csoportja, amelyek szaporodása függ a folyók és mellékfolyók összeköttetésétől, mivel az ívaskor, illetve a korai – ivadékfejlődési – szakaszban ritrális körülményeket igényelnek	<b>Reofil:</b> azon halfajok csoportja, amelyek mind szaporodási, mind táplálkozási szempontból gyors áramlású, áttetsző vizet igényelnek
<b>Reofil A:</b> azon folyóvízi halfajok csoportja, amelyek a főmederben ívnak, és az ivadékfejlődés is itt megy végbe	<b>Euritóp:</b> az áramlással szemben nagyfokú toleranciát mutató halfajok csoportja, amelyek általánosságban azonban nem tekinthetők reofil kötődésűeknek
<b>Reofil B:</b> azon halfajok, amelyek adult példányai a kisebb vízsebességgel jellemezhető élőhelyeket – mellékágakat – részesítik előnyben, ugyanakkor az ívás a főmederben történik	<b>Limnofil:</b> mind a táplálkozás, mind a szaporodás szempontjából a lassabban áramló vagy állóvízi élőhelyet preferáló halfajok csoportja
<b>Euritóp:</b> azon halfajok csoportja, amelyek az áramlás szempontjából generalisták, így előfordulnak mind a vízfolyásokban, mind az állóvizekben	<b>Vízközt táplálkozó:</b> alapvetően vízközt élő és táplálkozó halfajok csoportja
<b>Limnofil:</b> azon halfajok csoportja, amelyek egész életük során a főmedertől elzárt, állóvízi élőhelyeken élnek, erősen kötődnek a szubmerz vízínövényzethez	<b>Bentikus fajok:</b> alapvetően a fenéken vagy fenékközélemben élő és táplálkozó halfajok csoportja
<b>Anadrom:</b> azon vándorló fajok tartoznak ebbe a csoportba, amelyek számára a teljes vízgyűjtő integritása nélkülözhetetlen populációik fenntartásához	

I.: Schiemer & Waidbacher 1992; II.: Noble et al. 2007

Az Európán kívüli irodalomban alapvetően a víztípus-specifikus élőhelyi csoportosítások jelennek meg (Schlosser 1982, Leonard & Orth 1986, Bain et al. 1988, Lobb & Orth 1991), így a vízminősítéssel foglalkozó szakirodalomban is kisebb szerepet kap az áramláspreferencia. Nem alkalmazza ezt a változót Karr (1981), valamint Simon és Lyons (1995), míg mások többnyire a vízsebesség által meghatározott egyéb tulajdonságok; például a szubsztrát-preferencia, habitat-

preferencia (gázló–medence, főmeder–mellékág), vízfolyásméret-preferencia alapján végzik a minősítést (Poff & Allan 1995, Goldstein & Meador 2004). A hazai szakirodalomban elsősorban egy-egy víztér halközösségeinek élőhelyhasználatát elemző publikációkkal találkozhatunk (Halasi-Kovács 1998, Halasi-Kovács et al. 2001, Erős et al. 2003, 2008, Guti 2007). Halasi-Kovács et al. (2001) kimutatta egy mesterséges eredetű alföldi csatornán a vízsebesség csökkenésének szerepét a halközösségek szerveződésére.

A táplálékszerzés helyszíne alapján történő csoportosítást Karr (1981) javasolta. Véleménye szerint két csoportot lehet elkülöníteni, (1) a vízközt táplálkozókat és a (2) bentikus táplálkozókat. Megfelelő csoportosztó tulajdonsága miatt ezt többen is átvették, részben külön funkcionális jellemzőként meghatározva (Noble et al. 2007), részben pedig a táplálkozási csoportokba építve ezt az információt (Poff & Allan 1995, Goldstein & Simon 1999). Goldstein és Simon (1999) a két fenti csoporton túl elkülönítette a vízfelszínen táplálkozókat is.

### 2.3.4 Toleranciajellemző

A halfajok tolerancia szerinti csoportosításának igénye alapvetően a halközösségek indikációján alapuló multimetrikusindex-típusú vízminősítési módszerek (vö. 2.2.2 fejezet) fejlődésével együtt került a kutatók érdeklődésének homlokterébe (Noble & Cowx 2002). Karr (1981) eredeti modelljében és később több észak-amerikai (Karr et al. 1986, Leonard & Orth 1986), valamint európai modellben (Oberdorff & Hughes 1992, Oberdorff & Porcher 1994, Kesminas & Virbickas 2000) a tolerancia egy-egy – indikátor – faj jelenlétéként, illetve abundanciájaként jelenik meg. A toleranciát mint változót elsősorban az európai folyók IBI alapú minősítése során alkalmazták (Oberdorff et al. 2002, Breine et al. 2004, Pont et al. 2006, Noble et al. 2007). A minősítési rendszerekben a tolerancia a legkülönbözőbb hatásokkal szembeni érzékenység, vagy épp érzéketlenség kifejezéseként jelenik meg. A szakirodalom legnagyobb részében vízszennyezési – ezen belül többnyire savasodást, eutrofizálódást, hőmérséklet-emelkedést indikáló – mutatóként és élőhely-degradációt jelző változóként együttesen értelmezik (Karr 1981, Karr et al. 1986, Oberdorff & Hughes 1992, Kestemont et al. 2000, Oberdorff et al. 2002, Breine et al. 2004, Noble et al. 2007). A vízszennyezési mutatócsoporton belül találkozhatunk egyéb, pl. a turbiditást (Brazner 1994) vagy az oxigénhiányt (Smale & Rabeni 1995) indikáló változók használatával is. A tolerancia integrált változóként történő alkalmazása során, Verneaux (1981) és Grandmottet (1983) alapján Oberdorff et al. (2002) a mutatót – részben – egyfajta zavarással szembeni élőhelyi flexibilitásként értelmezte.

A tolerancia megjelenítése a közösségindikáción alapuló minősítések során erős igényként jelentkezett, ezt bizonyítja széles körű használata a különböző rendszerekben. Ennek oka feltételezhetően az lehetett, hogy az elvárások szerint egy ilyen típusú mutató az emberi hatásra bekövetkezett degradációs folyamatokat közvetlen módon, akár környezeti faktoronként fejezhetné ki. Ugyanakkor ez a típusú értelmezés alapvetően nincs összhangban az ökológia limitációs és multiplurális környezet elvével (Jakucs et al. 1984). Az ezzel kapcsolatosan felmerülő ellentmondásokat Noble et al. (2007) is megfogalmazta: (1) ugyanazon faj

toleranciaszintje az egyes környezeti tényezőkkel szemben eltérő az egyéb tényezők által meghatározott szuboptimális, illetve optimális körülmények között; (2) a fajok érzékenysége az egyes környezeti hatásokkal szemben komplex módon jelenik meg, hiszen a vízminőségi és habitat degradációs tényezők együttesen, egymásra is hatva lépnek fel. A tolerancia redundáns jellegét emelte ki Noble és Cowx (2002), valamint Noble et al. (2007), akik szerint a toleranciajellemzők szerinti csoportosítást – főként azokban a rendszerekben, ahol az az ökológiai igényeken, illetve azok flexibilitásán alapul – a megfelelő élőhelyi, táplálkozási jellemzők alkalmazása feleslegessé teszi. Érdekes tény, hogy ennek ellenére Noble et al. (2007) az európai minősítési rendszerben (European Fish Index) mégis javasolja a tolerancia három skálájú (toleráns, közepesen toleráns, intoleráns) alkalmazását. Az egyes fajok toleranciaszintjének matematikai modellezése is igen nagy bizonytalanságokat hordoz (Segurado et al. 2011). A toleranciajellemző indikátorfajokkal történő megjelenítése a minősítés szempontjából is több, elsősorban területi érvényességgel kapcsolatos problémát vet fel (Simon & Lyons 1995).

### 2.3.5 *Életstratégiajellemzők*

Az életmenetjellemző egy sokszínű, többnyire összetett változócsoporthoz tartozhat. Egyaránt tartoznak ide ökológiai, morfológiai és élettani tulajdonságokat kifejező változók (ld. 3.4. fejezet), amelyeket külön-külön, de komplex módon is lehet értékelni. Az értékelés szempontrendszere is eltérő lehet, így az életmenetjellemzőket egyaránt használják közösségi ökológiai kérdések tisztázása érdekében (Gatz 1979, Mahon 1984, Bain et al. 1988, Poff & Allan 1995, Goldstein & Meador 2004) a vízminőség változójaként (Karr et al. 1986, Gatz & Harig 1993, Belpair et al. 2000, Breine et al. 2000, Pont et al. 2006, Noble et al. 2007), élőhelykezelési, állomány szabályozási céllal (Scarnecchia 1988, Winemiller & Rose 1992, Austen et al. 1994), valamint természetvédelmi szempontú értékelések során (Vila-Gispert & Moreno-Amich 2002, Vila-Gispert et al. 2003, Erős 2005).

A halak vándorlási szokásait jellegük alapján négy alapvető kategóriába lehet sorolni (Northcote & Hinch 2007): (1) az egyedek ciklikusan végbemenő vándorlása legalább két elkülönülő élőhely között (pl. szaporodási és táplálkozási); (2) a különböző típusú élőhelyek között legalább előrejelezhető sorrendben bekövetkező vándorlás; (3) az adott populáció meghatározó részére egy adott életszakaszban jellemző vándorlás; (4) adott életszakaszban a migráció aktív, célzott mozgásként jelenik meg, habár más életszakaszban ez lehet passzív sodródás az alvíz irányába. A diadromia fogalmát Myers (1949) vezette be az élőlények valódi, a tengeri és édesvízi élőhelyek közötti rendszeres, meghatározott életszakaszhoz köthető, jellemzően obligát vándorlásának meghatározása céljából (Myers 1949, McDowall 1997). A halak hosszútávú vándorlási jellemzőik alapján három – anadrom, katadrom, amfidrom – csoportba sorolhatóak (McDowall 1997). A harmadik kategóriába tartozó halfajok kizárólag az ausztrál és az újzélandi zoogeográfiai régióban (Bănărescu 1990) élnek (McDowall 1997). Lucas és Baras (2001) a diadrom halfajok számát több mint 350-ben határozta meg. Ugyanakkor a halfajok egy kisebb részénél megtalálható

a parciális diadrómia jelensége is (pl. *Salmo trutta*, *Salvelinus fontinalis*, *Oncorhynchus mykiss*) (Jonsson & Jonsson 1993), ami az adott, többségében rezidens populáción belül egyedi szinten megtalálható vándorlást jelenti. A potamodrom halfajok közé azok a rezidens fajok sorolhatóak, amelyek az édesvízi élőhelyek között hosszabb-rövidebb szaporodási, táplálkozási, temporális célú vándorlási szokással jellemezhetők (Northcote 1978, 1998). A longitudinális jellegű vándorlási csoportokat elsősorban a halközösségalapú vízminősítések során alkalmazzák (Belpair et al. 2000, Breine et al. 2000, Pont et al. 2006, Noble et al. 2007) a teljes vízgyűjtő integritásának kifejezőjeként (Noble et al. 2007). Noble et al. (2007) négy csoportot határoz meg az európai FBI alapú minősítés során, ahol a rövid távú vándorlókra egy adott folyó zónán belüli, a középtávú vándorlókra pedig zónák közötti migráció jellemző. Emellett elkülöníti az anadrom és katadrom fajokat. Aarts és Nienhuis (2003), valamint Aarts et al. (2004) a longitudinális mellett a transzverzális kapcsolatok indikációjában is fontos szerepet tulajdonít a halaknak. Webb (1984a, 1984b), valamint Webb és Weihs (1986), valamint Goldstein és Meador (2004) által meghatározott három specialista – gyorsító, cirkáló, kormányzó – és egy generalista mozgástípust módosítva képzett tulajdonságcsoportokat: (1) cirkáló – torpedó alkatú halfajok, pl. *Salmonidae*; (2) gyorsító – nyíl alkatú halfajok, pl. *Esocidae*; (3) kormányzó – oldalról lapított alkatú halfajok, pl. *Lepomis spp.*; (4) nagy sebességű bentikus lopakodók – felülről lapított, ívelt alkatú halfajok, pl. *Cottidae*; (5) kis sebességű bentikus kúszók – felülről lapított, csepp alakú halfajok, pl. *Ictaluridae*; (6) speciális forma – megnyúlt pl. *Anguillidae*. A csoportok meghatározását Webb és Weihs (1986) szerint hat testindex alapján végezték el: (1) teljes testhossz/maximális testmagasság; (2) a farokúszó legnagyobb magassága/a faroknyél legkisebb magassága; (3) predorzális távolság/teljes testhossz; (4) az orrcsúcs és a hátúszó anterior szegélye közötti távolság/teljes testhossz; (5) prepektorális távolság/teljes testhossz; (6) a fej szélessége/faroknyél szélessége. Hasonló megközelítésű osztályozást végzett Poff és Allan (1995). A morfológiai alapon történő csoportok ökológiai relevanciájára Gatz (1979), Bain et al. (1988), valamint Scarnecchia (1988) munkái nyújtanak támpontot. Dolgozataikban kimutatták, hogy a morfológiai típusok a folyóvízi élőhelytípusokban változóak (Gatz 1979), illetve a morfológiai jellemzőkre a hidrológiai adottságok kimutatható hatással vannak (Bain et al. 1988, Scarnecchia 1988).

A halak életstratégia-mintázatának kifejezése céljából Winemiller (1989), valamint Winemiller és Rose (1992) egy három csúcsú kontinuos életstratégia-modellt dolgozott ki. A háromszög csúcsain található stratégiákat a következők szerint határozták meg: (1) kistestű, gyorsan érő, rövid életciklusú halfajok – opportunisták, amelyek erős kolonizációs képességűek a gyorsan és sztochasztikusan változó környezeti adottságok között, térben és időben relatíve kis léptékben; (2) nagyobb testméretű, termékenyebb, hosszabb életciklusú halfajok – időszakos stratégiák, amelyek nagyobb skálán értelmezhető ciklikussággal és térbeli variabilitással rendelkező környezeti adottságú élőhelyeken élnek; (3) közepes testméretű, gyakran ivadékgondozó, kevesebb, de nagyobb méretű ivadékutánpótlással jellemezhető halfajok – egyensúlyi stratégiák, amelyek viszonylag kis környezeti variabilitással rendelkező élőhelyeken élnek, erős közvetlen és közvetett biotikus kapcsolatrendszer jellemzi őket. A modell képes előrejelezni az egyes

populációk természetes és antropogén környezeti változásokra adott válaszait, valamint megfelelő alapot biztosít arra vonatkozóan is, hogy hasonló zavarásra az egyes fajok milyen módon reagálnak (Winemiller & Rose 1992). Vila Gispert és Moreno-Amich (2002), Vila Gispert et al. (2003), valamint Erős (2005) az életstratégia-jellemzőket természetvédelmi célú kutatásokhoz használta. Erős (2005) a Duna magyarországi vízgyűjtője halainak életstratégiáját határozta meg és vizsgálta 10 paraméter statisztikai elemzése alapján: (1) ivarérés kori életkor; (2) legnagyobb életkor; (3) legnagyobb standard testhossz; (4) ivarérés kori standard testhossz; (5) maximális fekunditási érték; (6) átlagos fekunditási érték; (7) ikraméret; (8) maximális ikraméret; (9) kelés kori lárvaméret; (10) ivadék gondozás. Eredményei többek között rámutatnak arra, hogy (1) a hazai halfajok életstratégia szempontjából nem alkotnak határozottan diszkrét csoportokat, ugyanakkor sok faj az opportunisták és egyensúlyi stratégia keveredését mutatja; (2) az európai halfaunában a tisztán egyensúlyi stratégista halfajok száma alacsonyabb, míg az időszakos, az opportunisták és az átmeneti jellegű fajok dominálnak; (3) a folyó jellemző szakaszai nem mutatnak szignifikáns eltérést az életstratégia szempontjából; (4) a folyók természetes dinamikájának megszűnése az egyik fontos oka lehet a köztes egyensúlyi-stratégista invazív halfajok (*Pseudorasbora parva*, *Ameiurus spp.*, *Perccottus glenii*, *Gobiidae spp.*) gyors előretörésének, mivel az állóvízi élőhelyek ezen fajok számára kedvezőbb szaporodási feltételeket biztosítanak.

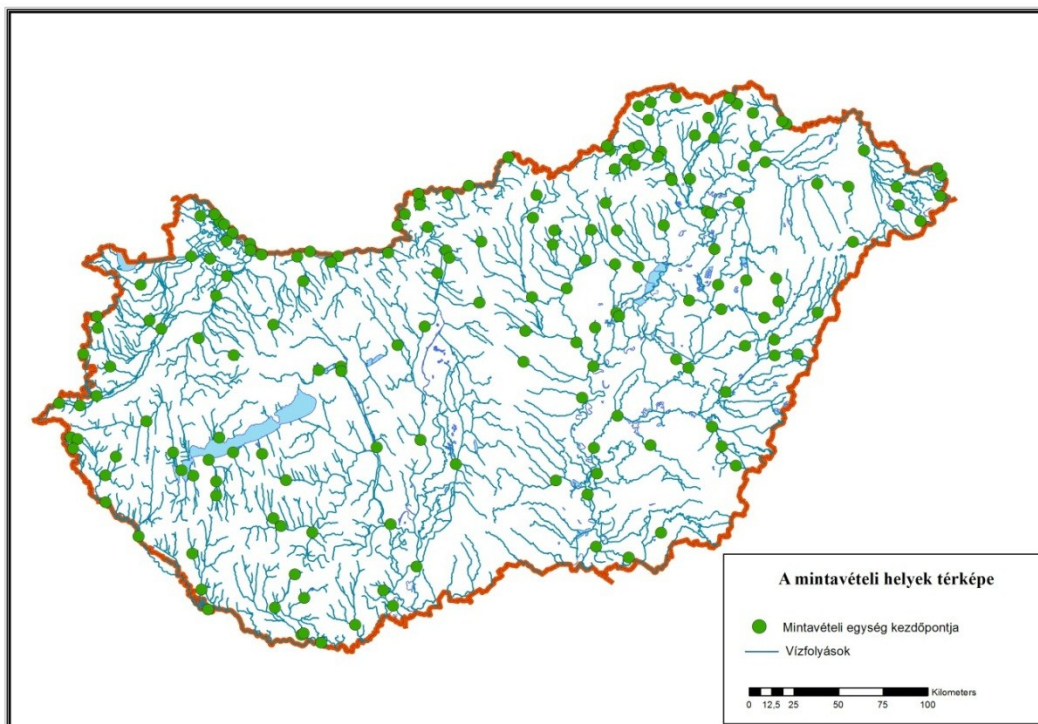
### 3. Anyag és módszer

#### 3.1 A mintavételi helyek

Az adatelemzéshez és -értékeléshez felhasznált alapadatokat az ECOSURV program halmonitorozó vizsgálata során mintázott vízfolyásmintahelyek adatai biztosítják (Halasi-Kovács et al. 2005).

A programban összesen 193 vízfolyásvíztest, azaz mintavételi hely, illetve mintavételi egység került kijelölésre. Ezek közül 182-ből sikerült eredményesen mintát venni, 11-ből az engedély megtagadása (4), a meder kiszáradása (2) vagy a halak teljes hiánya (5) miatt a mintavétel eredménytelen volt (**3.1. ábra**).

A mintavételt 2005-ben két, egy tavaszi (április 1.–május 1.) és egy nyári (június 17.–szeptember 4.) időszakban végeztük, minden mintahelyen egyszeri ismétlésben. A tavaszi időszakban azokat a kisebb méretű vízfolyásokat vizsgáltuk, amelyek mintavétele nyáron a nagymértékű növényborítás miatt nem lehetett volna eredményes. Ennek megfelelően tavasszal 25, nyáron 157 mintahely mintázását végeztük el. A nyári, kiegyenlítettebb időjárási, hidrológiai feltételek, a jellemzően kisvízes időszak megfelelő körülményeket biztosítanak a mintavételezéshez, a vizsgálat eredményeinek összevetésére. A mintavételi időszakok ilyen szempontú megosztása megfelelő minőségű adatokat biztosított a további elemzéshez (**I. melléklet**).



3.1. ábra. A mintavételi helyek áttekintő térképázlata

### 3.2 A mintavétel

A mintavétel tervezése során figyelembe vettük a hatályos, vonatkozó szabványokat (MSZ EN 14962:2006, MSZ EN 14011:2003). A tervezésnél figyelembe vettük továbbá az európai FAME projekt mintavételre vonatkozó ajánlásait (Kestemont & Goffaux 2002).

A mintavétel tervezése során – felhasználva a STAR (Sandin et al. 2004), valamint a FAME (Kestemont & Goffaux 2002) projekt ajánlásait is – elkészítettünk egy terepi jegyzőkönyvformát, amely tartalmazza (1) a mintavétel pontos helyszínét, időpontját; (2) a mintavétel módszertani alapadatait; (3) a mintavételi helyszín jellemző adatait; (4) a mintavételi helyszín antropogén eredetű változásait; (5) és különböző, a mintavételi helyszínnel kapcsolatos kiegészítő adatokat (**II. melléklet**).

A mintahelyeket előzetes értékelés során méretük és jellemző vízmélységük alapján öt mintavételi csoportra osztottuk. Az egyes vízfolyástípusok mintavételi módszereit ezek alapján határoztuk meg. Ez a módszer biztosította a standardizált mintavétel lehetőségét. A mintavétel során ugyanakkor lehetőség volt arra, hogy az aktuális körülményekhez leginkább illeszkedő, előzetesen meghatározott standard módszert válasszunk ki. A két mintavevő csoport a munka pontos módszerét előzetesen a terepen is egyeztetette annak érdekében, hogy módszertani szempontból a mintavétel a lehető leghomogénebb legyen (**3.1. táblázat**).

### 3.1. táblázat. A mintavétel módszertani jellemzői a különböző víztípusokban

Paraméter	1.	2.	3.	4.	5.
Típus név <sup>1</sup>	Kisvízfolyások	Közepes vízfolyások	Nagy vízfolyások	Nagyon nagy folyók	Duna
Mv. eszköze	HG IG 200	HG IG 200	HG EL 64 II GI	HG EL 64 II GI	HG EL 64 II GI
Eszköz jellege	Akkumulátoros háti	Akkumulátoros háti	Aggregátoros, fix	Aggregátoros, fix	Aggregátoros, fix
Max. feszültség (V)	600 (állítható)	600 (állítható)	600 (állítható)	600 (állítható)	600 (állítható)
Max. teljesítmény (kW)	10 (PDC)	10 (PDC)	7 (DC)	7 (DC)	7 (DC)
Áram típusa <sup>2</sup>	PDC	PDC	PDC/DC	PDC/DC	PDC/DC
Impulzusfrekvencia (Hz)	35–100	35–100	35–100	35–100	35–100
Mv. stratégiája 1. <sup>3</sup>	Gázolva	Gázolva	Csónakból	Csónakból	Csónakból
Mv. stratégiája 2. <sup>4</sup>	Teljes	Részleges	Részleges	Részleges	Részleges
Mv. stratégiája 3. <sup>5</sup>	Sodrással szemben	Sodrással szemben	Sodrással egy irányban	Sodrással egy irányban/ sodrással szemben	Sodrással egy irányban
Mv. hossza (m)	150	150	500	1000	2500
M. jellege <sup>6</sup>	Szemikvantitatív 2	Szemikvantitatív 1	Szemikvantitatív 1	Szemikvantitatív 1	Szemikvantitatív 1
Mv. napszaka	Nappal	Nappal	Nappal	Nappal	Nappal

<sup>1</sup>A VKI szempontrendszere szerint csoportosítva. <sup>2</sup>Kutatási feladatok végzéséhez kizárólag egyenáramú mintavételi eszköz használható, amelynek kétféle állítási lehetősége van: egyenáram (DC) vagy pulzáló egyenáram (PDC). <sup>3</sup>A *mintavétel stratégiája 1.* meghatározza, hogy a mintavételt gázolva vagy csónakból kell venni. <sup>4</sup>A *mintavétel stratégiája 2.* meghatározza, hogy a mintavétel kiterjed a teljes meder keresztszelvényre vagy csak a meder egy részére, ez utóbbi értelemszerűen a parti területet jelenti. <sup>5</sup>A *mintavétel stratégiája 3.* meghatározza, hogy a mintát a sodrással szemben vagy azzal egy irányban kell venni. <sup>6</sup>Ld. a szövegben (p. 38).

A kisebb (1., 2. víztípus), gázolható, tehát 1,2 méternél jellemzően nem mélyebb vízfolyásokon a mintavétel gázolva, a víz sodrásával szemben történt. A mintavétel hossza ezeken a víztereken 150 méter volt. A mintavétel eszköze ezeken a mintahelyeken egy akkumulátorról működő Hans Grassl IG 200 II/B típusú elektromos mintavételi eszköz (EME) volt. A mintavételt egy darab 2,5 méter hosszú, 30 cm-es átmérőjű kézi anóddal és egy katóddal végeztük. Az akkumulátorról üzemelő EME effektív fogási szélessége 1,5 méter. Amennyiben a vízfolyás nedvesített keresztszelvénye megengedte (cca. <8m), úgy a mintavétel teljes szélességben történt, míg a szélesebb, illetve csak a meder egy szegmensében gázolható vízfolyásokon részleges volt. A részleges mintavétel során az EME sajátosságának megfelelően a sekélyebb, elsősorban a parti terület került mintázásra. Néhány mélyebb, 2. típusba sorolt vízfolyáson a mintavétel csónakból történt. Ilyen esetben a mintavétel a sodrással egyirányú volt.

A nagyobb vízfolyásokon (3–5. típus) a mintavétel eszköze egységesen egy 7 kW egyenáram teljesítményű Hans-Grassl EL 64 II GI, aggregátorról üzemelő EME volt. A mintavételt ezeken a víztereken csónakból, lehetőség szerint a víz sodrával egy irányban és azzal egyenlő sebességgel végeztük. Erős áramlás esetén lehetőség volt a csónak visszatartására, illetve extrém gyors vízfolyások esetében (pl. Mura, Dráva/Örtilos) a sodrással szemben végzett mintavételre. A mintavételhez egy darab 3,5 méter hosszú, 40 cm átmérőjű szákfejű, kézi anódot, valamint egy darab katódot használtunk. A gép beállítása nagyobbrészt pulzáló egyenáram (PDC), kisebbrészen egyenáram (DC) volt. Ezeken a víztereken a mintavétel részleges, azaz a meder

keresztsszelvényének egy-egy részletében történt, az EME sajátosságait figyelembe véve alapvetően a ripális (parti) régióban. Ezen kívül ahol az élőhely sokszínűsége megkövetelte, ott fragmentált és sztratifikált, vagyis több alegységből állt, amelyek hossza a jellemző élőhelyek arányában kerültek kijelölésre. A mintavétel hossza a 3. típus esetében 500 méter (pl. Bódva, Pinka, Ipoly, Rába, Sajó), a 4. típus esetében 1000 méter (pl. Dráva, Tisza, Bodrog, Hármaskörös), míg a Duna mintavételi egységeinél (5. típus) 2500 méter volt.

A minta jellege szerint lehet „*kvantitatív*”, amennyiben a mintavétel záróhálók alkalmazásával a mintahelyen található halak teljes eltávolításának módszerén alapul. Ilyen minta a vizsgálat során nem volt. „*Szemikvantitatív 2*” a minta, amennyiben a mintavétel ugyan nem teljes eltávolításon alapul, de kiterjed a meder teljes keresztsszelvényére, és a fogott halak egyedszámait pontosan kerülnek rögzítésre, ugyanakkor „*szemikvantitatív 1*”, amennyiben a mintavétel csak részleges. Mindhárom esetben minden egyes begyűjtött halpéldány pontos leszámolása megtörténik. „*Kvalitatív*” a minta, amennyiben nincs pontos egyedszám, azok meghatározása becslésen alapul. A mintavétel során ilyen mintavétel sem történt **(III. melléklet)**.

A mintavétel napszaka minden mintavételi stratégia esetében a nappal volt. A mintavételi egységek (illetve ahol ilyen volt, ott az alegységek) felső és alsó végpontjait GPS segítségével rögzítettük. A mintavételi hosszakat GPS segítségével mértük. Az alkalmazott mintavételi eszközök megfeleltek a jogszabályban előírt regisztrációs és érintésvédelmi követelményeknek. A mintavétel előtt minden mintavételi helyszín vonatkozásában kitöltöttük a terepi jegyzőkönyvet. A mintavétel során meghatároztuk az előkerült halfajokat, diktafonon rögzítettük egyedszámukat. A terepen két korcsoportot különítettünk el: a 0+ korosztályt, valamint az annál idősebb egyedeket. Ezek számát külön rögzítettük. A halak meghatározása Berinkey (1966) és Miller (1986) szerint történt, az elnevezések során a 2.1 fejezetben írottak alapján a 2.1. táblázatban foglalt neveket alkalmaztuk. A mintavételt követően a diktafonról visszahallgatott alapadatokat adatbázisba, illetve adatmátrixba rendeztük **(VII. melléklet)**.

### 3.3 Alapadatok

A halmintavételek során terepi jegyzőkönyvben rögzítettük a mintavétel, illetve a mintavételi helyszín háttérváltozóit (ld. II. melléklet). A háttérváltozók egy külön csoportját képezték a független ökológus szakértők által felvett STAR AQUEM (Sandin et al. 2004) projekt alapján elkészített terepi jegyzőkönyvek. Ezekből a vizsgálatához a vízfolyás általános állapota pontot használtuk fel. Emellett a mintavételi helyek jellemző hidrológiai, hidromorfológiai adatait, illetve vízkémiai paramétereit az OVF biztosította a projekt során. Az abiotikus adattípusok minősége változó volt, azok közül csak azokat használtuk fel, amelyek egyrészt legalább nagyrészt teljeskörűen rendelkezésre álltak, másrészt forrásukat és adattartalmukat tekintve is koherensek voltak.

Az elemzésekhez a hidrológiai adatok közül (1) a mintahely tengerszint feletti magassága annak felső végpontján, (2) a mederesés, (3) a meder nedvesített

szélessége, (4) a közepes vízhozam (KÖQ), (5) a mintahely forrástól való távolsága, (6) a vízfolyás vízgyűjtőjének mérete, (7) a jellemző vízsebesség, valamint (8) a mederanyag adatait használtuk fel. A vízkémiai adatok közül a következők álltak teljeskörűen rendelkezésre: (1) vezetőképesség, (2) kémiai oxigénigény ( $KOI_{Cr}$ ), (3) nitrát, (4) összes foszfor.

A mintavétel során rögzítettük az adott mintavételi hosszon előkerült halegyedek nevét és pontos számát, a 0+, valamint az idősebb korosztály egyedszámait külön számolva. Az adatbázisban az alapadatokból számítottuk az egységnyi mintahosszra (1000 m) jutó egyedszámokat (CPUE), vagyis az abundancia értékeit (**3.2. táblázat**).

**3.2. táblázat. A mintavétel alapadatai**

Halmintavétel alapadatai és háttérváltozói	A mintavételi helyek hidrológiai adatai	A mintavételi helyek vízfizikai, vízkémiai alapadatai
Fajszám (db)	Magasság (m)	Víz hőmérséklet (°C)
Egyedszám 0+ (db)	Nedvesített mederszélesség (jellemző, max.)	Vezetőképesség ( $\mu S/cm$ )
Egyedszám idősebb (db)	Vízmélység (jellemző, max.)	Dikromátos kémiai oxigénigény (mg/l)
Abundancia 0+ (egyed/1000 m)	Aljzat típusa (mederanyag)	Nitrát (mg/l)
Abundancia idősebb (egyed/1000 m)	Hozzáfolyás (természetes, mesterséges)	Összes foszfor (mg/l)
Víztér neve	Vízáramlás jellege (természetes, módosított, zavart)	
Víztér kódja	Meder jellege (természetes, módosított, zavart)	
Dátum	Part jellege (természetes, módosított, zavart)	
Időpont	Keresztzárás (felvízi, alvízi)	
EOV koordináta alsó és felső végpontja	Vízfolyás karaktere (természetes, módosított, mesterséges)	
Mintavevők neve	Mintahely állapotának szakértői általános megítélése (jó, átlagos, rossz)	
Mintavételi egység hossza	Vízsebesség (m/s)	
Mintavételi stratégiák	Esés (cm/km)	
EME típusa	Forrástól való távolság (km)	
Beállítás (PDC/DC)	Vízgyűjtő mérete (km <sup>2</sup> )	
Mintavételre való alkalmasság	Közepes vízhozam (KÖQ) (m <sup>3</sup> /s)	
Vizsgált élőhelytípusok aránya (nyílt, aljzat által meghatározott, növényzet által meghatározott)		
Víz színe		
Növényborítás értéke (%)		
Secchi átlátszóság (cm)		
Vízsebesség, aktuális (nincs, alacsony, közepes, erős)		
Vízállás (kiszáradó, részleges, alacsony, közepes, magas, áradó)		

### 3.4 Az adatfeldolgozás módszerei

#### 3.4.1 Adatszűrés

A mintavételi helyszínek állapotát az antropogén beavatkozások különböző mértékben módosították. Annak érdekében, hogy az antropogén hatást a lehetőség mértékéig kiszűrjük a további elemzésekből, ezzel elkerülve azt, hogy az elemzések során kizárólag az antropogén hatásra reflektáló műterméket kapjunk (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011), az adatokat a statisztikai elemzések előtt előzetesen szűrtük.

**3.3. táblázat.** Az antropogenitás-index számítása

Index-érték	KOI <sub>Cr</sub> (mg/l)	NO <sub>3</sub> (mg/l)	Összes P (mg/l)	Karakter + Általános állapot	Folyás + Meder + Part
1.	<15	<1	<0,1	természetes + jó	természetes + természetes + természetes
2.	15,1–20	1,1–5	0,101–0,2	természetes/módosított + átlagos/jó	természetes/módosított + természetes/módosított + természetes/módosított
3.	20,1–35	5,1–10	0,201–0,4	módosított + átlagos	módosított + módosított + módosított
4.	35,1–60	10,1–15	0,401–1,0	módosított/mesterséges + rossz/átlagos	módosított/zavart + módosított/zavart + módosított/zavart +
5.	>60	>15	>1,0	mesterséges + rossz	zavart

Ennek érdekében bevezettük és kiszámítottuk a mintavételi helyszínek antropogenitás-indexét. Az index meghatározása során figyelembe vettük a mintahelyek három vízkémiai paraméterét (dikromátos kémiai oxigénigény, nitrát, összes foszfor), hidromorfológiai jellemzőit (áramlás jellege, meder jellege, part jellege) és az általános állapot értékét (vízfolyás karaktere, általános állapot). Az alapadatokból ötfokozatú indexeket képeztünk, amelyek számtani átlaga adja meg az antropogenitás-index értékét, szintén ötfokú skálán (1 = kiváló; 5 = rossz). Azon mintavételi helyek fogási adatait, amelyeknek antropogenitás-indexe elérte vagy meghaladta a 3,5-es értéket, a további elemzésekből kizártuk (**3.3. táblázat**). A szűrést követően a statisztikai elemzésekhez 122 mintahely alapadatait használtuk fel (**IV. melléklet**).

#### 3.4.2 Statisztikai elemzések

##### Távolságfüggvények

Az összemérésre szolgáló függvények segítségével határozhatjuk meg két vizsgált objektum hasonlóságát, különbözőségét vagy távolságát. A távolságfüggvények legismertebb példája az euklideszi távolság. Hasonlóságfüggvényként használhatjuk például a közös fajok arányát a teljes fajkészlethez viszonyítva. Formálisabban: az

összemérésre szolgáló függvényeknek meg kell felelniük bizonyos alapvető tulajdonságoknak, axiómáknak (pl. Legendre & Legendre 1998).

Ökológiai szempontból a bináris adatok azt jelentik, hogy mindössze a fajlistára támaszkodunk, és nem vesszük figyelembe, hogy melyik fajból hány egyed fordult elő a mintavételi helyen. Bináris adatok esetén az összemérésre szolgáló függvényeket a (2×2)-es kontingenciátáblázat jelöléseit használva szokás megadni, ahol „a” jelöli a mindkét mintában jelenlévő fajok számát. Hasonló módon, „b” jelöli csak az egyik mintában, míg „c” a kizárólag csak a másik mintában előfordult fajok számát. „d” azoknak a fajoknak a számát jelöli, amelyek egyik összehasonlított mintában nem fordultak elő, de a vizsgálatban szereplő valamelyik másik mintában jelen voltak.

Bináris változók esetén az egyik legjobban használható hasonlóságfüggvény a Rogers–Tanimoto-féle hasonlóság, amelyet mi is használtunk az adatok feldolgozása során.

$$s_{RT} = \frac{a + d}{a + 2(b + c) + d}$$

A Rogers–Tanimoto-féle hasonlóság dupla súllyal veszi figyelembe a nevezőben differenciális fajok számát, azaz (b+c)-t. A sokváltozós elemzések során gyakran távolságértékekre van szükség. Ilyenkor a hasonlóság értékét az alábbi módon konvertáltuk távolsággá.

$$d_{RT} = \sqrt{1 - s_{RT}}$$

## Klaszteranalízis

A klaszteranalízis arra szolgál, hogy csoportokat képezzünk a vizsgálati objektumainkból, esetünkben a vizekből olyan módon, hogy a csoportok minél homogénebbek legyenek. A csoportok homogenitása számos tényezőtől függ. Többek között a változók skálájától, a csoportosítás során alkalmazott hasonlóságfüggvénytől, és az osztályozás során használt fúziós algoritmustól. Általánosan elmondható, hogy az igen nagy varianciájú változók és a kilógó adatok (outlierek) erőteljesen rontják az osztályozás hatékonyságát. Technikai értelemben a hierarchikus klaszteranalízis első lépése az, hogy kiszámoljuk a vizsgálati objektumaink (a víztestek) különbözőségét (távolságmátrixát). A továbbiakban a távolságmátrixból kiindulva egy fadiagramot, vagy más néven dendrogramot készítünk olyan módon, hogy a leghasonlóbb objektumokat vagy a leghasonlóbb objektumok csoportjait fokozatosan egyre nagyobb csoportokba vonjuk össze. Lényeges az összevonást végző algoritmus megfelelő megválasztása (Legendre & Legendre 1998). Az elemzések során hatékony csoportképző hajlama miatt a Ward módszert alkalmaztuk.

## Ordinációs eljárások

### *Főkoordináta-analízis*

A főkoordináta-analízis (PCoA), vagy más néven metrikus többdimenziós skálázás eredetileg Torgerson (1952) nevéhez fűződik, jelen dolgozatban Davis (1986)

algoritmus szerint számoltunk. A módszer metrikus, mivel az ordináció során megőrzi az objektumok közötti távolságviszonyokat. A módszer alkalmazása során meghatározhatók annak a mátrixnak a sajátértékei és sajátvektorai, vagyis koordináták, amelyek tartalmazzák az összes adatpont közötti távolságértéket. A módszer során az euklideszi távolság helyett Gower távolságot használunk, amely a főkomponens analíziséhez hasonló eredményt ad. Az elemzés alapvetően két lépésben hajtható végre. Az elsőben a távolságok felhasználásával egy szimmetrikus mátrixot állítunk elő, amely éppen a későbbiekben meghatározandó koordinátákból kiszámítható keresztszorzatmátrixnak fogható fel. A következő lépés ezen mátrix sajátérték elemzése, amely a sajátértékeket és sajátvektorokat eredményezi. A főkoordináta-analízis – hasonlóan a főkomponens-analízishez – szintén mutatja a patkó effektust (Podani & Miklós 2002). A főkoordináta-analízist PAST programcsomaggal végeztük (Hammer et al. 2001).

### *Diszkriminanciaanalízis*

A diszkriminanciaanalízis, másképp kanonikusváltozó-analízis (CVA) olyan módszer, amely során egy külső szempontrendszer alapján a priori módon létrehozott csoportok ( $k \geq 2$ ) ordinációját végezzük el. Ebben az esetben olyan lineárisan korrelálatlan tengelyeket keresünk, amelyek a legjobban magyarázzák a csoportok közötti különbségeket, miközben azokat lehetőség szerint nem érintik a csoporton belüli tendenciák. A főkomponens analízissel szemben tehát nem a teljes varianciát, hanem a csoportok közötti varianciát kell maximalizálni, miközben a csoporton belüli variancia minimalizálására törekszünk (Podani 1997). A minták szórása az első két kanonikus tengely mentén a maximális, míg a második a csoportok közötti maximális különbségeket mutatja. A tengelyek az eredeti változók lineáris kombinációi, mint a főkomponens-analízis során, és a sajátértékek a tengelyek által magyarázott változások mértékét jelzik. Az elemzéshez szintén PAST programcsomagot használtunk (Hammer et al. 2001).

### *Redundanciaanalízis (RDA)*

A környezeti változók és a vizsgált halközösségek kapcsolatát redundanciaanalízissel (RDA) vizsgáltuk. Ennek során megállapítottuk a modellekbe kerülő háttérváltozók varianciafedését, vagyis az egyes változók fontosságát a halközösségek létrejöttében. Szintén redundanciaanalízist alkalmaztunk a karakterfajok és a környezeti változók kapcsolatának bemutatásához. Ezt az elemzést használtuk annak meghatározására is, hogy a funkcionális jellemzők milyen kapcsolatban állnak a környezeti változókkal, azokat lehet-e alkalmazni a halközösségek jellemzésére. Az elemzésekhez Canoco 5.0 programot használtunk (ter Braak & Smilauer 2002).

### Diverzitáselemzések

A diverzitáselemzéshez több módszert is használtunk. Az első a Shannon-diverzitásfüggvény, amely a közösség abundancia-dominancia struktúrája alapján számol. Az itt alkalmazott számítási mód a következő (Hammer et al. 2001).

$$H = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{n} \ln \frac{n_i}{n}$$

Ahol  $S$  a közösség fajszáma;  $n_i/n$  a minta  $i$ -edik fajának relatív gyakorisága. A Shannon-diverzitásindex mellett meghatároztuk a Búzás és Gibbson egyenletességet (Hammer et al. 2001).

$$e^H / S$$

Az egyes víztípusok egységnyi mintahosszának fajgazdagságát Chao1-diverzitásfüggvénnyel számítottuk.

$$Chao1 = S + F1 (F1 - 1) / (2 (F2 + 1))$$

Ahol  $S$  a fajszám;  $F1$  a singleton fajok száma, vagyis azon fajok száma, amelyek a mintában csak egyszer fordulnak elő;  $F2$  pedig a doubleton fajok száma, vagyis amelyek kétszer fordulnak elő a mintában.

A teljes fajgazdagság prediktálását Next programcsomaggal végeztük (Chao et al. 2016). A program segítségével kalkulálható az egységnyi minták teljes becsült fajdiverzitás-értéke. A számítás az egyforma méretű minták diverzitásbecslésének összevetésére szolgál. Alapja a teljes rarefakció és a Hill-számok –  $q = 0,1$  és  $2$  – görbéinek extrapolációja (Colwell et al. 2012).

### Karakterfaj-elemzés

A víztestek csoportjainak karakterfajait az IndVal (Indicator Value) eljárással azonosítottuk (Dufřene & Legendre 1997). Karakterfajoknak azokat a fajokat tekintjük, amelyek majdnem kizárólag egyetlen csoportban fordulnak elő, vagy valamelyik csoportban lényegesen nagyobb egyedszámban fordultak elő. Az IndVal módszer számos szempontból a klasszikus cönológia karakterfaj-fogalmának modern átfogalmazása egy számítógépes randomizációs eljárás alapján. Az eljárás a karakterfajokhoz tartozó indikátorértékeket egy számítógépes szimulációs eljárás segítségével határozza meg. Az egyedeket random módon szétosztja a mintavételi helyek között. A nullhipotézis az, hogy az egyedek egyenletesen oszlanak el a mintahelyek között.

### **3.5 A hazai halfajok funkcionális jellemzői**

Egyrészt a guild definíciója körül kialakult ellentmondások és párhuzamosságok (Hawkins & MacMahon 1989, Simberloff & Dayan 1991), másrészt az ökológiai jellegek közösségi ökológiai vizsgálatok során tapasztalt érvényessége és hasznossága okán (Southwood 1988, Schlosser 1990, Townsend & Hildrew 1994, Poff 1997) szükségesnek látszik, hogy azt az ökológia elméleti alapjaira helyezve, ugyanakkor

operatíván alkalmazható módon definiáljuk. Az itt leírt definíció nem új, csak újszerű értelmezést ad. Fogalmi oldalról a „*funkcionális jellemző*” megnevezés alkalmazását javasoljuk, amely megfelel az angol nyelvű szakirodalomban használt „*species trait*” kifejezésnek (Southwood 1988, Poff 1997). A funkcionális jellemzőket absztrakt tulajdonságként értelmezzük (vö. Dévai et al. 1992b, c), ahol az n dimenziós tér koordinátáit az élőlényközösségekre ténylegesen ható környezeti tényezők funkcionális jellemzőként meghatározott absztrakciói képezik, míg az ebben az attribútumtérben meghatározható hipertest az adott vizsgálati objektum (mikrohabitat, szakasz, folyó, vízgyűjtő) állapotára reflektál. A funkcionális jellemzők alkalmazásának előnye a taxonómiai csoportokkal szemben épp az absztrakciónak köszönhető módon az a tény, hogy az előbbi az abiotikus és az annál is bonyolultabb biotikus kapcsolatokat integráltan képes indikálni, így a minőség szempontjából jobban értelmezhető.

A funkcionális jellemzőket különböző csoportokba lehet sorolni tudományterületi lehatárolás alapján, így lehetnek ökológiai jellemzők (pl. élőhelyhasználat, élőhely-specializáció, táplálkozási sajátosságok), élettani jellemzők (pl. ikraszám, testméret), biogeográfiai jellemzők (pl. őshonos, betelepült, idegenhonos), vagy akár taxonómiai jellemzők (pl. Cyprinidae-fajok, Percidae-fajok). Jól látható az is, hogy ebben a megközelítésben magunk mögött hagyhatjuk a guild koncepciók valamennyi, ebből az aspektusból inoperatív kötöttségét, így például a kompetíció kizárólagos jelentőségét vagy éppen az élő, illetve élettelen környezeti tényezők feleslegesnek látszó hangsúlyozását. A definíció összhangban van az ökológiai indikáció- és a niche-elmélettel (Hutchinson 1957, MTAÖB 1987) egyaránt.

A funkcionális jellemzők csoportjainak meghatározása és a hazai halfauna funkcionális jellemzőkbe sorolása – fajklasszifikáció – során Halasi-Kovács & Tóthmérész (2011) munkáját vettük alapul, amelynek használatát az elmúlt években végzett alkalmazott kutatások tapasztalatai is messzemenőig alátámasztják (Halasi-Kovács et al. 2009, Halasi-Kovács et al. 2013, Halasi-Kovács et al. 2014, Halasi-Kovács et al. 2015) (V. melléklet) (3.4. táblázat).

**3.4. táblázat.** Az elemzések alapjaként meghatározott funkcionális jellemzők

Táplálkozási jellemző	Táplálkozási-habitat-jellemző	Szaporodási jellemző	Áramlásjellemző	Élőhely-specializáció jellemző	Eredetjellemző
Herbivor	Pelagikus	Litofil	Reofil	Specialista	Őshonos
Omnivor	Metafitikus	Fitofil	Euritóp	Generalista	Adventív
Planktivor	Bentikus	Fito-litofil	Stagnofil	Zavarástűrő	
Invertivor/Piscivor		Pszammofil			
Invertivor/Bentivor		Ostracofil			
Invertivor/Detritivor		Pelagofil			
Piscivor		Lito-pelagofil			
Detritivor		Ariadnofil			
Parazita		Speleofil			
		Vivipar			

## 4. Eredmények

### 4.1 Faunisztikai eredmények

Az elemzésekhez felhasznált 122 mintavételi helyről összesen 61 halfaj 53 094 egyedet mutattuk ki (**4.1. táblázat**). Az ökológiai elemzéseket is ezzel a fajkészlettel végeztük. A mintákban 35 758 db idősebb, míg 17 336 db 0+ korú egyedet határoztunk meg (**VI. melléklet**).

#### 4.1. táblázat. A mintavételek során az elemzésekhez használt 122 mintahelyről előkerült fajok listája

Tudományos név	Leíró
<i>Abramis brama</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Acipenser ruthenus</i>	Linnaeus, 1758
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	(Bloch, 1782)
<i>Alburnus alburnus</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Ameiurus melas</i>	(Rafinesque, 1820)
<i>Anguilla anguilla</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Babka gymnotrachelus</i>	(Kessler, 1857)
<i>Ballerus ballerus</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Ballerus sapa</i>	(Pallas, 1814)
<i>Barbatula barbatula</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Barbus barbus</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Barbus carpathicus</i>	Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb & Berrebi 2002
<i>Blicca bjoerkna</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Carassius carassius</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Carassius gibelio</i>	(Bloch, 1782)
<i>Chondrostoma nasus</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Cobitis elongatoides</i>	Băcescu & Maier, 1969
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	(Valenciennes, 1844)
<i>Cyprinus carpio</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Esox lucius</i>	Linnaeus, 1758
<i>Eudontomyzon danfordi</i>	Regan, 1911
<i>Eudontomyzon mariae</i>	(Berg, 1931)
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Linnaeus, 1758
<i>Gobio gobio fajkomplex</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Gymnocephalus baloni</i>	Holčík & Hensel, 1974
<i>Gymnocephalus cernua</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	(Valenciennes, 1844)
<i>Lepomis gibbosus</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Leucaspis delineatus</i>	(Heckel, 1843)
<i>Leuciscus aspius</i>	(Linnaeus, 1758)

Tudományos név	Leíró
<i>Leuciscus idus</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Leuciscus leuciscus</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Lota lota</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Misgurnus fossilis</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Neogobius fluviatilis</i>	(Pallas, 1814)
<i>Neogobius melanostomus</i>	(Pallas, 1814)
<i>Pelecus cultratus</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Perca fluviatilis</i>	Linnaeus, 1758
<i>Percottus glenii</i>	Dybowski, 1877
<i>Phoxinus phoxinus</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Ponticola kessleri</i>	(Günther, 1861)
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	(Heckel, 1837)
<i>Pseudorasbora parva</i>	(Temminck & Schlegel, 1846)
<i>Rhodeus amarus</i>	(Bloch, 1782)
<i>Romanogobio kesslerii</i>	(Dybowski, 1862)
<i>Romanogobio vladykovi</i>	(Fang, 1943)
<i>Rutilus rutilus</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Rutilus virgo</i>	(Heckel, 1852)
<i>Sabanejewia balcanica</i>	(Karaman, 1922)
<i>Salmo trutta</i>	Linnaeus, 1758
<i>Sander lucioperca</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Sander volgensis</i>	(Gmelin, 1789)
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Silurus glanis</i>	Linnaeus, 1758
<i>Squalius cephalus</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Tinca tinca</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Umbra krameri</i>	Walbaum, 1792
<i>Vimba vimba</i>	(Linnaeus, 1758)
<i>Zingel streber</i>	(Siebold, 1863)
<i>Zingel zingel</i>	(Linné, 1766)

Meghatároztuk az őshonos halfajok (ld. VI. melléklet) relatív frekvenciáját és relatív gyakoriságát. A frekvencia értéke azt mutatja meg, hogy az adott faj mennyi mintavételi egységben fordult elő. A gyakorisáérték ezzel szemben a fogott fajhoz tartozó egyedszámra reflektál (**4.2. táblázat**).

**4.2. táblázat.** A mintavételi helyeken fogott őshonos halfajok relatív frekvencia- és relatív gyakoriságtételei az összes fogott egyedszám alapján

Fajnév	Relatív frekvencia (%)	Relatív gyakoriság (%)
<i>Abramis brama</i>	41,8	0,53
<i>Acipenser ruthenus</i>	0,8	0,00
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	31,1	4,20
<i>Alburnus alburnus</i>	69,7	44,84
<i>Anguilla anguilla</i>	0,8	0,00
<i>Ballerus ballerus</i>	7,4	0,08
<i>Ballerus sapa</i>	9,8	0,46
<i>Barbatula barbatula</i>	31,1	2,76
<i>Barbus barbus</i>	33,6	1,24
<i>Barbus carpathicus</i>	14,8	0,53
<i>Blicca bjoerkna</i>	32,8	0,74
<i>Carassius carassius</i>	1,6	0,01
<i>Chondrostoma nasus</i>	33,6	1,75
<i>Cobitis elongatoides</i>	36,9	0,75
<i>Cyprinus carpio</i>	16,4	0,08
<i>Esox lucius</i>	54,9	1,04
<i>Eudontomyzon danfordi</i>	0,8	0,01
<i>Eudontomyzon mariae</i>	1,6	0,01
<i>Gobio gobio</i> fajkomplex	38,5	1,97
<i>Gymnocephalus baloni</i>	9,8	0,18
<i>Gymnocephalus cernua</i>	8,2	0,04
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	8,2	0,05
<i>Leucaspis delineatus</i>	4,9	0,03
<i>Leuciscus aspilus</i>	48,4	0,97
<i>Leuciscus idus</i>	33,6	4,56
<i>Leuciscus leuciscus</i>	25,4	0,62
<i>Lota lota</i>	18,0	0,39
<i>Misgurnus fossilis</i>	8,2	0,09
<i>Pelecus cultratus</i>	0,8	0,00
<i>Perca fluviatilis</i>	54,9	1,36
<i>Phoxinus phoxinus</i>	9,8	2,72
<i>Rhodeus amarus</i>	52,5	4,95
<i>Romanogobio kesslerii</i>	9,0	0,21
<i>Romanogobio vladykovi</i>	35,2	0,97
<i>Rutilus rutilus</i>	68,9	7,12
<i>Rutilus virgo</i>	4,9	0,06
<i>Sabanejewia balcanica</i>	12,3	0,09
<i>Salmo trutta</i>	8,2	0,17
<i>Sander lucioperca</i>	28,7	0,34

Fajnév	Relatív frekvencia (%)	Relatív gyakoriság (%)
Sander volgensis	0,8	0,00
Scardinius erythrophthalmus	23,0	0,49
Silurus glanis	14,8	0,08
Squalius cephalus	69,7	7,73
Tinca tinca	3,3	0,02
Umbra krameri	1,6	0,01
Vimba vimba	9,8	0,11
Zingel streber	4,9	0,06
Zingel zingel	9,8	0,10

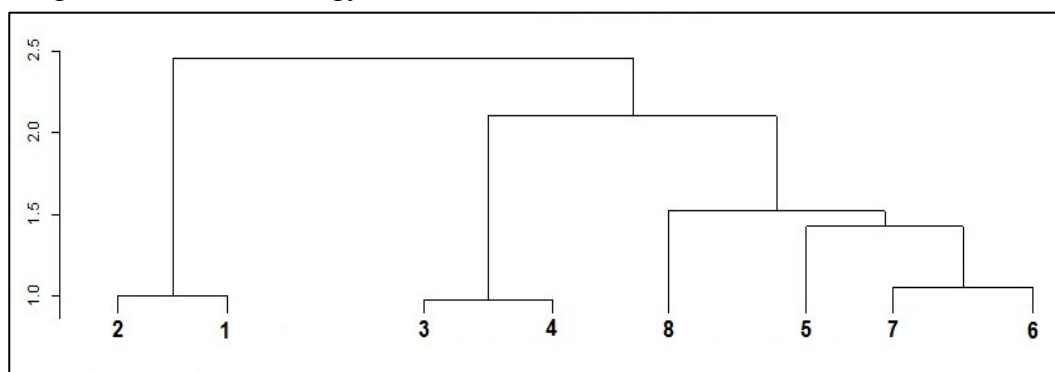
A frekvencia- és gyakoriságértékek jelzik az egyes halfajok elterjedtségét és tömegességét vízfolyásainkban. Ezen keresztül pedig következtetni lehet a hazai vízfolyásainkban élő halfajok természeti értékességére. Az természetesen egyértelmű, hogy a fajok fogási hatékonyságában vannak eltérések, és az eredményt befolyásolja a mintavételi helyszín típusainak a természetestől esetleg eltérő aránya, de az adott faj táplálkozási piramison elfoglalt helyzete is. Ugyanakkor a mintavételi helyek és a fogások nagy száma, illetve a mintahelyek viszonylag statisztikus eloszlása mégis módot ad legalább egy robusztus következtetésre e tekintetben. Mind a frekvencia, mind a gyakoriság számított értékei alapján három kategóriát képeztünk: (1) biztonságban lévő fajok; (2) fenyegetett fajok; (3) veszélyeztetett fajok. A relatív frekvencia számítása során biztonságban lévő fajnak tekintjük azokat, amelyek a mintavételi helyszínek legalább 33,3%-ában előfordultak. Fenyegetett a faj, amennyiben relatív frekvenciája 33,2–11,2% között van, és veszélyeztetett, ha a relatív frekvencia értéke a 11,1% alatt marad. A relatív gyakoriságértékeknél biztonságban lévő a faj, ha előfordulási gyakorisága meghaladja az 1,0%-ot, fenyegetett, amennyiben ez az érték 0,99–0,1% között van, és veszélyeztetett, ha a faj relatív gyakorisága 0,1% alatt van, vagyis az adott faj csak kevesebb, mint minden ezredik halegyedként került elő a mintavétel során. Ebben a besorolásban azt is hangsúlyozni kell, hogy a mintavételek során elő nem került halfajok még ennél is ritkábbak, így szintén a veszélyeztetett kategóriába sorolhatók. Szakmai megítélésünk szerint a frekvencia némileg erősebb súlyú az értékelés szempontjából, de figyelembe véve a minta robusztus voltát, nem tűnt indokoltnak a két érték közötti súlyozás. Ennek megfelelően a relatív frekvencia és relatív gyakoriság alapján határoztuk meg az adott halfaj státuszát olyan módon, hogy a biztonságban lévő kategória 2-2 pontot, a fenyegetett kategória 1-1, míg a veszélyeztetett 0 pontot kapott. Ez alapján a 4 és 3 pontot elérő fajokat a biztonságban lévő, a 2 és 1 pontosakat a fenyegetett, míg a 0 pontot elérő fajokat a veszélyeztetett kategóriába soroltuk (4.3. táblázat).

**4.3. táblázat.** Az őshonos halfajok veszélyeztetettségi kategóriái a relatív frekvencia és a relatív gyakoriság értékei alapján

Biztonságban lévő fajok	Fenyegetett fajok	Veszélyeztetett fajok	Mintavételek során elő nem került fajok
Abramis brama	Ballerus sapa	Acipenser ruthenus	Acipenser gueldenstaedtii
Alburnoides bipunctatus	Barbus carpathicus	Anguilla anguilla	Acipenser nudiventris
Alburnus alburnus	Blicca bjoerkna	Ballerus ballerus	Acipenser stellatus
Barbatula barbatula	Cyprinus carpio	Carassius carassius	Barbus biharicus
Barbus barbus	Gymnocephalus baloni	Eudontomyzon danfordi	Cottus gobio
Chondrostoma nasus	Leuciscus leuciscus	Eudontomyzon mariae	Hucho hucho
Cobitis elongatoides	Lota lota	Gymnocephalus cernua	Huso huso
Esox lucius	Phoxinus phoxinus	Gymnocephalus schraetser	Romanogobio uranoscopus
Gobio gobio fajkomplex	Romanogobio kesslerii	Leucaspis delineatus	Salmo labrax
Leuciscus aspilus	Sabanejewia balcanica	Misgurnus fossilis	Telestes souffia
Leuciscus idus	Salmo trutta	Pelecus cultratus	Thymallus thymallus
Perca fluviatilis	Sander lucioperca	Rutilus virgo	
Rhodeus amarus	Scardinius erythrophthalmus	Sander volgensis	
Romanogobio vladykovi	Silurus glanis	Tinca tinca	
Rutilus rutilus	Vimba vimba	Umbra krameri	
Squalius cephalus	Zingel zingel	Zingel streber	

**4.2 A hazai vízfolyások halközösség alapján meghatározott típusai**

A fajösszetétel alapján, bináris távolságfüggvény használatával elvégzett klaszteranalízis eredményeként nyolc víztípuscsoportot különítettünk el (**VII. melléklet**). Habár a klaszteranalízis során Ward módszere a legerőteljesebb csoportképző algoritmus, a dendrogram nem jelez markáns csoportokat, a mintahelyek eloszlása sokkal inkább sorozatként jelenik meg (**4.1. ábra**). A dendrogrammon először az 1-2. klaszterág különül el, majd a 3-4., azt követően a 8., az 5., végül a 6. és 7. ág válik el. A klaszterágak közül az 1., 2., a 3. 4., és a 6., 7. ágak közelebb állnak egymáshoz.

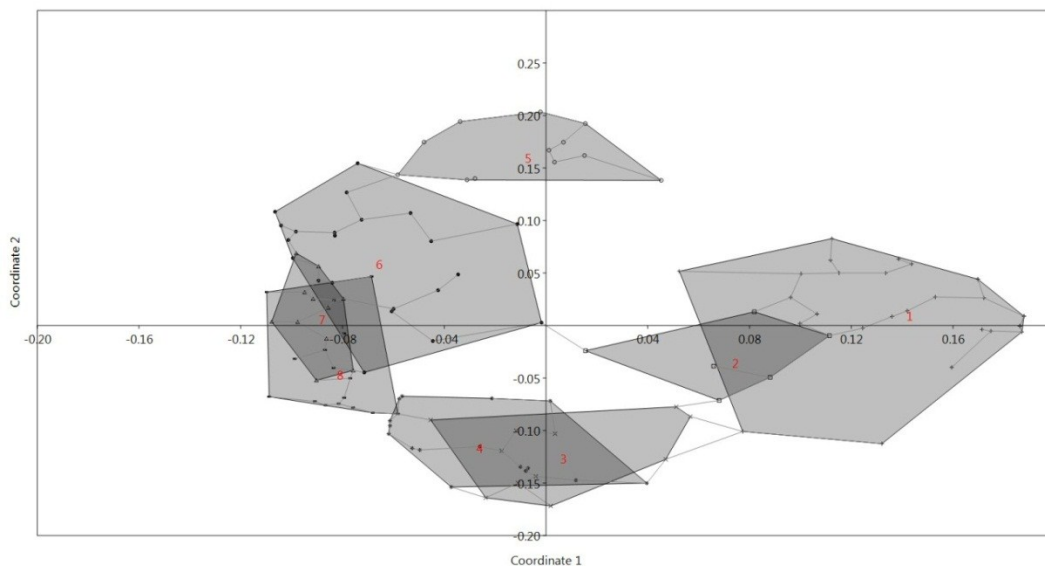


**4.1. ábra.** A fajösszetétel alapján szerkesztett fadiagram

A víztípuscsoportokat az egyes klaszterágakon megjelenő vízterek hidrológiai adottságai alapján neveztük el. Mivel a Duna, illetve a Dunával közvetlen kapcsolatban álló mellékágak önmagukban képeznek csoportot, itt az elnevezésnél a folyó nevét használtuk:

1. *Középhegységi kisvízfolyások (patakok)*
2. *Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók*
3. *Közepes és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza*
4. *Közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza*
5. *Alföldi kisvízfolyások (ér)*
6. *Alföldi kis és közepes folyók, csatornák*
7. *Nagy folyók alföldi szakasza*
8. *Duna*

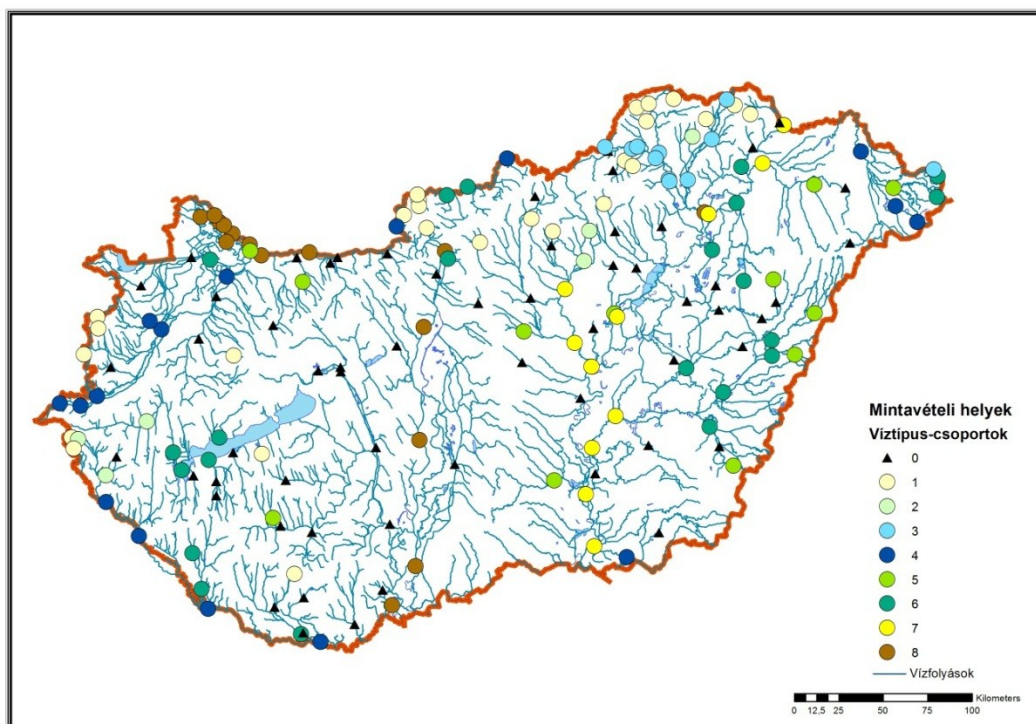
Egy ilyen méretű minta során a természetes változékonyság, továbbá a mintavételi hibák szerepét nem szabad figyelmen kívül hagyni. Ennek érdekében a mintahelyek csoportosítását főkoordináta-analízissel is elvégeztük (**4.2. ábra**). Az ordináció során Jaccard bináris távolságfüggvényt alkalmaztunk. A dendrogram szerinti csoportokat külön jelölökkel ábrázoltuk. A legközelebbi kapcsolatokat vonalak jelzik. Az első két tely a változók 31,14%-át magyarázza (**VIII. melléklet**).



**4.2. ábra.** A vízfolyások ordinációja főkoordináta-analízissel (PCoA)

Az ordináció egyrészt megerősíti a klaszteranalízis eredményét, ugyanakkor még hangsúlyosabban rávilágít arra a tényre, hogy a dendrogrammon feltüntetett csoportok valójában folytonos átmenetet képeznek. A főkoordináta-analízis alapján ugyanis 95%-os valószínűségi szinten a víztípusok nem jelentek meg önálló csoportokként. A mintahelyek patkó alakú elrendeződést mutatnak, amelynek két legtávolabbi ágán a „középhegységi kisvízfolyások” (1.), valamint az „alföldi

*kisvízfolyások*” (5.) található, és a két ág egyaránt a „*nagy folyók alföldi szakasza*” (7.), illetve a „*Duna*” (8.) irányába mutat. Az ordináció alapján az is megállapítható, hogy a „*középhegységi kisvízfolyások*” (1.) halközössége a „*dombvidéki kisvízfolyások és kis folyók*” (2.), illetve a „*közepes és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakaszának*” (3.) közösségeihez áll legközelebb. Ezen az ágon haladva a 3-as csoport halközössége szoros kapcsolatot mutat ezeken kívül a „*közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza*” (4.) közösségével. Ez utóbbi csoport pedig a „*Duna*” (8.), valamint a „*nagy folyók alföldi szakasza*” halközösségével áll kapcsolatban; a főkoordináta-analízis eredménye alapján a dunai halközösséghez szorosabban kötődik. A másik ág végén az „*alföldi kisvízfolyások*” (5.) halközössége található, ehhez pedig a „*alföldi kis és közepes folyók, csatornák*” (6.) halközössége áll legközelebb. Ez utóbbi csoport ugyanakkor a „*nagy folyók alföldi szakasza*” (7.) víztípus halközösségével is közeli kapcsolatot mutat. Speciális, átmeneti helyzetet mutat a „*dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók*” (2.) típus halközössége, hiszen míg az egyik ágon az 1-es, valamint 3-as csoport közösségeivel van szoros kapcsolatban, addig kapcsolatot mutat a másik ágon az „*alföldi kis és közepes folyók, csatornák*” (6.) halközösségével is. Az ordináció eredményeként az 1-2.; 3-4.; 6-7. csoportok elválása is egyértelmű.



**4.3. ábra.** A mintavételi helyek víztípuscsoportok szerinti ábrázolása

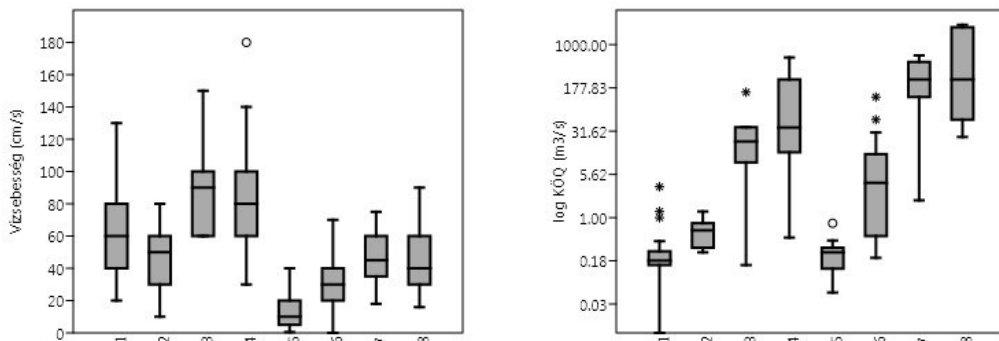
A nyolc víztípus topográfiai megjelenését a mintahelyek színezésével térképen ábráztuk (4.3. ábra). A térképi ábrázolás alapján kirajzolódik a táj által meghatározott és a vízfolyások hidrológiai adottságaiban megjelenő sajátosságok.

Ugyanakkor több vízfolyás esetében látszanak a hidrológiai adottságoktól való eltérések is. Ezek – fenntartva a mintavételben rejlő bizonytalanságot is – alapvetően mutatnak rá arra a tényre, hogy az egyes vízfolyások, illetve vízfolyásszakaszok halközösség struktúráját a természetes adottságok mellett a környezeti állapot is befolyásolja.

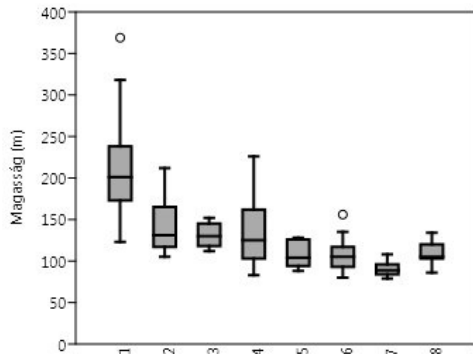
### 4.3 A víztípuscsoportok abiotikus környezeti adottságainak elemzése

Az egy klaszterágon megjelenő vizek hidrológiai jellemzőinek elemzése segítségével meghatározhatók a víztípuscsoportok hidrológiai adottságai. A vízsebesség, közepes vízhozam, tengerszint feletti magasság, mederszélesség, vízgyűjtő méret, mederesés, mederanyagtípus csoportonkénti jellemző értékeit boxploton, illetve a mederanyagtípust hisztogramon ábráztuk (**4.4. ábra**). A vizsgált változók közül a mederanyagtípus nominális változó (kő = 1; kő/kavics = 1,5; kavics = 2; kavics/homok = 2,5; homok = 3; homok/agyag = 3,5; agyag = 4; agyag/szerves üledék = 4,5; szerves üledék = 5), míg a többi numerikus változó. A nagyságrendi különbségek okán a közepes vízhozam-, a mederszélesség-, a vízgyűjtőméret-, valamint a mederesés-változókat logaritmikus skálán ábráztuk.

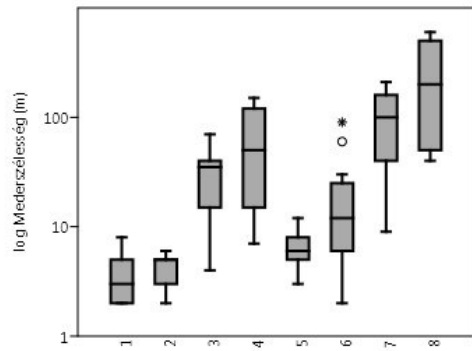
**4.4. ábra.** A víztípuscsoportok hidrológiai jellemzőinek diagramjai  
**Vízsebesség** **Közepes vízhozam**



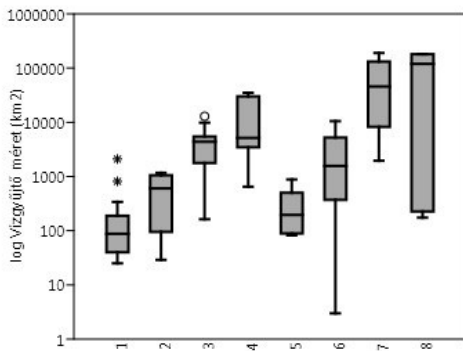
### Tengerszint feletti magasság



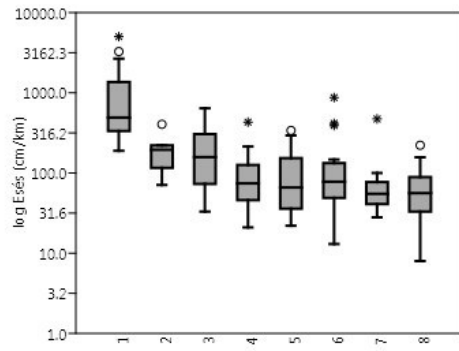
### Mederszélesség



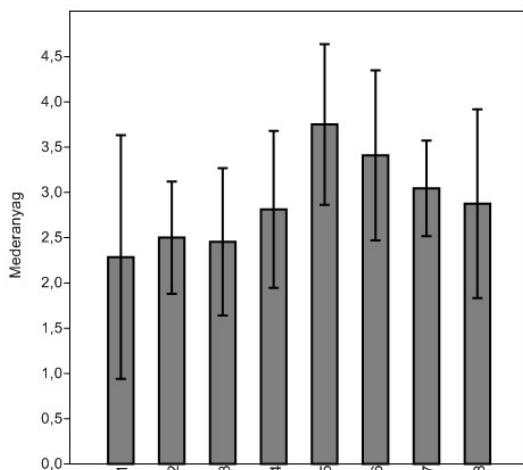
### Vízgyűjtő méret



### Esés



## Medercanyagtípus



A diagramokon jól megfigyelhető, hogy valamennyi változó viszonylag nagy szélső értékek között mozog. Ez a természetes változékonyságon túl a biotikai és az abiotikus adatok bizonytalanságára is figyelmeztet. Az egyes paraméterek a csoportok között eltérő mértékű változást mutatnak. Ugyanakkor a változók összessége megfelelően képes jellemezni az adott típuscsoportot. A víztípuscsoportok jellemző hidrológiai adottságaiban meglévő különbségek összességükben tehát lehetőséget adnak arra, hogy a vízfolyások, illetve azok adott szakaszainak víztértípusa a hidrológiai paraméterek alapján is megbecsülhető legyen (**4.4. táblázat**).

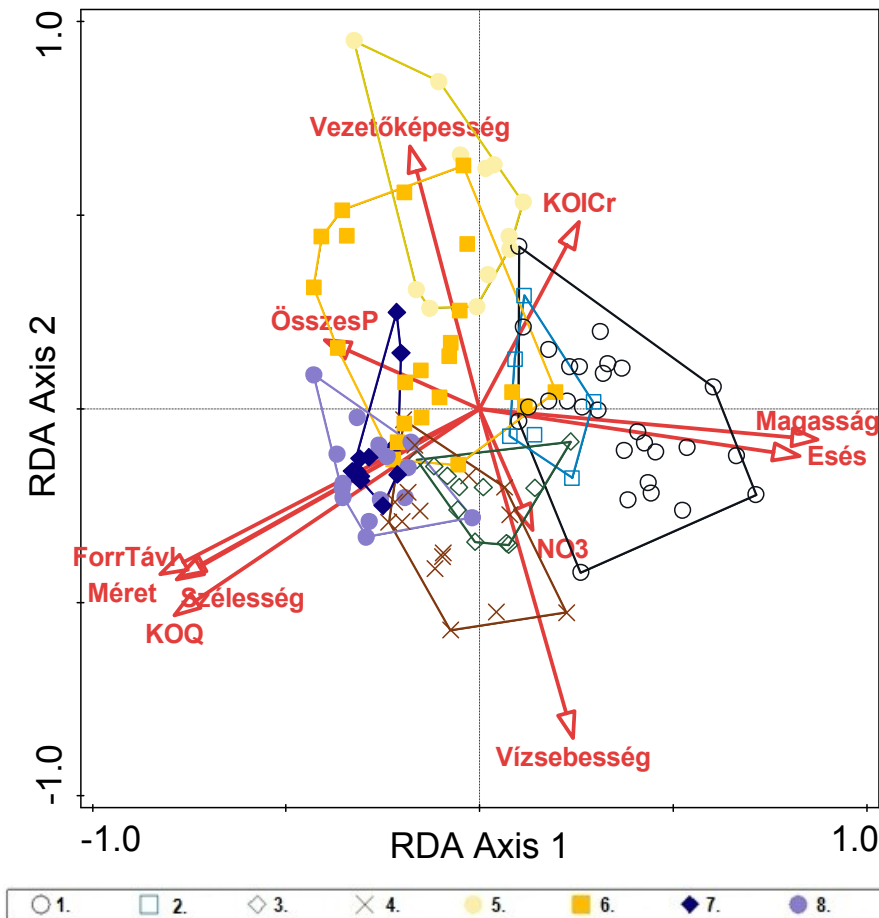
Ez azt mutatja meg, hogy a hidrológiai adottságok alapján, természetes állapotban milyen halközösség fordulhat elő az adott vízterületen. Ugyanakkor egy adott helyszín aktuális típusa egzakt módon kizárólag a biotikus változók alapján határozható meg, épp a térképes ábrázolás alapján látható környezeti (antropogén) befolyásoltság okán. A hidrológiai adottságok alapján meghatározható ideális és a halközösség vizsgálata alapján adódó aktuális típus összevetése a vízminősítés gyakorlati munkája során nyújthat segítséget.

**4.4. táblázat.** A halközösség alapján meghatározott víztípuscsoportok hidrológiai szempontú csoportosítása

Víztípus	Vízgyűjtő* (km <sup>2</sup> )	Magasság (m)	Közepes vízhozam* (m <sup>3</sup> /s)	Víz- sebesség (cm/s)	Meder- szélesség (m)	Medera- nyag
1. Középhegységi kiszívfolyások	10 100	>170	0,1 1	>35	<10	kő; kavics; kavics/ homok
2. Dombvidéki kiszívfolyások, kis folyók	10 100	170–120	1 10	35–70	<10	kavics/ homok; homok
3. Közepes és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza	1 000	170–120	10 100	>70	25–50	kavics; kavics/ homok
4. Közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza	1 000 10 000	170–120	10 100	70–105	50–125	kavics/ homok; homok; homok/ agyag
5. Alföldi kiszívfolyások (ér)	10 100	<120	0,1 1	<35	<10	homok/agyag agyag; agyag/szerves üledék; szerves üledék
6. Alföldi kis és közepes folyók, csatornák	100 1 000	<120	1 10 100	15–35	5–50	homok/agyag agyag; agyag/szerves üledék; szerves üledék
7. Nagy folyók alföldi szakasza	10 000 100 000	<120	100 1 000	35–70	50–150	homok; homok/ agyag; agyag
8. Duna	100 000	<170	1 000	>35	>150	kavics; kavics/homok homok; homok/agyag

\*Az értékek nagyságrendet jelölnek

A lehatárolt víztípuscsoportok és az abiotikus környezeti változók összefüggését redundanciaanalízissel vizsgáltuk (**4.5. ábra**). Az elemzéshez a hidrológiai és a vízkémiai adatokat egyaránt felhasználtuk (ld. 3.3. fejezet).



4.5. ábra. A víztípuscsoportok abiotikus környezeti változóinak RDA elemzése

A vizsgált változók közül a halközösség strukturáját 95%-os szignifikanciaszinten a magasság, a vízsebesség, a közepes vízhozam, a szélesség, valamint a vezetőképesség határozza meg. Az RDA modellben alkalmazott változók szignifikanciaszintjét a **IX. melléklet** tartalmazza. Az első tengely a függő változók varianciájának 18,33%-át, a második 7,25%-át magyarázza.

Az elemzés alapján megállapítható, hogy a halközösség strukturájának kialakításában a vízsebesség meghatározó szerepű. A „középhegységi kisvízfolyások” (1.) halközösségének strukturáját emellett legerősebben a tengerszint feletti magasság befolyásolja, míg a „közepes és nagy folyók dombvidéki szakaszainak (3., 4.) halközösségei irányából a „nagy folyók alföldi szakasza” (7.), illetve a „Duna” (8.) halközösségei irányába emellett egyre inkább a közepes vízhozam (KÖQ), valamint mederszélesség meghatározó. A „dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók” (2.) halközösségének kialakításában a vízsebesség és a magasság mellett a vízkémiai sajátosságok is jelentősebb szerepet kapnak. Az „alföldi kis és közepes folyóktól” (6.) az „alföldi kisvízfolyások” (5.) irányába a hidrológiai adottságok egyre kisebb szerepet játszanak; ezeknek a víztípusoknak a halközösségét alapvetően a vízkémiai sajátosságok – az elemzés alapján a vezetőképesség – determinálják.

#### 4.4 A víztípuscsoportok halközösség-szerkezetének ökológiai elemzése

Az egyes víztípusok fajgazdagságának értékeléséhez három mutatószámot használtunk. Az egyik az egy mintaegységre számított fajszám. Ezt Chao1-diverzitásértékeként számítottuk. A másik a víztípusra jellemző összes fajszám. Ehhez két mutatószámot alkalmaztunk. Az egyik a mintavételek során az adott víztípusból előkerült összes fajszám, míg a másik a prediktált fajszám volt (**4.5. táblázat**). Ez utóbbi értékeket Next programcsomag segítségével diagramon is ábráztuk. A diagramon az utolsó jelölőig az interpolált, a jelölő nélküli szakaszon az extrapolált értékeket tüntettük fel. Az utolsó jelölő a megfigyelt összes fajszámot jelzi (**4.6. ábra**). Ezekon túlmenően kiszámítottuk a közösségek Shannon-diverzitásindexét. Emellett megadtuk azok egyenletességének értékeit is.

**4.5. táblázat.** A víztípusokban mért és számított fajgazdagság mutatói

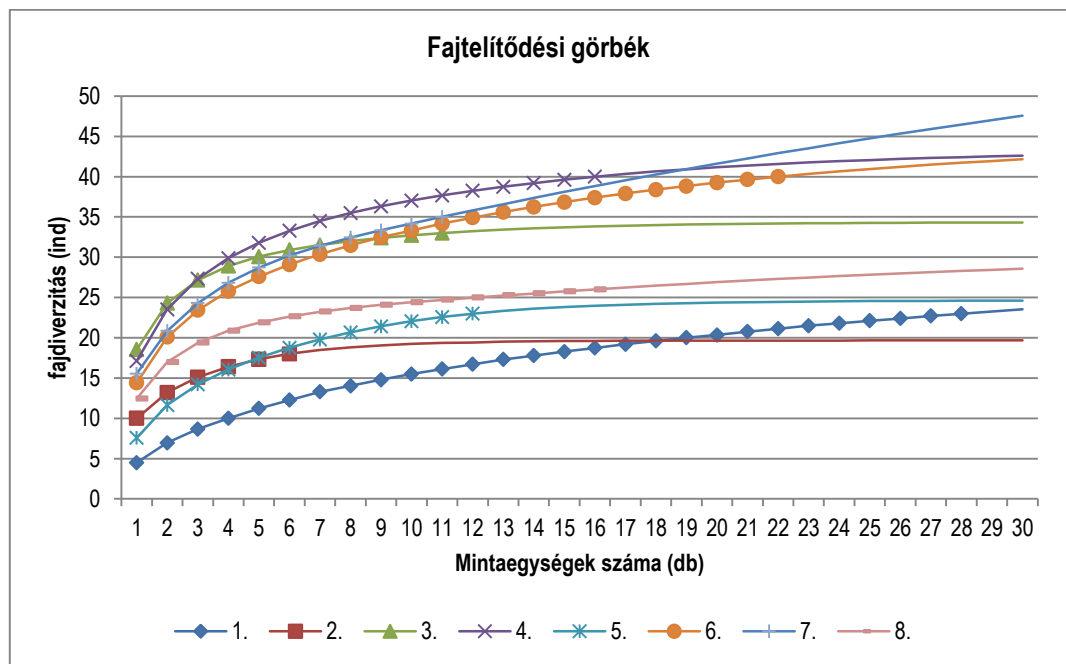
Víztípuscsoport	Mintaegység fajszáma (Chao1- diverzitás)	Összes kimutatott fajszám	Prediktált fajszám (Chao et al. 2016)	Shannon- diverzitás	Egyenletesség
1. Középhegységi kiszvízfolyások	5	23	30	0,900	0,639
2. Dombvidéki kiszvízfolyások, kis folyók	10	18	20	1,655	0,542
3. Közepes és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza	19	33	34	1,722	0,309
4. Közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza	20	40	43	1,512	0,306
5. Alföldi kiszvízfolyások (ér)	8	21	24	1,269	0,562
6. Alföldi kis és közepes folyók, csatornák	15	40	45	1,550	0,379
7. Nagy folyók alföldi szakasza	19	35	71	1,048	0,203
8. Duna	17	37	31	1,349	0,250

Az egységnyi mintahosszra számított fajszám adatai azt mutatják, hogy a fajszám alapján a víztípusok két, egy kis fajszámú és egy nagyobb fajszámú csoportra oszlanak. Az előbbibe a középhegységi, dombvidéki, valamint alföldi kiszvízfolyások tartoznak. Ezek között a legalacsonyabb fajszámot a „középhegységi kiszvízfolyások” típusban, míg a legmagasabbat a „dombvidéki kiszvízfolyások és kisfolyók” típusban számítottuk.

A nagyobb fajszámú csoportba alapvetően a közepes és nagy folyók mintaegységei tartoznak. Itt legalacsonyabb volt a fajszám az „alföldi kis és közepes folyók, csatornák” típusban, míg legmagasabb a „közepes és nagy folyók dombvidéki,

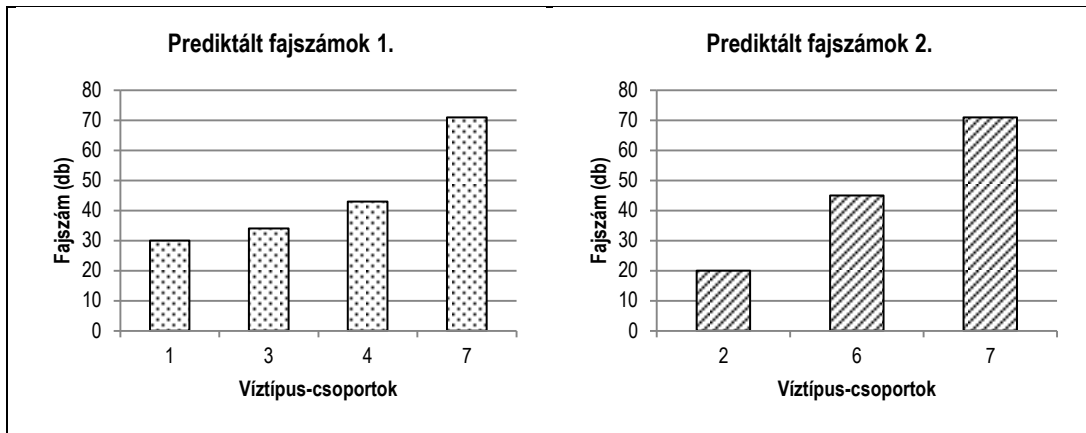
*kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza*” típusban mutatkozott. Ugyanakkor ez csak egy fajjal haladja meg a 3-as, valamint 7-es típus eredményét.

Figyelembe véve a mintavételi módszer sajátosságait, a gázolható és kisebb méretű vízfolyások eredményesebben mintázhatók, míg a vízfolyás méretével és mélységének növekedésével a mintavétel eredményessége csökkenő. Az összes kimutatott fajszámot emellett nyilvánvaló módon befolyásolja az adott típusba tartozó mintázott vízfolyások száma is. Így a kisebb méretű vízfolyások prediktált fajszáma némileg túlbecsült, míg a nagyobbak alulbecsültek lehetnek. Kifejezetten ez látható a Duna, illetve kisebb mértékben a középhegységi vízfolyástípus prediktált fajszámánál. Összességében azonban a mintavételek alapján jól becsülhető az adott víztípusokra jellemző összes fajszám, amelyek összevágának a tapasztalati eredményekkel.



**4.6. ábra.** A prediktált fajgazdagság értékelése Chao et al. (2016) alapján

A vízfolyások méretének (ezzel együtt rendűségük) növekedésével a bennük található halfajok száma fokozatosan nő. A mintavételek eredményeként ez a változás jól kimutatható, így a középhegységi, illetve dombvidéki kisvízfolyások irányából a közepes és nagy folyók dombvidéki kavicsos, illetve homokos aljzatú szakaszain, valamint a kis és közepes méretű alföldi folyókon keresztül a nagy folyók alföldi szakasza irányába a fajszám fokozatos növekedést jelez (**4.7. ábra**).

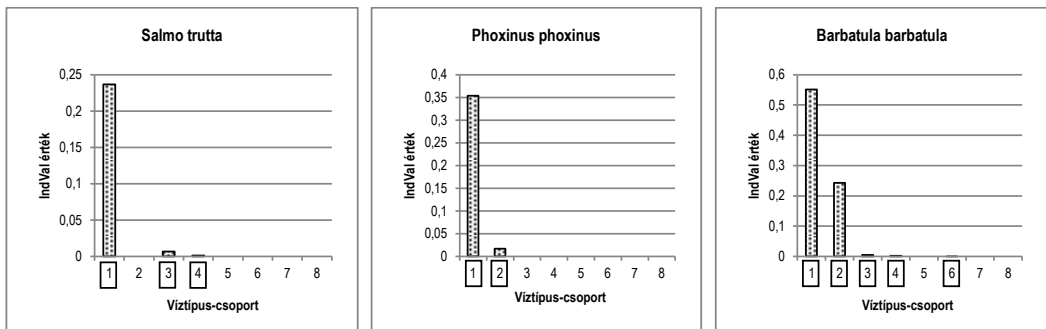


**4.7. ábra.** A prediktált fajszám növekedése a két, topográfiai szempontból jellemző víztípuscsoport sorozat példáján

A Shannon-diverzitás értékei a „középhegységi kisvízfolyások” (1.), az „alföldi kisvízfolyások” (5.), valamint a „nagy folyók alföldi szakasza” (7.) típusban mutatják a legalacsonyabb értékeket. Az értékeléssel kapcsolatban ugyanakkor az egyenletesség alacsony értékei óvatosságra intenek.

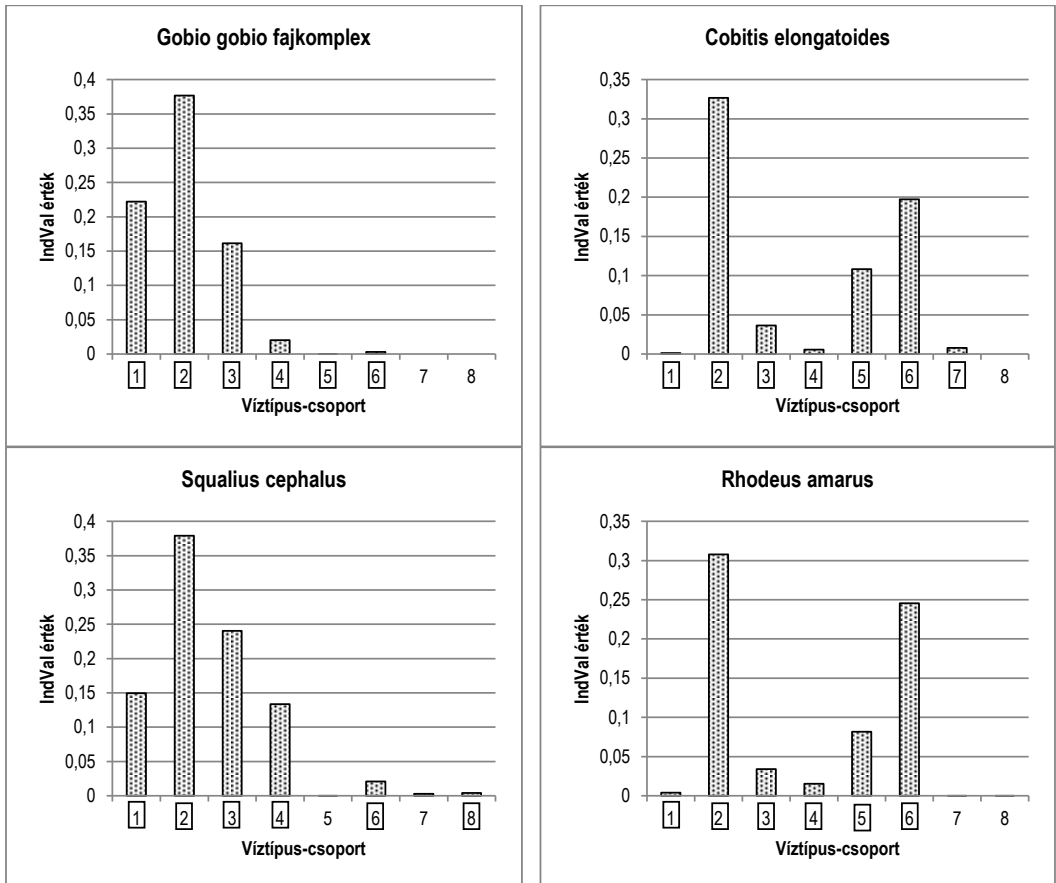
#### Karakterfaj-elemzés

Elvégeztük a víztípuscsoportok karakterfaj-elemzését is. Az elemzés grafikus megjelenítése hisztogramokon történt (**4.8.–4.15. ábra**). A négyzetbe foglalt típusjelző számok jelzik az adott faj előfordulását. Karakterfajoknak azokat a fajokat tekintjük, amelyek előfordulásuk alapján egy adott víztípusra leginkább jellemzőek, mivel kizárólag, vagy legalábbis meghatározó mértékben egy víztípusban fordulnak elő. A statisztikai elemzés alapján meghatároztuk a nyolc víztípuscsoportban a 95%-os valószínűségi szinten karakterfajnak tekinthető elemeket (**X. melléklet**). A statisztikai eljárás ökológiai értelmezése alapján kiszűrtük egyrészt az idegenhonos, másrészt az ökológiai szempontból kevésbé jól értelmezhető fajokat. A tényleges karakterfajokat a **4.6. táblázatban** gyűjtöttük össze.

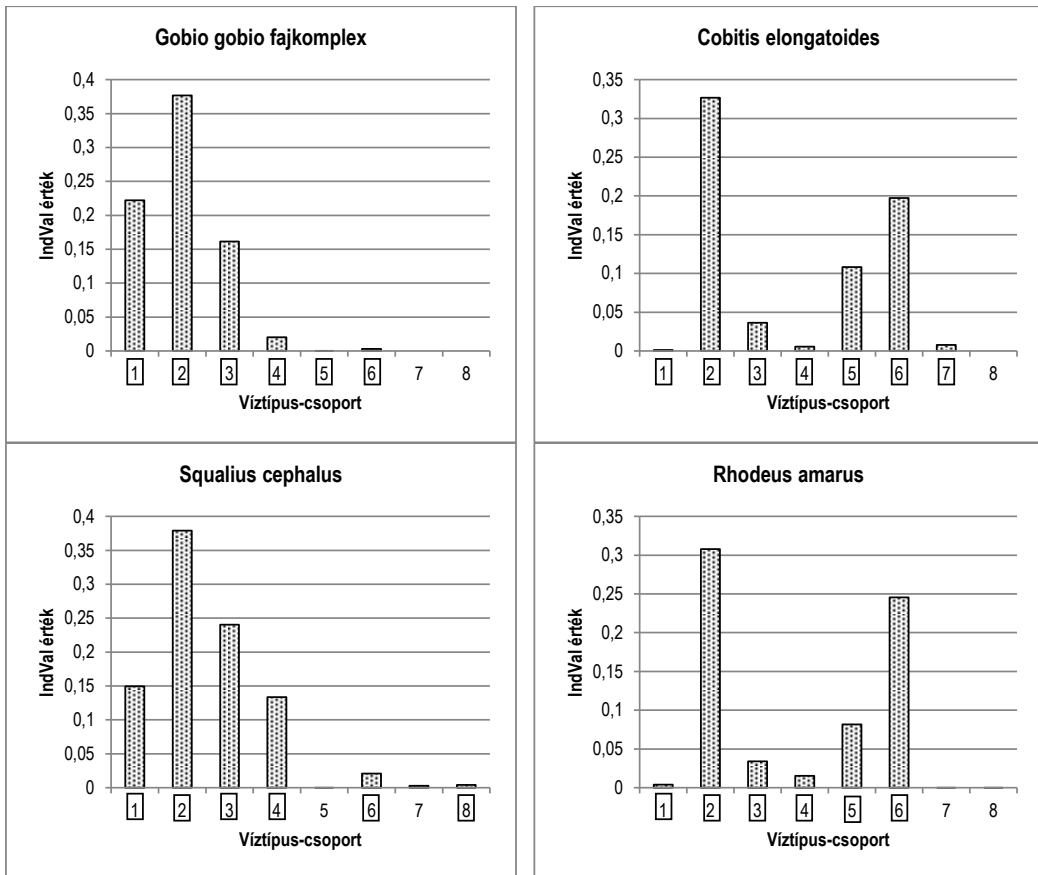


**4.8. ábra.** Középhegységi kisvízfolyások (1.)

A statisztikai elemzés alapján a középhegységi kisvízfolyásokban három karakterfaj található. Előfordulásuk alapján mindhárom valódi karakterfaja a hazai patakoknak.

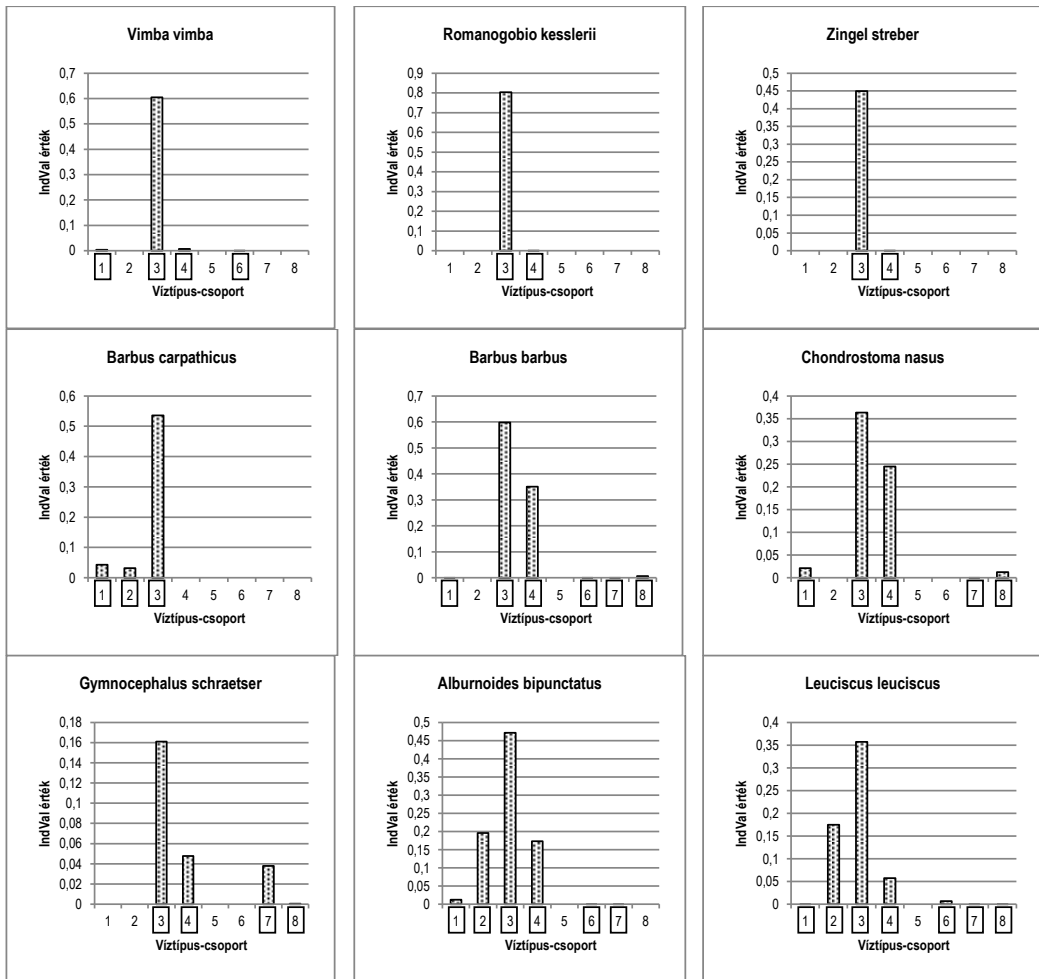


A „dombvidéki kisvízfolyások és kis folyók” típus átmeneti jellegét az elemzés során meghatározott karakterfajok is alátámasztják. A négy faj közül kettő (*Squalius cephalus*, *Gobio gobio fajkomplex*) kifejezetten áramláskedvelő, míg a másik két faj (*Cobitis elongatoides*, *Rhodeus amarus*) már elsősorban az alföldi vízfolyásokban mutatnak gyakoribb előfordulást. A két fajpár előfordulásmintázata ennek megfelelően nagymértékben hasonló. A típus élőhelyi adottságait figyelembe véve a *Gobio gobio fajkomplex*, a *Cobitis elongatoides*, *Rhodeus amarus* fajokat tekintjük a víz típus tényleges karakterfajainak.



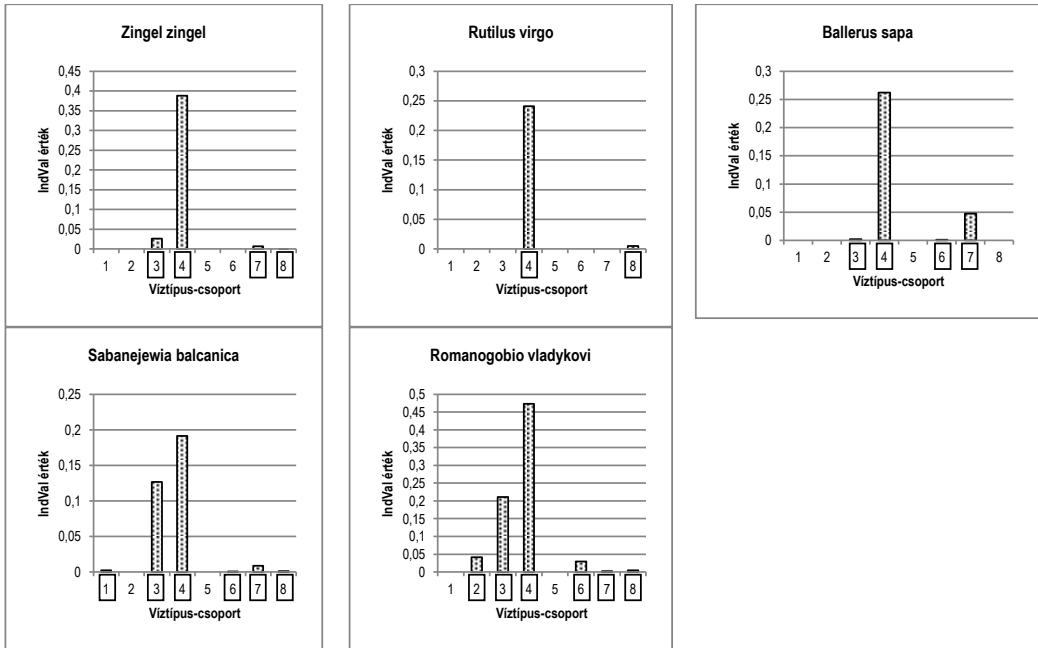
4.9. ábra. Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók (2.)

A „közepes és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza” típusban 95%-os valószínűségi szinten kilenc karakterfajt volt meghatározható. Ezek közül négy: *Vimba vimba*, *Romanogobio kesslerii*, *Zingel streber*, *Barbus carpathicus* az a faj, amely előfordulása egyértelműen ehhez a típushoz kötődik. Ez utóbbi faj Magyarországon ugyanakkor kizárólag a Tisza vízrendszerében fordul elő, így karakterfajértéke korlátozott. A *Barbus barbus* és a *Chondrostoma nasus* előfordulásmintázata hasonló, mindkét faj legnagyobb mennyiségben a hármas víztípusban fordult elő. Ugyanakkor nagyobb arányban vannak jelen a „közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos mederanyagú szakasza” típusban is. Ennek megfelelően ez a két faj inkább összességében a közepes és nagy folyók dombvidéki szakaszát jellemzi. Ehhez hasonló előfordulással jellemezhető a *Gymnocephalus schraetser* is. Az *Alburnoides bipunctatus*, valamint a *Leuciscus leuciscus* inkább a kisebb vízfolyásokra jellemző. Előfordulási mintázatuk hasonló.



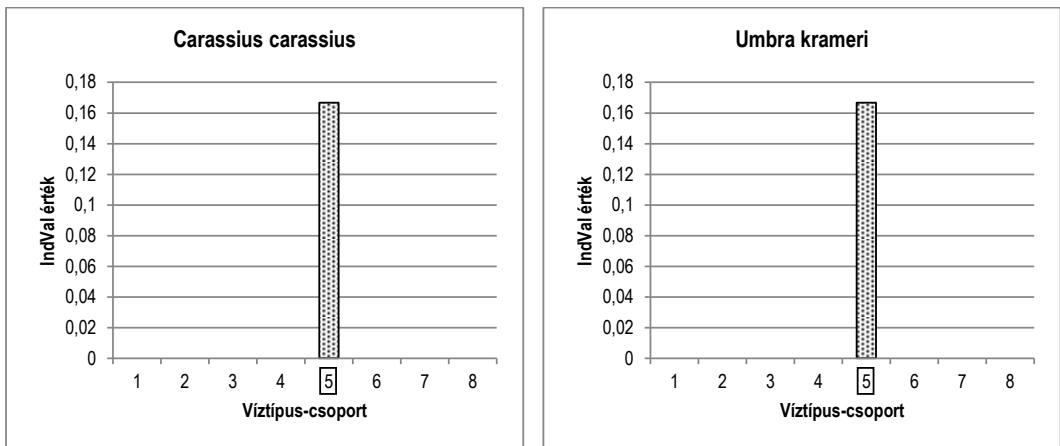
**4.10. ábra.** Közepes és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza (3.)

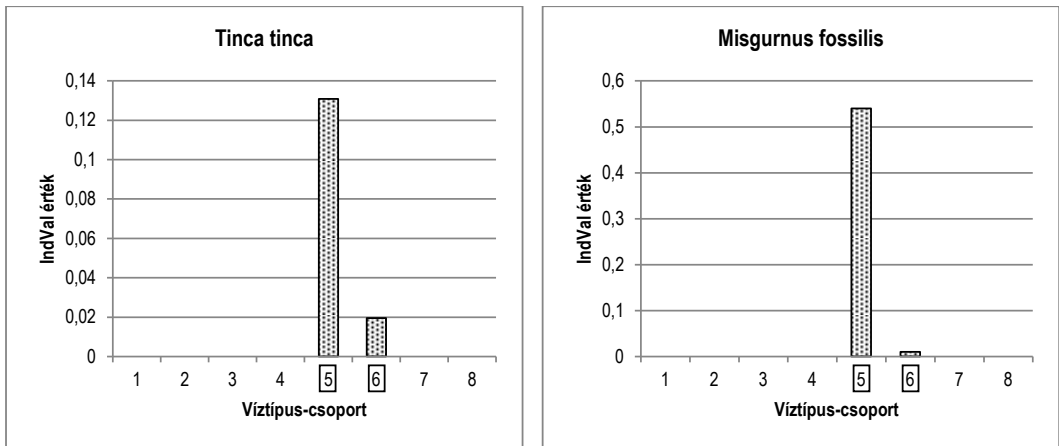
A közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakaszán az elemzés alapján meghatározható öt karakterhalfaj közül meghatározó módon három, *Rutilus virgo*, *Ballerus sapa*, *Zingel zingel* jellemzi ezt a típust. A *Sabanejewia balcanica* – hasonlóan a 3. típusnál írt márnához és paduchoz – a 3. és 4. típust inkább összességében jellemzi. Bár a *Romanogobio vladkovi* is ebben a típusban fordult elő legnagyobb számban, általános előfordulása miatt nem tekintjük valódi karakterfajnak.



**4.11. ábra.** Közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza (4.)

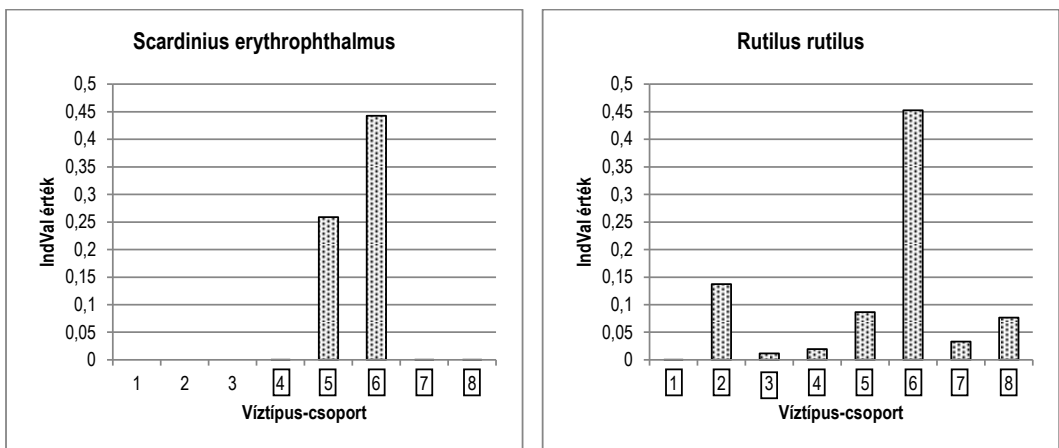
Az IndVal elemzés alapján négy karakterfajt határoztunk meg az „alföldi kisvízfolyások” víztípusban. Ezek mindegyike valódi karakterfajnak tekinthető az erekben.





**4.12. ábra.** Alföldi kisvízfolyások (5.)

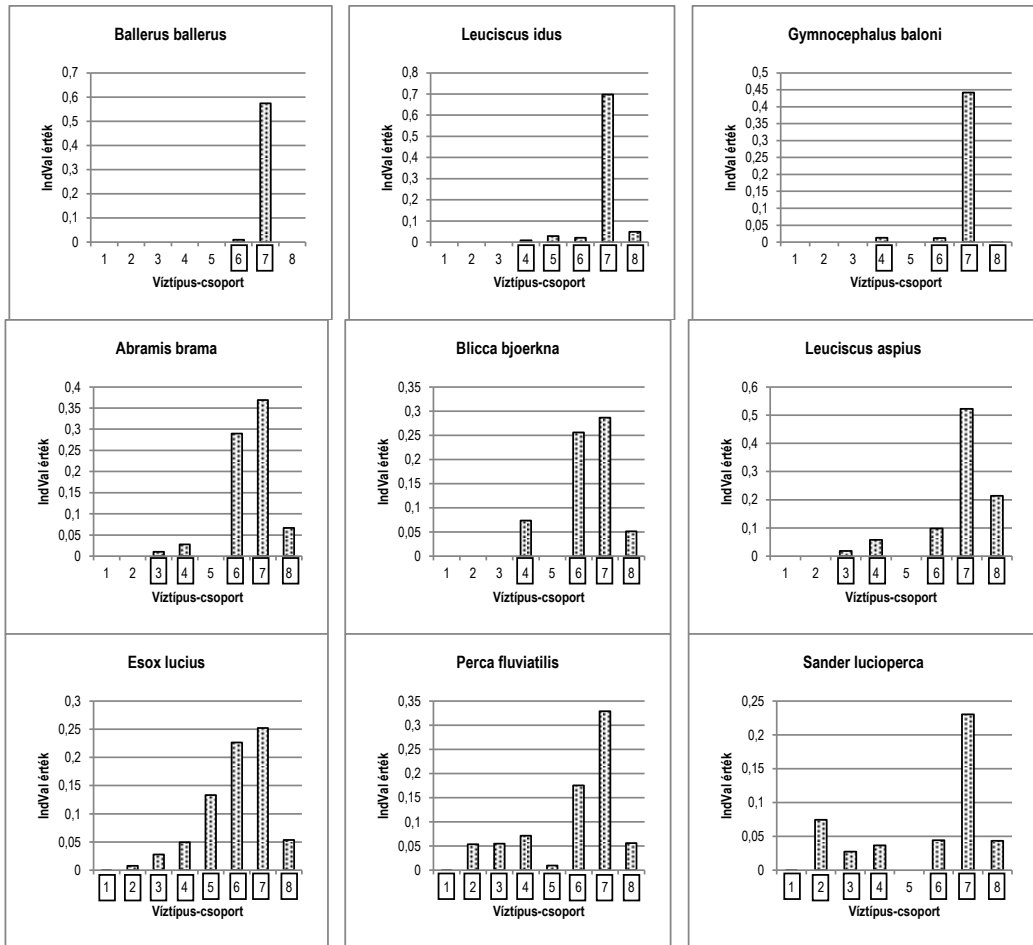
Az „alföldi kis és közepes folyók, csatornák” típusban mindössze két fajt lehetett karakterfajként azonosítani a statisztikai elemzés alapján. Ezek közül a *Rutilus rutilus* kisebb-nagyobb arányban minden víztypusban előfordult, bár gyakorisága a 6. típusban volt a legmagasabb. A *Scardinius erythrophthalmus* nagyobb arányban csak ebben és az alföldi kisvízfolyások típusban szerepelt. Összességében ezt a fajt tekintjük a típus karakterfajának. Tulajdonképpen a típust az erős, specialista fajok hiánya jellemzi leginkább.



**4.13. ábra.** Alföldi kis és közepes folyók, csatornák (6.)

Az előző típushoz viszonyítva a „nagy folyók alföldi szakasza” típusban az elemzés alapján több, összesen kilenc karakterfajt lehetett azonosítani. Ugyanakkor abból a szempontból mutat hasonlóságot a 6. típusal, hogy viszonylag kevés az olyan specialista faj, amely a típust igazán jól jellemezné. A hisztogramok azt mutatják, hogy az ebben a típusban legnagyobb arányban előforduló fajok alapvetően a közepes és nagy vízfolyások alföldi szakaszát összességében jellemzik. Ezeknek a fajoknak az előfordulásmintázata is nagymértékben hasonló. Ide sorolható az *Abramis brama*,

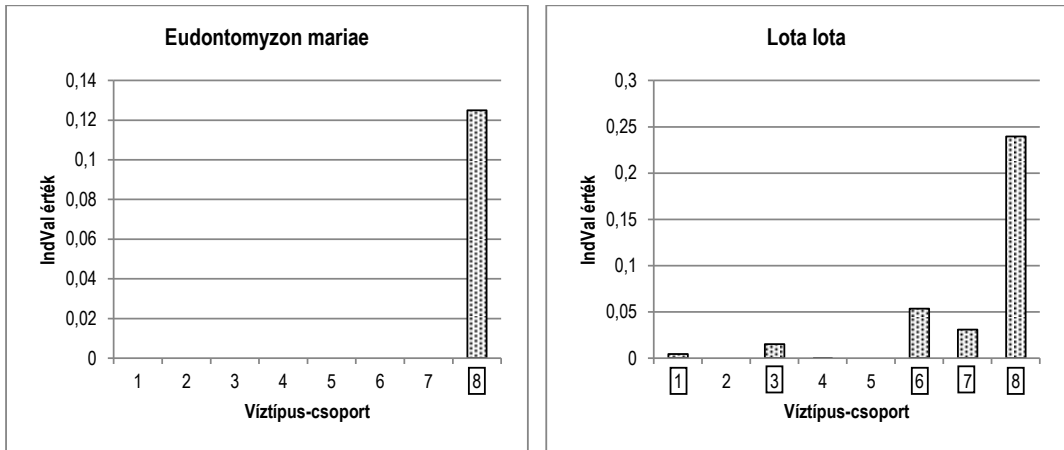
*Blicca bjoerkna*, *Leuciscus aspius*. Ezekhez a fajokhoz hasonló mintázattal jellemezhető a *Leuciscus idus*, valamint a *Gymnocephalus baloni* is. Ugyanakkor e két faj előfordulása még inkább hangsúlyos ebben a víztípusban, ezért a típust egyébként legjobban jellemző *Ballerus ballerus* mellett ezeket is a 7. víztípus valódi karakterfajaiként értelmezzük.



**4.14. ábra.** Nagy folyók alföldi szakasza (7.)

A dunai víztípus karakterfajainak elemzése segít megérteni a típus jellegét. Az IndVal elemzés alapján 95%-os szignifikanciaszinten összesen hat karakterfajt lehetett meghatározni, amelyek közül öt idegenhonos faj: *Gasterosteus aculeatus*, *Babka gymnotrachelus*, *Neogobius melanostomus*, *Ponticola kessleri*, *Neogobius fluviatilis*. Ezek a fajok a folyami gében kívül jelenleg kizárólag a Dunában, illetve a Dunával közvetlen összeköttetésben lévő vízfolyások torkolati szakaszain élnek. Vagyis a klaszterelemzés alapján meghatározott dunai ág elkülönülésében a csak itt előforduló – elsősorban Gobiidae – fajok mindenképpen szerepet játszanak. A *Lota lota* egyes víztípusokban tapasztalt gyakoriságeloszlása nem indokolja, hogy azt a Duna karakterfajának tekintsük. Az *Eudontomyzon mariae* a mintavételek során kizárólag dunai mintahelyekről került elő, nagyon alacsony példányszámban. Emiatt

jelenléte nem szignifikáns, ugyanakkor ökológiai szempontok alapján inkább tekinthető a dunai típus karakterfajának, annak ellenére, hogy a Duna mellett a Duna jobboldali vízrendszerének több vizéből is ismert (Harka & Sallai 2004).

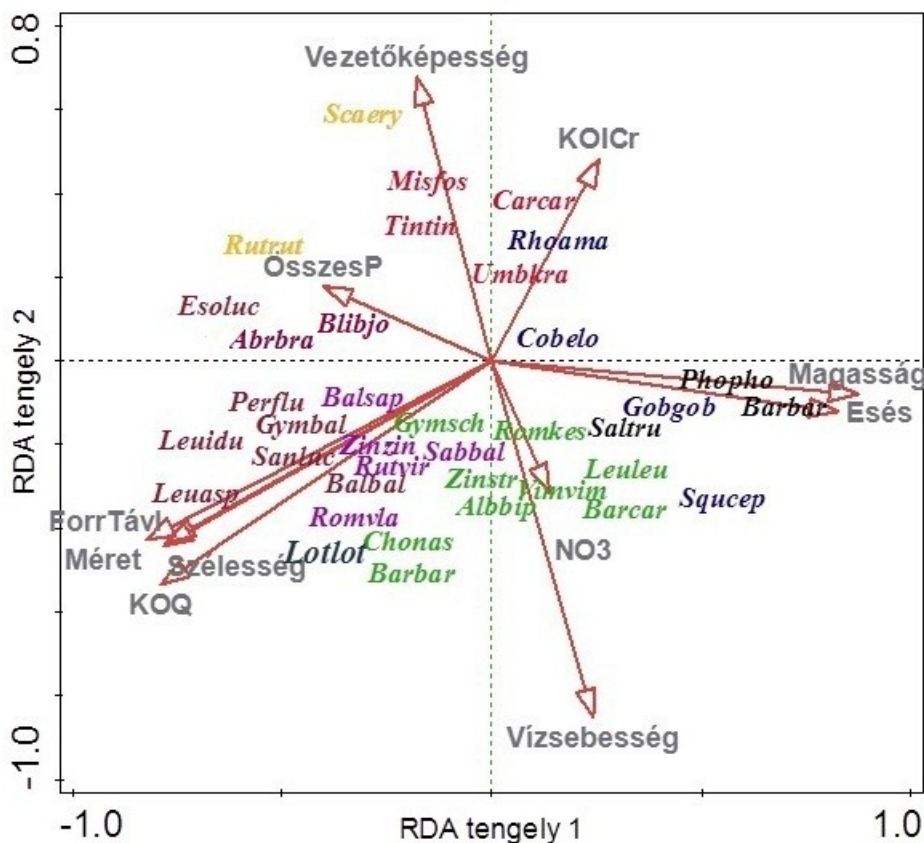


4.15. ábra. Duna

4.6. táblázat. A víztípuscsoportok karakterfajai

VÍZTÍPUS	KARAKTERFAJOK
1. Középhegységi kisvízfolyások	Barbatula barbatula
	Phoxinus phoxinus
	Salmo trutta
2. Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók	Gobio gobio fajkomplex
	Cobitis elongatoides
	Rhodeus amarus
3. Közepes és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza	Vimba vimba
	Romanogobio kesslerii
	Zingel streber
	Barbus carpathicus
4. Közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza	Rutilus virgo
	Zingel zingel
	Ballerus sapa
5. Alföldi kisvízfolyások (ér)	Carassius carassius
	Misgurnus fossilis
	Umbra krameri
	Tinca tinca
6. Alföldi kis és közepes folyók, csatornák	Scardinius erythrophthalmus
7. Nagy folyók alföldi szakasza	Ballerus ballerus
	Leuciscus idus
	Gymnocephalus baloni
8. Duna	Eudontomyzon mariae

A lehatárolt víztípuscsoportok és az abiotikus környezeti változók összefüggésének vizsgálatához (ld. 4.5. ábra) használt redundanciaanalízist használjuk a halközösségek és a környezeti változók összefüggésének bemutatásához (4.16. ábra). A diagramon az IndVal elemzés alapján szignifikánsnak talált őshonos karakterfajokat tüntettük fel. A különböző víztípuscsoportba tartozó fajokat külön színnel jelöltük.



4.16. ábra. A karakterfajok és a vizsgált környezeti változók kapcsolata redundanciaanalízis alapján

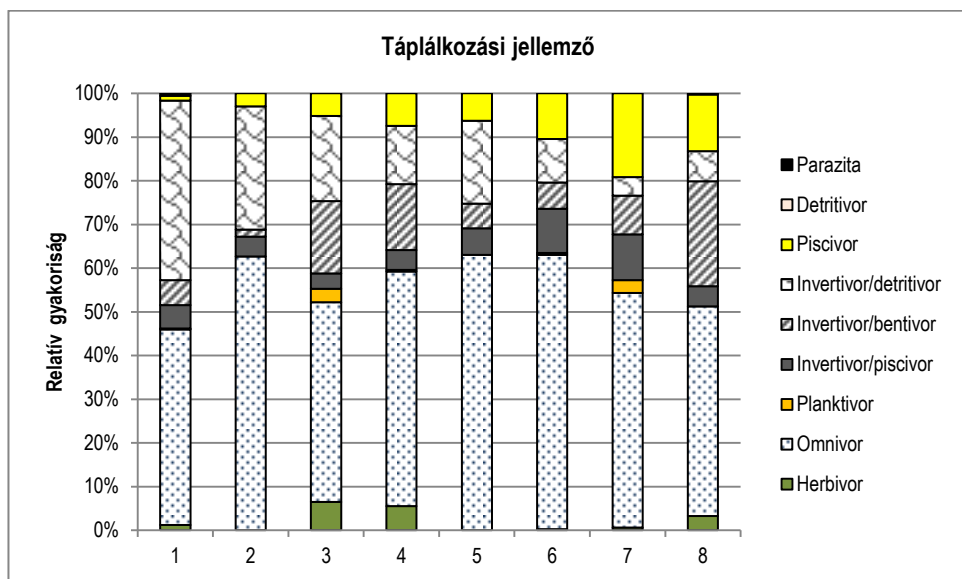
A középhegységi kisvízfolyások karakterfajai jól körülhatároltak, létrejöttük szempontjából legfontosabb környezeti változók a magasság és a vízsebesség. A dombvidéki kisvízfolyások és kisfolyók karakterfajai itt is tetten érhető kettősséget mutatnak, hiszen azok közül a *Squalius cephalus* és *Gobio gobio* fajkomplex alapvetően a vízsebesség, míg a *Cobitis elongatoides* és a *Rhodeus amarus* egyértelműen a kémiai jellemzők hatása alatt áll. A közepes és nagy folyók dombvidéki szakaszainak karakterfajait még mindig elsősorban a vízsebesség határozza meg, de azt egyre nagyobb mértékben befolyásolja a vízhozam és a mederszélesség a kisebb mederesésű, homokos aljzatú szakasz irányába. A patakokhoz hasonló egyértelmű elkülönülést mutatnak az alföldi kisvízfolyások

karakterfajai. Azok kialakulásáért már egyértelműen nem a hidrológiai tényezők, hanem a kémiai paraméterek változásában manifesztálódó adottságok meghatározók. A dunai típus fajaira van legnagyobb hatása a közepes vízhozamnak és mederszélességnek, de azokat a vízsebesség is nagyobb mértékben befolyásolja. A nagy folyók alföldi szakaszán alacsonyabb vízsebesség-, vízhozam- és mederszélesség-értékek mellett még mindig a hidrológiai tényezők jelentik a legfontosabb hatást a karakterfajok kialakulása szempontjából. A vízsebesség szerepe a kis és közepes vízfolyások alföldi szakasza irányába egyre kisebb jelentőségű. Ezen típus karakterfajainak jelenlétét egyre inkább már a kémiai adottságok befolyásolják.

#### 4.5 A halközösségek elemzése funkcionális jellemzők alapján

A meghatározott nyolc vízfolyástípus halközösségeit funkcionális jellemzői alapján is elemeztük. Az elemzések célja annak kiderítése, hogy a kiválasztott funkcionális jellemzők alkalmasak-e a csoportok és halközösségük megfelelő interpretációjára.

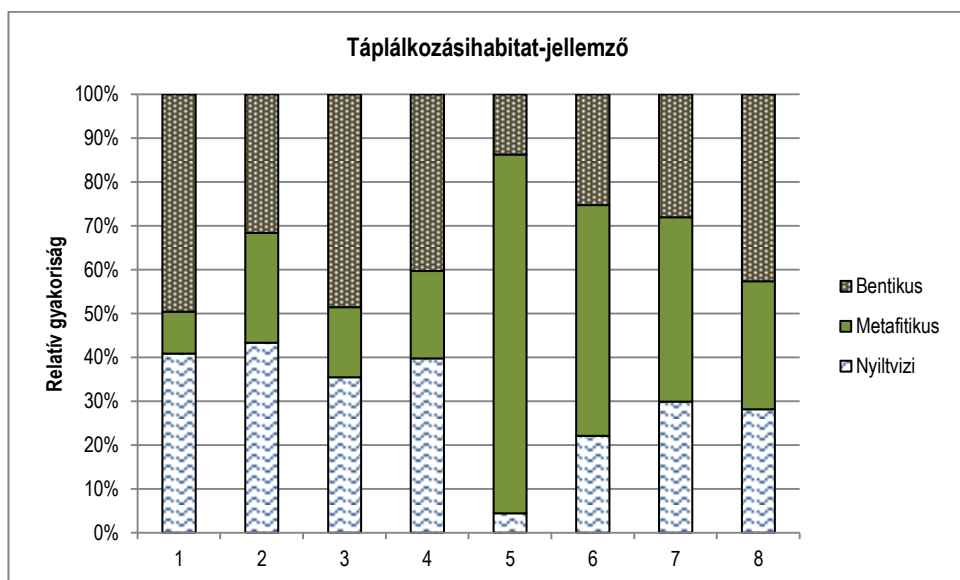
Első lépésként meghatároztuk a vizsgált funkcionális jellemzők csoportjainak relatív gyakorisági értékeit az egyes víztípusokban (4.17-4.22. ábra).



4.17. ábra. A táplálkozási jellemző relatív gyakoriságai az egyes víztípuscsoportokban

A leggyakoribb táplálkozási típus valamennyi víztípuscsoportot figyelembe véve az omnivor és az invertivor típus. Az egyes táplálkozási típusok víztípuscsoportonként jellemző eloszlást mutatnak. Az omnivor táplálkozási típusú halak relatív gyakorisága a dombvidéki, valamint alföldi kisvízfolyásokban, valamint ezek mellett az alföldi kis és közepes méretű folyókban a legmagasabb. A nagy folyók tekintetében a dombvidéki nagyobb mederesésű szakasz (3.) irányából az

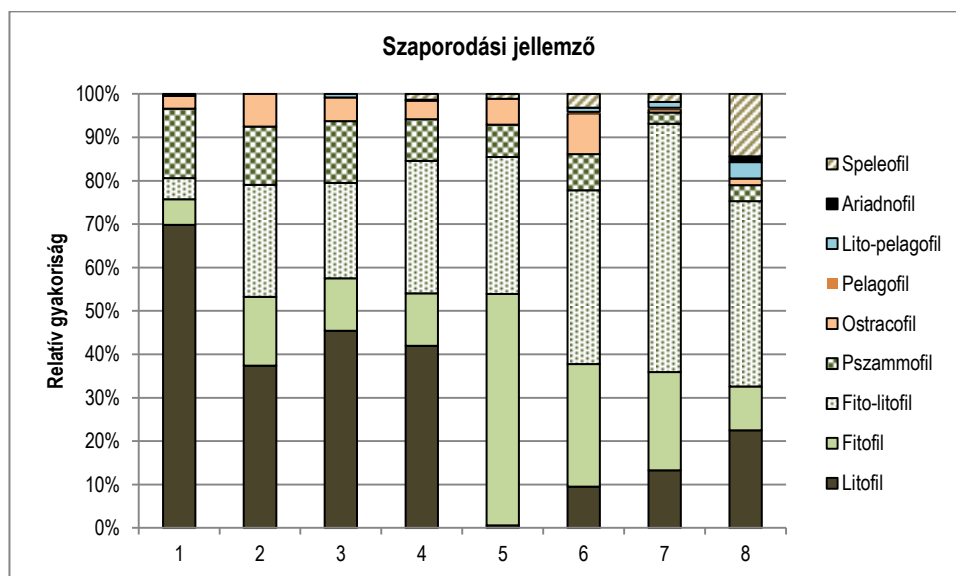
alföldi szakasz (7.) irányába arányuk kismértékben emelkedő. A Duna e tekintetben a 3. és 4. víztípuscsoport között található. Az invertivor/bentivor altípusba tartozó halfajok legmagasabb arányban a dunai típusban fordulnak elő, emellett arányuk magasabb a közepes és nagy folyók dombvidéki szakaszának két csoportjában. Arányuk a kisebb mederesésű (4.) típus irányába kismértékben csökken. Az invertivor/detritivor táplálkozási típus a középhegységi, valamint a dombvidéki kisvízfolyások és kisfolyók (2.) típusban mutatja a legmagasabb gyakoriságot. Ennél alacsonyabb, de még mindig magasabb arányú az ebbe a táplálkozási típusba tartozó halfajok gyakorisága a nagy folyók dombvidéki szakaszának nagyobb mederesésű (3.) szakaszán, valamint az alföldi kisvízfolyásokban. A piscivor fajok előfordulása a vízfolyások alföldi szakaszai, az alföldi vízfolyás-típusok között pedig a nagyobb méretű vizek irányába mutat folyamatos emelkedést.



**4.18. ábra.** A táplálkozásihabitat-jellemző relatív gyakoriságai az egyes víztípuscsoportokban

A táplálkozási habitat funkcionális jellemzőben három típust különítünk el. A metafitikus fajok gyakorisága vitathatatlanul az alföldi kisvízfolyásokban (5.) a legmagasabb. Emellett a legmagasabb gyakoriságértékek az alföldi típusokra jellemzőek. A dombvidéki vízfolyásszakaszok, illetve -típusok közül a kisvízfolyások és kisfolyók (2.) típusban magasabb ez az érték, míg a nagy folyók dombvidéki két szakasza közül a kisebb medereséssel jellemezhető szakaszon tapasztalható kismértékben magasabb gyakoriság. Legalacsonyabb a metafitikus fajok gyakorisága a középhegységi kisvízfolyásokban. A bentikus táplálkozásihabitat-típusba tartozó halfajok ugyanakkor ebben a víztípusban a leggyakoribbak. Ennél kissé alacsonyabb a bentikus fajok aránya a közepes és nagy folyók dombvidéki szakaszának meredekebb, kavicsos mederanyagú szakaszán. Az alsóbb, kisebb medereséssel jellemezhető, homokos aljzatú szakaszon ezeknek a fajoknak a gyakorisága még kisebb, és az alföldi vízfolyástípusokban fokozatosan csökkenő. A dunai típust

vizsgálva az látható, hogy a metafitikus fajok tekintetében a gyakorisáértékek a 4. és 7. típus közé sorolódnak, míg a bentikus fajok gyakorisáértékei a 3. és 4. típus között vannak.

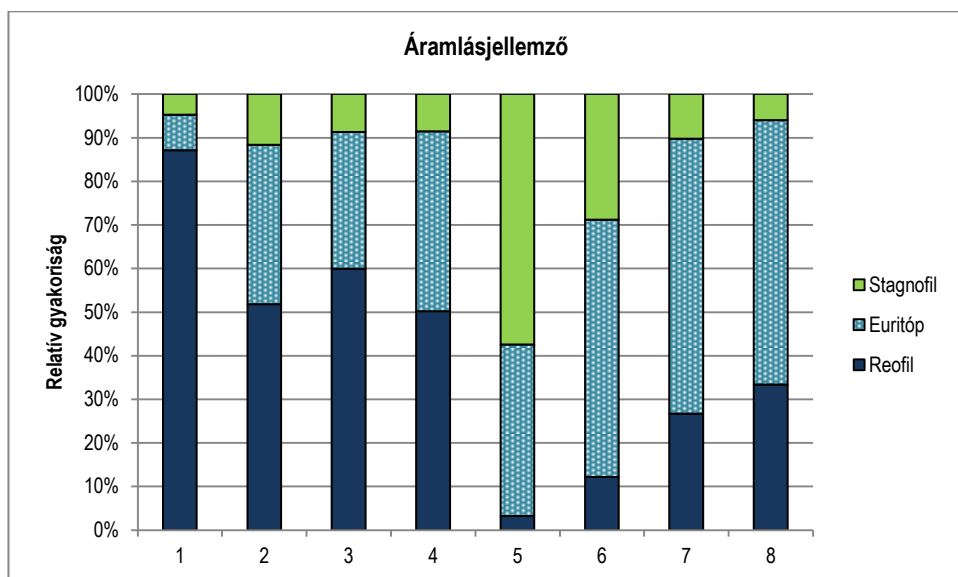


**4.19. ábra.** A szaporodási jellemző relatív gyakoriságai az egyes víztípuscsoportokban

A szaporodási csoport típusait elemezve az látható, hogy a vizsgált fajok legnagyobb hányada a litofil, fitofil, valamint a fito-litofil csoportba tartozik. Ugyanakkor a kilenc megjelenő szaporodási csoport között több színező típus is szerepel, amelyek az egyes víztípuscsoportok elkülönülését határozottabbá teszik. A litofil fajok legmagasabb arányban a középhegységi kisvízfolyások (1.) típusra jellemzők. Kissé alacsonyabb a gyakoriságuk a közepes és nagy folyók dombvidéki, nagyobb mederesésű, kavicsos aljzatú szakaszán (3.), majd ezt a víztípust a közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb mederesésű, homokos aljzatú szakasza követi. Az alföldi közepes (6.), továbbá nagy folyók (7.), illetve Duna (8.) víztípusban a litofil fajok aránya alacsonyabb, a dunai típus irányába növekszik. A fitofil fajok gyakoriságeloszlása ezzel ellentétes képet mutat. Különbségként mutatkozik a dunai típusban a fitofil fajok viszonylag alacsony gyakorisága. A fito-litofil csoport a fitofil fajok gyakoriságeloszlásához hasonló képet mutat azzal a különbséggel, hogy míg a fitofil fajok relatív gyakorisáértéke az alföldi kisebb vizekben a legmagasabb, addig a fito-litofil fajok gyakorisága a nagyobb alföldi víztípusok irányába nő. A fitofil és a litofil szaporodási csoport a dombvidéki kisvízfolyásokban köztes eloszlást mutat. Míg a litofil fajok gyakorisága magasabb (negyedik a rangsorban), addig szintén magasabb a fitofil fajok gyakorisága is.

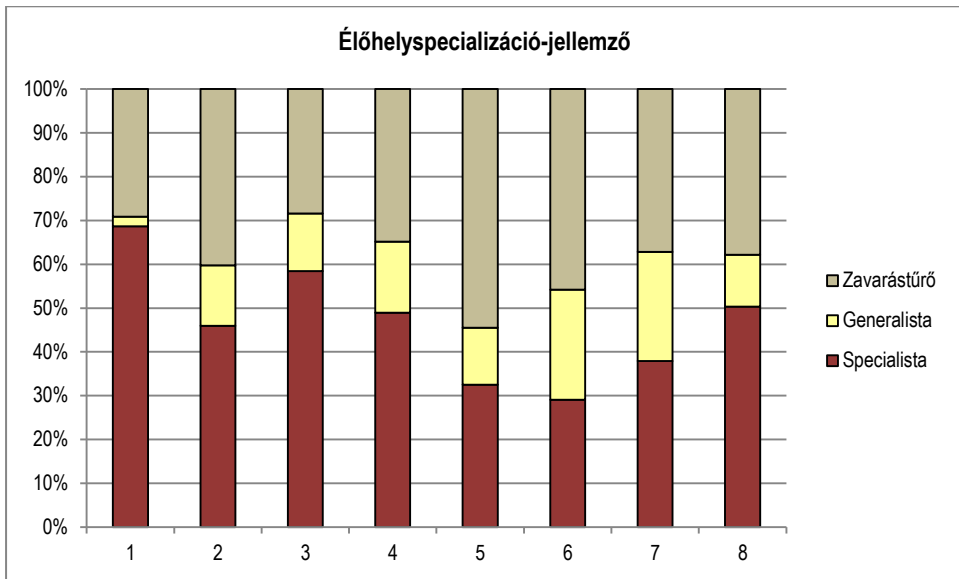
Az áramlásjellemzők vizsgálata alapján megállapítható, hogy a reofil fajok gyakorisága a középhegységi kisvízfolyásokban (1.) a legmagasabb. A reofil fajok a dombvidéki vízfolyástípusok közül a közepes és nagy folyók dombvidéki, nagyobb

mederesesű, kavicsos aljzatú szakaszán (3.) mutatnak magasabb gyakoriságot, míg a dombvidéki kisvízfolyások és kisfolyók (2.), valamint a közepes és nagy folyók dombvidéki kisebb mederesesű, homokos aljzatú szakasza (4.) ennél valamivel alacsonyabb, egymáshoz hasonló értéket mutat. Az alföldi vízfolyástípusokban a reofil fajok előfordulási gyakorisága alacsonyabb, a kisvízfolyások (5.) irányából a nagy folyók alföldi szakasza (7.), illetve a Duna (8.) irányába azonban kismértékben emelkedik. Az euritóp és a stagnofil fajok gyakorisága egyaránt az alföldi vízfolyástípusokban a legmagasabb. Az euritóp fajok gyakoriságának változása ugyanakkor kisebb ingadozást mutat az egyes víztípusok között. Megállapítható az is, hogy a stagnofil fajok gyakorisága a vízfolyás méretének növekedésével csökkenő, addig az euritóp fajok a nagyobb folyókban a leggyakoribbak. A Duna a stagnofil fajok gyakorisága szempontjából inkább a dombvidéki vízfolyásokkal mutat hasonlóságot, míg a reofil fajok gyakorisága közelebb áll a nagy folyók alföldi szakaszán tapasztalt értékhez.

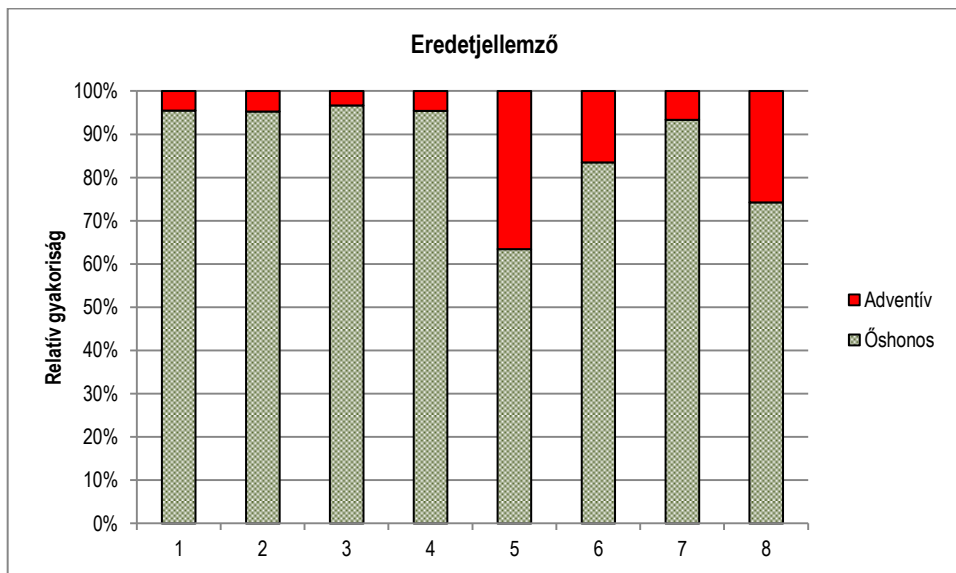


**4.20. ábra.** Az áramlásjellemező relatív gyakoriságai az egyes víztípuscsoportokban

Az élőhely-specialista fajok legmagasabb arányban a középhegységi és a dombvidéki víztípusokban (1., 2., 3., 4.) vannak jelen. E tekintetben a Duna inkább a dombvidéki típusokhoz áll közelebb. Legalacsonyabb a specialista fajok gyakorisága a kis és közepes alföldi folyók (6.) típusban. Ennél mind az alföldi kisvízfolyásokban (5.), mind a nagy folyók alföldi szakasza (7.) típusban magasabb gyakoriságot jellemzők. A generalista fajok kisebb szórást mutatnak az egyes víztípusok között, legkisebb a gyakoriságuk az 1. víztípusban, míg legmagasabb a 6. és 7. típusban. A zavarástűrő fajok gyakoriság eloszlása kettősséget mutat: az alföldi vízfolyások irányába növekedés jellemző, míg a dombvidéki és az alföldi típusokon belül a méret növekedésével a zavarástűrő fajok gyakorisága csökkenő.



**4.21. ábra.** Az élőhely-specializáció jellemző relatív gyakoriságai az egyes víztípuscsoportokban

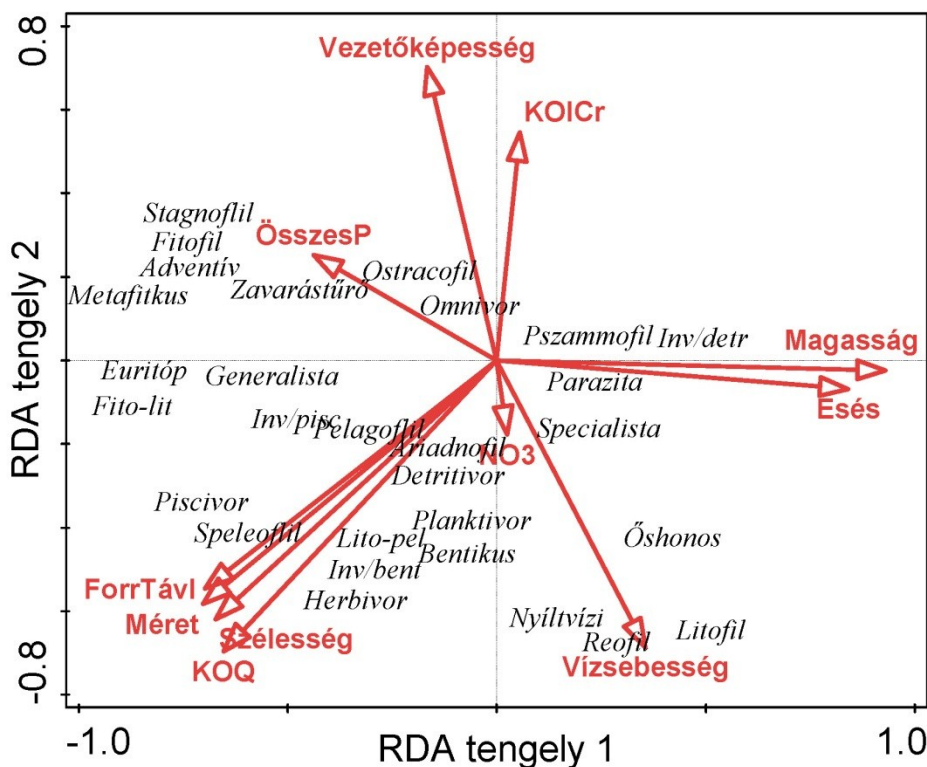


**4.22. ábra.** Az eredetjellemző relatív gyakoriságértékei az egyes víztípuscsoportokban

Az eredet szerinti csoportosítás elemzése inkább természetvédelmi aspektusa miatt látszik érdekesnek, bár nyilvánvalóan annak ökológiai relevanciája is van. A hisztogram alapján az látható, hogy az idegenhonos fajok minden víztípusban jelen vannak, gyakoriságuk azonban eltérő. Általánosságban jellemző, hogy az idegenhonos fajok aránya az alföldi vízfolyástípusokban lényegesen magasabb, mint a középhegységi és a dombvidéki típusokban. Ugyanakkor az is látszik, hogy mind az

előbbi, mind az utóbbi csoportokban a kisebb méretű vizekben magasabb az adventív fajok aránya. Ennek megfelelően a legmagasabb értéket az alföldi kisvízfolyásokban lehet tapasztalni. Külön kell megemlíteni a Dunát. Itt ugyanis az elsősorban a fekete-tengeri invazív Gobiidae fajok terjedése okán az idegenhonos halfajok gyakoriságértéke kiemelkedően magas.

A funkcionális jellemzők és a vizsgált környezeti változók kapcsolatát szintén elemeztük redundanciaanalízissel (4.23. ábra). Az RDA modellben alkalmazott változók szignifikanciaszintjét a XI. melléklet tartalmazza. Ez az első két tengelyre vonatkozóan magasabb érték, mint a fajszerkezet alapján készített modell esetében. Az első tengely a függő változók variációjának 24,86%-át, a második pedig 11,40%-át magyarázza. A vizsgált változók közül a funkcionális jellemzők eloszlását 95%-os szignifikanciaszinten a magasság; a közepes vízhozam (KÖQ); a vízsebesség; a mederesés, a mederszélesség, a vezetőképesség, valamint a szervesanyag-tartalom (KOI<sub>Cr</sub>) határozza meg.



4.23. ábra. A funkcionális jellemzők és a vizsgált környezeti változók kapcsolata redundanciaanalízis alapján

A funkcionálisjellemző-csoportok egy-egy környezeti változóhoz való kapcsolatát jellemző regressziós görbéket a XII. melléklet tartalmazza. A 95%-os valószínűségi szinten szignifikáns funkcionálisjellemző-csoport egyedi környezeti változó kapcsolatokat a 4.7. táblázatban mutatjuk be.

A modellek szerint a hidrológiai tényezők és a funkcionális jellemzők között mutatható ki erősebb kapcsolat. A magasság elsősorban az invertivor/detritivor táplálkozási csoport nagyobb arányú előfordulását határozza meg. A magasság mellett a vízsebesség erős pozitív korrelációt mutat a specialista, nyíltvízi, reofil, valamint a litofil szaporodási csoportba tartozó fajokkal. A közepes vízhozam és a vízfolyás méretének növekedésével nő a gyakorisága az euritóp, fito-litofil, illetve az invertivor/bentivor és a piscivor fajoknak. A hidrológiai adottságok erősségének csökkenésével a kémiai változók is egyre nagyobb mértékben befolyásolják az egyes funkcionális jellemzők gyakoriságeloszlását. Kettős hatás érvényesül a generalista, euritóp, illetve az omnivor funkcionális jellemzők kapcsán. A kémiai mutatók értékeinek emelkedésével erős pozitív kapcsolatot jeleznek a zavarástűrő, metafitikus, stagnofil, fitofil és osztrakofil funkcionális jellemzők.

**4.7. táblázat.** A funkcionális jellemzők jellemzőcsoportjainak összefüggése a környezeti változókkal

Funkcionális jellemző	Jellemzőcsoport	Környezeti változók					
		Magasság	Vízsebesség	Méret	KÖQ	ÖsszP	KOI <sub>Cr</sub>
Táplálkozási jellemző	Herbivor	0	+	+	+	0	0
	Omnivor	0	+	0	0	+	+
	Planktivor	-	+	+	+	0	0
	Invertivor/piscivor	+	+	0	0	0	0
	Invertivor/bentivor	-	+	+	+	-	-
	Invertivor/detritivor	+	0	-	-	0	0
	Piscivor	-	+	+	+	-	-
	Detritivor	0	0	+	+	0	0
	Parazita	0	0	0	0	-	0
Táplálkozási-habitat-jellemző	Nyíltvízi	+	+	0	0	-	0
	Metafitikus	-	-	0	0	+	+
	Bentikus	+	+	0	0	-	-
Szaporodási jellemző	Litofil	+	+	-	-	-	0
	Fitofil	-	-	0	-	+	+
	Fito-litofil	-	-	+	+	+	0
	Pszammofil	+	0	-	-	0	0
	Oztracofil	0	+	-	-	+	+
	Pelagofil	-	0	-	0	-	0
	Lito-pelagofil	0	0	-	-	0	0
	Ariadnofil	0	0	0	0	0	0
	Speleofil	-	0	-	-	0	-
Áramlás-jellemző	Reofil	+	+	-	-	-	0
	Euritóp	-	-	+	+	+	+
	Stagnofil	-	-	-	-	+	+
Élőhely-specializáció	Specialista	+	+	-	-	-	0
	Generalista	-	-	-	0	+	0
	Zavarástűrő	-	-	0	+	+	0

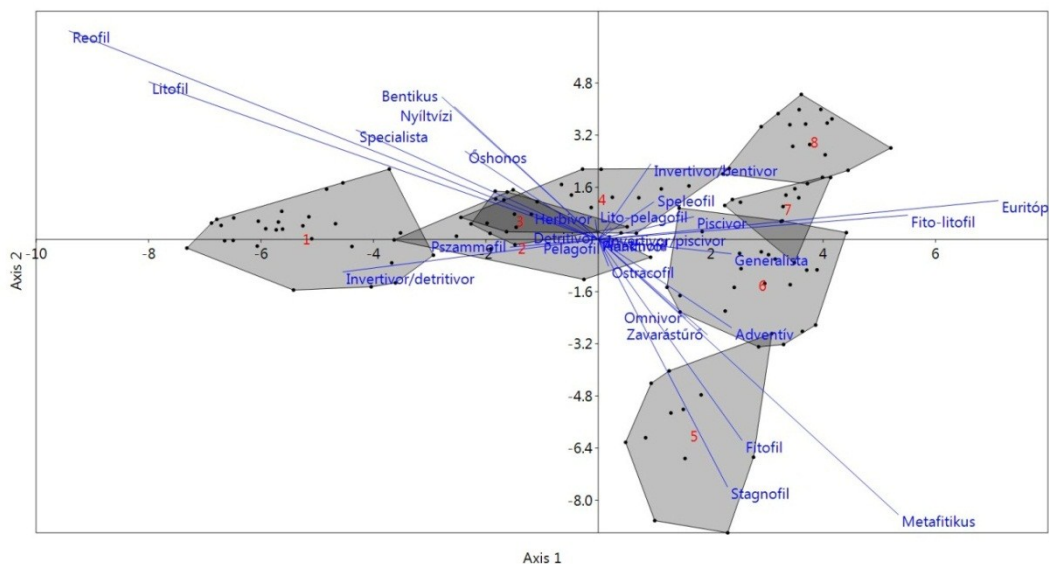
■ : 95%-os szignifikanciaszinten kapcsolat mutatható ki az adott jellemző-csoport és környezeti változó között

+: pozitív koreláció az adott jellemzőcsoport és környezeti változó között

-: negatív koreláció az adott jellemzőcsoport és környezeti változó között

0: 95%-os szignifikanciaszinten nem mutatható ki kapcsolat az adott jellemzőcsoport és környezeti változó között

A funkcionális jellemzők és a halközösség-szerkezet alapján elkészített víztípuscsoportok összevetéséhez diszkriminanciaanalízist használtunk (4.24. ábra). A statisztikai elemzés mutatóit a XIII. mellékletben foglaltuk össze.



4.24. ábra. A diszkriminanciaanalízis diagramja az összes felhasznált funkcionális jellemző alapján

A funkcionális jellemzők alapján meghatározott víztípusok illeszkedését a halközösség-szerkezet alapján előállított víztípusokhoz a 4.8. táblázat mutatja be.

4.8. táblázat. A diszkriminanciaanalízis eredménytáblázata

Funkcionális jellemző	Illeszkedés (db)	Illeszkedés (%)
Szaporodási jellemző	100	81,97
Áramlásjellemző	74	60,66
Táplálkozási jellemző	73	59,84
Élőhely-specializáció jellemző	63	51,64
Táplálkozási-habitat-jellemző	61	50,00
<b>Összes funkcionális jellemző</b>	<b>110</b>	<b>90,16</b>

A diszkriminanciaanalízis diagramja alapján megállapítható, hogy a víztípuscsoportok határozottan elkülönülten jelennek meg, ugyanakkor a 3-4. víztípuscsoport nagyobb átfedést mutat. Az ábrán jól kirajzolódnak a csoportokat meghatározó funkcionális jellemzők is. A táblázat adatai alapján az is látszik, hogy a funkcionális jellemzők összessége alkalmas a víztípuscsoportok lehatárolására. Az eredmények egyúttal azt is bizonyítják, hogy a legszorosabb illeszkedést a viszonylag nagyobb változószámmal rendelkező szaporodási jellemző mutatja.

## 5. Diszkusszió

### 5.1 Ökológiai következtetések

#### 5.1.1 Az eredmények értelmezésének határai

A következtetések leírása előtt elengedhetetlenül fontos, hogy kitűzzük a vizsgálat eredményeinek értelmezési határait. Így legalábbis az meghatározható, hogy a következtetések közül melyek bizonyítottak a vizsgálat alapján, és melyek azok, amelyekre az eredmények gondolati kiterjesztésével csak feltételesen lehet következtetni. Az értelmezés határai egyrészt természetesek (ld. 2.2. fejezet), másrészt a mintavétel, adatgyűjtés belső és külső korlátosságából fakadnak. Ez utóbbiak közül legalább hármat kell itt kiemelni. (A mintavétel belső korlátait a 3.3. fejezetben mutattuk be.) Az első az adatok területi korlátossága. A mintavétel kiterjedése alapján az adatok vízgyűjtő léptékű információt biztosítanak, azonban a magyarországi geomorfológiai adottságok okán az adatok közül elsősorban a magashegységi adatok hiányoznak. Emiatt azt nem tudtuk vizsgálni, hogy hazai középhegységi kisvízfolyásaink halközösségük alapján különböznek-e azoktól, vagy egy típust alkotnak. Szintén nem volt módunk elemezni az ismétlődő szakaszjellegű, amelynek létre a Duna hidrológiai adatai következtetni engednek (pl. Duna kárpáti áttörése). A mintavétel az adott vízfolyásra, illetve vízfolyásszakaszra jellemző élőhelytípusok arányát figyelembe véve történt. Ugyanakkor az alegységek alapadatait nem rögzítettük külön-külön, így élőhely léptékű adatelemzést nem végeztünk. Erre vonatkozóan így csak a hazai szakirodalom és a tapasztalataink alapján van lehetőség kiegészítő következtetéseket tenni. Szintén az adatok területi korlátosságához tartozik, hogy a mintavételek kifejezetten a főmederre korlátozódtak, így az adatokban a laterális/transzverzális, illetve vertikális folyókapcsolatokra utaló hatások integráltan jelennek meg. Az ilyen típusú adatok gyűjtése a vízfolyások finomabb léptékű vizsgálatához azonban a jövőben mindenképpen szükségesek volnának.

A következő a temporális változó korlátossága. A vizsgálat célja szerint egy vízgyűjtőléptékű állapot meghatározása volt, az időbeli folyamatok vizsgálata nem tartozott a céljaink közé. Ennek megfelelően az eredmények egyfajta állóképet adnak. Ugyanakkor azt gondoljuk, hogy ez a tény a vizsgálat szempontjából nem jelent gyengésséget, ugyanis egy jellemző időszakban – a vegetációs periódusban – végzett vizsgálat eredményei ebből a szempontból jobban értelmezhető eredményeket biztosítanak számunkra. Ezáltal szűrhetők ki ugyanis a rövid távú (évszakos), jórészt sztochasztikus változások, valamint fluktuációk alapvetően zajként megjelenő hatásai. Itt kell kiemelni azt is, hogy a vizsgálatok eredményei egyfajta jelzőkőként használhatók a vízgyűjtő szinten megjelenő hosszú távú változások megítélésük során.

A harmadik korlátozó tényező a vízfolyásokban megjelenő antropogén hatás. Bár az adatelemzés előtt e vonatkozásban (ld. 3.4.1. fejezet) végeztünk szűrést, az nyilvánvaló, hogy a vízfolyások mindegyike kisebb vagy nagyobb mértékben antropogén hatás alatt áll. Itt külön hangsúlyozni szükséges a kisebb vagy nagyobb mérték fontosságát, hiszen az antropogén zavarás kifejezetten erős zajként van jelen az adatokban. Ez sajnos az eredményeket olyan értelemben biztosan gyengíti, hogy

ezek nélkül jóval tisztább képet kaptunk volna. Egy példát felemlítve itt: szinte biztosra vehető, hogy a Bodrog torkolati szakasza nem került volna halközössége alapján az „*Alföldi kis és közepes folyók*” (6.) típusba a tiszalöki duzzasztás halközösséget jelentősen torzító hatása nélkül. De jóval pontosabb képet lehetett volna kapni a „*Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók*” (2.) halközösség-struktúrájáról is az antropogén hatások nélkül, hiszen éppen ez az egyik leginkább terhelt típus (ld. 4.3. ábra).

### 5.1.2 A vízfolyástípus-csoportok ökológiai értelmezése

Az eredmények ökológiai értelmezését tehát a fenti korlátozó tények figyelembe vétele mellett végezzük el, az azokból tehető megállapításokat a lineáris és zonális, illetve az integrált folyómodellek releváns megállapításaival vetjük össze. Figyelembe véve azt, hogy jelen vizsgálat előtt nem volt még országos kiterjedésű, egységes szempontok szerint végzett haltani vizsgálat, ez nem is tűnik kevésnek.

Az alapadatok statisztikai elemzése szerint a hazai vízfolyások, halközösségük struktúrája alapján nyolc – legalább részben – elkülönülő típusba sorolható. A nyolc típus egymáshoz mért (topológiai) távolsága eltérő, ami alapján jobban elkülönülő, így markánsabban kimutatható csoportokat, valamint elmosódottabb, emiatt részben átmenetként, részben kvázi altípusként értékelhető csoportokat lehet meghatározni. Véleményünk szerint ezt a környezeti változók szélső vagy centrális helyzete és tágabb, illetve szűkebb intervalluma határozza meg. Az előbbire a legjobb példát a „*Középhegységi kisvízfolyások*” típus (1.) adja. A klaszteranalízis alapján külön leváló „*Alföldi kisvízfolyások*” típus (5.) helyzete jelen elemzés alapján szintén egyértelműnek mondható (és ezt a többi statisztikai elemzés is megerősíti), ugyanakkor az ebben a dolgozatban is használt alapadatok egy más szempontú leválogatása során ez a típus a „*Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók*” (2.) típussal szorosabb kapcsolatot jelzett (Halasi-Kovács & Tóthmérész 2011). A szintén külön ágon leváló dunai típus (8.) erős elkülönülését – mint ahogy azt a 4.4. fejezetben is írtuk – pedig nagyobb mértékben befolyásolja a kizárólag itt, illetve a Dunával közvetlen kapcsolatban álló néhány vízfolyásban élő nagyobb számú idegenhonos (elsősorban Gobiidae) faj jelenléte. Ugyanakkor az is tény, hogy az elemzések alapján a dunai halközösségnek több olyan tulajdonsága is van – több funkcionális jellemzője alapján inkább dombvidéki jellemzőket mutat – amely miatt semmiképpen nem tekinthető homológoknak az alföldi nagy folyó típusával.

Ezzel szemben kifejezetten átmeneti jellegű típusként értékelhető a „*Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók*” (2.) típuscsoport. Az értékelést nehezíti ugyan az ebben a típusban erősen jelen lévő antropogén hatás, de a főkoordináta-analízis, a diverzitásértékek és a karakterfaj elemzés egyaránt alátámasztja ezt a megállapítást. Szintén ezt erősíti a fentebb már említett korábbi, Halasi-Kovács & Tóthmérész (2011) által végzett elemzés eredménye is.

A klaszteranalízis kisebb távolságot jelzett a közepes és nagy folyók dombvidéki két szakasza (3-4.), továbbá a kis-közepes, valamint a nagy folyók alföldi szakaszai (6-7.) között. Az elemzések és a tapasztalat alapján azonban a két-két típus ilyen megjelenésében eltérő szempontok játszanak szerepet. A 3. és 4. típus topográfiai

szempontból is elválaszthatatlan egymástól, hiszen a nagyobb folyók dombvidéki, egymást követő szakaszát alkotják. Bár a két csoport egy nagyobb egység altípusaként is értelmezhető volna mind a klaszter-, mind a főkoordináta-analízis eredményei alapján, azonban elsősorban jól elkülöníthető fajkészletük – különös tekintettel karakterfajaikra – okán ökológiai megfontolások alapján azokat mégis külön csoportként értékeljük. Ezzel szemben az alföldi vízfolyások halközösségeinek legjellegzetesebb vonása a funkcionális jellemzők elemzése szerint éppen a speciális jellemzők hiánya. Szétválásuk ezért sem olyan markáns. Ugyanakkor az a tény, hogy éppen a közepes és annál kisebb méretű alföldi vízfolyások halközösségeinek kialakulása során kezd egyre fontosabb rendezőelvként megjelenni a hidrológiai változók mellett a vízfizikai és -kémiai tényezők hatása, mindenképpen indokolttá teszi ezt a csoportot ökológiai szempontból különálló típusként értékelni.

A típuscsoportok kapcsán itt kell szót ejteni arról, hogy azok topológiai távolsága, összekapcsoltsága milyen topográfiai információval szolgálhat. Az ordinációs elemzés ugyan közvetlen módon nem értékelhető topográfiai összekapcsoltsággként, de a típusokat megvizsgálva az látszik, hogy a halközösségek topológiai összekapcsolódásai – egyébként logikus módon – topográfiai szempontból is értelmezhető információt nyújtanak. Eszerint a hazai vízfolyástípusok több jellemző sorozatban jelennek meg a topográfiai térben.

- a.)  $1 \rightarrow 3 \rightarrow 4 \rightarrow 7$
- b.)  $(1) \rightarrow 2 \rightarrow 6 \rightarrow 7$
- c.)  $(2) \rightarrow 5 \rightarrow 6 \rightarrow 7$

Az elsőre példa lehet a Jósua-patak (1.)  $\rightarrow$  Bódva (3.)  $\rightarrow$  Sajó (3.)  $\rightarrow$  Sajó (4.)  $\rightarrow$  Tisza (7.) sorozat, míg a második tipikus példája a Zagyva (2.)  $\rightarrow$  Zagyva (6.)  $\rightarrow$  Tisza (7.). A harmadik sorozat elsősorban az alföldi területekre jellemző, így pl. Tóció-ér (5.)  $\rightarrow$  Kösely (6.)  $\rightarrow$  Hortobágy-Berettyó (6.)  $\rightarrow$  Hármaskörös (7.).

A sorozatok elemzésekor jutunk el annak a fontos kérdésnek a megválaszolásához, hogy a vizsgálat eredményei milyen típusú kapcsolatot jeleznek a vízfolyásokban. Arra már a klasszifikációs elemzés eredményei is utalnak, hogy a halközösségek a vizsgált vízgyűjtő léptékben nem különálló csoportokként, hanem gradiensszerű elrendeződésben jelennek meg. Az ordinációs elemzések ezt egyértelműen alátámasztják. A főkoordináta-, és a redundanciaanalízis eredményei egyaránt tipikus patkó alakú elrendeződést mutatnak (Podani 1997), amely azt bizonyítja, hogy az adatok gradiens mentén fokozatosan változnak. Ugyanakkor az előbb bemutatott vízfolyás sorozatok azt is bizonyítják, hogy ez a gradiensszerű változás nem csak egy-egy vízfolyás attribútumaként jelenik meg forrástól a torkolatig, hanem a vízhálózat különböző, összekapcsolódó tagjaira összességükben jellemző. Így a zonális (Borne 1877, Huet 1949, Iliés & Botosaneanu 1963) folyómodellekhez viszonyítva a jelenlegi vizsgálat eredményei azt is igazolják, hogy a gradiensszerű változásokban a vízfolyáshálózat minden tagjának meghatározott szerepe van, hangsúlyozva ezzel a konnektivitás fenntartásának szükségletét a halközösségek integritása szempontjából. Az eredmények azt is igazolják, hogy a hazai halközösségek a vízgyűjtő skála szintjén kontinuos elrendeződést mutatnak. Ez

egybevág a folyókontinuum-elv alapvető megállapításával (Vannote et al. 1980), de egyúttal ki is egészíti azt a vízfolyáskapcsolatok fontosságának hangsúlyozásával. Ebben az értelemben eredményeink összhangban állnak a későbbi folyómodellek ilyen irányú megállapításaival (Junk et al. 1989, Sedell et al. 1989, Junk & Wantzen 2004, Thorp et al. 2006). Persze nem kívánunk pálcát törni a kontinuum-diszkontinuum kérdésben egyik teória felett sem, hiszen itt csak annyit állapítunk meg az adatok elemzése alapján, hogy a vízgyűjtő léptékű skálán a halközösségek inkább kontinuum elrendeződést mutatnak. Ezt annál inkább sem kívánjuk megtenni, mivel saját tapasztalataink inkább azokkal a szakirodalmakkal vágnak össze, amelyek szerint kisebb, élőhely léptékben a halközösségek sokkal inkább diszkontinuum sorozatokként (Statzner & Higler 1986, Perry & Schaeffer 1987, Townsend 1989, Ward & Stanford 1983b, 1995, Tockner et al. 2000) jelennek meg, így a földdinamika jelenléte a vízfolyások ökológiai rendszerében egy elfogadható intuíciót jelent számunkra.

Vizsgálataink eredménye azt bizonyította, hogy vízgyűjtő léptékben a halközösségtípusok létrejöttéért alapvetően a hidrológiai tényezők felelősek. Ez általánosságban egybevág mind a korábbi zonációkutatások eredményeivel (Huet 1946, 1954, Burton & Odum 1945, Dittmar 1955, Ilies 1961), mind a későbbi modellek következtetéseivel (Vannote et al. 1980, Oberdorff et al. 1995, Poff & Allan 1995, Thorp et al. 2006). Vizsgálataink azt is alátámasztották, hogy a halközösségek struktúráját nem egy, hanem több – hidro-geomorfológiai – környezeti tényező együttesen befolyásolja, jellemzően minden típusban eltérő összetételben és mértékben. Így a vízsebesség mellett a „középhegységi kisvízfolyások” típusban a tengerszint feletti magasság, míg a közepes és nagy folyók dombvidéki szakaszai (3., 4.) típusok irányából a „Nagy folyók alföldi szakasza” (7.), és a „Duna” (8.) típusok irányába egyre inkább a közepes vízhozam (KÖQ), valamint mederszélesség válik meghatározó környezeti tényezővé. Az elemzések (főként a karakterfaj és a funkcionálisjellemző-csoportok elemzése) alapján ugyanakkor úgy gondoljuk, hogy – túl az abiotikus környezeti változók pontosságának bizonytalanságán – a statisztikai értelemben szignifikáns környezeti tényezők nem fejezik ki minden esetben pontosan azok ökológiai tartalmát. Ugyanis gondolatunk szerint, például a magasság vagy a vízhozam, illetve a mederszélesség inkább csak jelzi, mint ténylegesen meghatározza a halközösség-struktúráját. Így a tengerszint feletti magasságban feltehetően egyaránt megjelennek az esés-, de ugyanúgy a hőmérsékleti viszonyok. A vízhozam és a mederszélesség pedig inkább a különböző élőhelytípusok arányának meghatározásán keresztül hat. Így ezeket csak a valódi környezeti tényező mérhető manifesztációjaként értelmezzük, és másodlagos környezeti tényezőknak tekintjük. Emiatt nem látjuk értelmét ezen tényezők „versenyztetésének” a hatóképesség erőssége szempontjából. Természetesen ez nem jelenti azt, hogy a vízsebesség mellett ne a vízfolyás mérete legyen a legfontosabbnak látszó rendezőelv a halközösség struktúrájának kialakulása szempontjából, hiszen ezt a diverzitáselemzés eredményei és a funkcionális jellemzők elemzése is egyértelműen igazolja. Ezzel együtt ennek a ténynek hangsúlyos értelme van a fenntartható vízgazdálkodás szempontjából, akár a vízhozamok huzamosabb idejű csökkenése vagy a szélsőséges vízjárást okozó események gyakoriságának és erősségének növekedése szempontjából.

Továbbhaladva a halközösségek létrejöttéért felelős környezeti tényezők vizsgálatában fontos kiemelni azt a tényt is, hogy vannak olyan közösségek, amelyek

létrejöttében a hidrológiai tényezők már kevésbé, míg a víz fizikai és kémiai tulajdonságai egyre erősebb szerepűek. Eredményeink azt igazolják, hogy a vizsgált skálán ez sem ugrásszerű, hanem fokozatos változást jelent. A vízfizikai, és -kémiai tényezők hatása a „*Kis és közepes méretű alföldi folyók és csatornák*” (6.) típusban jelenik meg először, és hatáserősségük az „*Alföldi kisvízfolyások*” (5.) típus irányába nő. Az eredmények egybevágnak Halasi-Kovács et al. (2001) alföldi közepes méretű csatornán végzett felmérésének eredményével. Véleményük szerint mintegy 15 cm/s alatti vízsebesség esetében már elsősorban nem a vízsebesség, hanem egyéb környezeti tényezők felelősek a halközösség kialakulásáért.

Vizsgálataink összességükben tehát azt bizonyítják, hogy a vízgyűjtő skála szintjén a kontinuus módon változó halközösségek kialakulásáért elsősorban a hidromorfológiai tényezők felelősek, de abban eltérő erősséggel részt vesznek egyéb – mérésünk szerint vízfizikai és -kémiai – tényezők is. A közösségek szabályozásában így a determinisztikus és sztochasztikus tényezők egyaránt szerepet játszanak. Ennek megfelelően eredményeink inkább a hazai vízfolyástípusok halközösségeinek oszcilláló egyensúlytalansági állapotát sugallják.

A meghatározott halközösségek diverzitásértékeinek elemzése két szempontból is figyelemre méltó. Egyrészt – ahogy azt fentebb írtuk – az eredmények igazolják, hogy a közösségtípusok előre jelezhető fajszaama elsősorban a vízfolyás méretével mutat összefüggést. Ez szintén alátámasztja a vízfolyás méretének a halközösségstruktúra kialakulásában játszott fontos szerepét. Emellett a fajdiverzitás értékei az átmenetinek tekinthető típusokban érik el legmagasabb értékeiket, amely így egybevág az integrált folyómodell (Thorp et al. 2006) azon megállapításával, miszerint a fajok diverzitása az ökológiai csomópontoknál mutat maximumot.

A vízterek általános jellemzése során mind a mai napig a Borne (1877) által megalkotott, de többször módosított (Thiennemann 1925, Huet 1949, 1954, Gyurkó et al. 1956) szinttájbesorolás alkalmazásával találkozunk a leggyakrabban. A zonális rendszerek alapvetően a nagy folyók osztályozását próbálták elvégezni, míg Bănărescu (1964) a kisvízfolyásokat két, egy dombvidéki és egy alföldi szakaszra osztotta. A nagy folyók pisztráng, pér, paduc, márna, dévér és durbincs szinttájai, valamint a kisvízfolyások domolykó és sügér zónái csak részben vethetők össze saját eredményeinkkel. Vizsgálataink, ahogy a víztípuscsoportok körét, úgy a karakterfajok körét is pontosítják. Eszerint a hazai vízfolyásokra jellemzőbb volna egy fűrge csele, szilvaorrú keszeg (német bucó), bagolykeszeg (magyar bucó), lapos keszeg (széles durbincs) meghatározás, kiegészítve ezt a dombvidéki kisvízfolyásokban a fenékjáró küllővel, valamint az alföldi kisvízfolyásokban a réti csíkkal, míg az alföldi közepes vízfolyásokban a vörösszárnú keszeggel. Zárójelben a dunai endemikus karakterfajokat tüntettük fel, amelyek dunai elterjedése okán kizárólag a dunai vízgyűjtőre jellemző csoportosítást adnak. A szinttájak – vagy ahogy a korai hazai szakirodalomban az jelen van: szintájak – jelző fajainak felsorolásánál fontosabb az, hogy a csoportok karakterfajainak elemzése egyrészt megerősíti a statisztikai elemzések eredményeit a tekintetben, hogy egyes közösségek határozottan elkülönülnek, jól körülhatárolható karakterfajokkal, míg az átmeneti típusok esetében a határok elmosódottabbak. Ez ugyanakkor rámutat arra is, hogy a típusokat nem egy-egy „indikátorfaj”, hanem a közösségszerkezeti mutatók alapján lehet magabiztosabban meghatározni.

### 5.1.3 A funkcionális jellemzők ökológiai értékelése

A vizsgálatok során hat funkcionális jellemző – szaporodási, táplálkozási, táplálkozási habitat, áramlás, élőhely-specializáció, eredet – alapján elemeztük, annak érdekében, hogy a funkcionális jellemzők milyen mértékben alkalmasak a halközösségek struktúrájának interpretációjára. A vizsgált jellemzők közül öt ökológiai szempontú, míg a legutolsó, az eredetjellemzőt a természetvédelmi vonatkozású következtetésekhez használtuk fel. A funkcionálisjellemző-mutatók gyakoriságeloszlása az egyes típusokban ökológiai szempontból jól értelmezhető különbségeket jeleztek. Az eredmények azt bizonyították, hogy az alföldi szakasz irányába egyre inkább jellemzővé válik az „általános” jelleg. Így a szaporodási csoportban fokozatosan emelkedett a fito-litofil fajok, az áramlás típusban az euritóp fajok, az élőhely-specializáció típusban pedig a generalista fajok gyakorisága. Jellemzően ugyanez a tendencia érvényesül az azonos magasságkategóriákon (dombvidéki, illetve alföldi) belül a kisebb méretű vízfolyástól a nagyobb méretű irányába is. Ezek az eredmények egybevágóak a RCC-ben megfigyeltakkal (Vannote et al. 1980). Vizsgálataink eredményei megerősítették a koncepció táplálkozási jellemzők alakulásával kapcsolatos következtetéseit is. Az invertivor fajok gyakorisága a vízfolyás méretével csökkenő tendenciát mutat, míg a piscivor fajok, valamint az omnivor fajok gyakorisága nő. A funkcionális jellemzők vizsgálata ezzel együtt szintén rávilágított arra a tényre, hogy a zonális jellegű változáson túl a funkcionális jellemzők alakulásában is meghatározó jelentőségű a vízfolyás mérete, amely véleményünk szerint ugyanakkor nincs direkt összekapcsoltságban a vízfolyás rendűségével. Ennek megfelelően a funkcionális jellemzők alapján kapott eredmények is rávilágítanak a vízfolyások konnektivitásának eminens fontosságára a halközösségek természetes struktúrájának fenntartása szempontjából.

A közösségek funkcionális jellemzőinek és a hatóképesnek tekinthető környezeti változók összevetésének eredménye kis mértékben erősebb kapcsolatot mutatott, mint a fajszerkezet alapján készített elemzés. A funkcionális jellemzők a magasság, vízsebesség, közepes vízhozam, (KÖQ) mederszélesség, vezetőképesség ténylegesen ható környezeti tényezőkön túl a medereséssel és a szervesanyag-tartalommal ( $KOI_{Cr}$ ) is szignifikáns összefüggést mutattak 95%-os valószínűségi szinten. Hasonló eredményeket kaptunk ugyanakkor a tekintetben, hogy a funkcionális jellemzőket bár nagyobb mértékben határozzák meg a hidrológiai tényezők, a víz egyes fizikai és kémiai tulajdonságainak hatása – a zavarástűrő, metafitikus, stagnofil, fitofil, osztrakofil jellemzőmutatók meghatározásán keresztül – szintén meghatározó jelentőségűek bizonyos közösségekben.

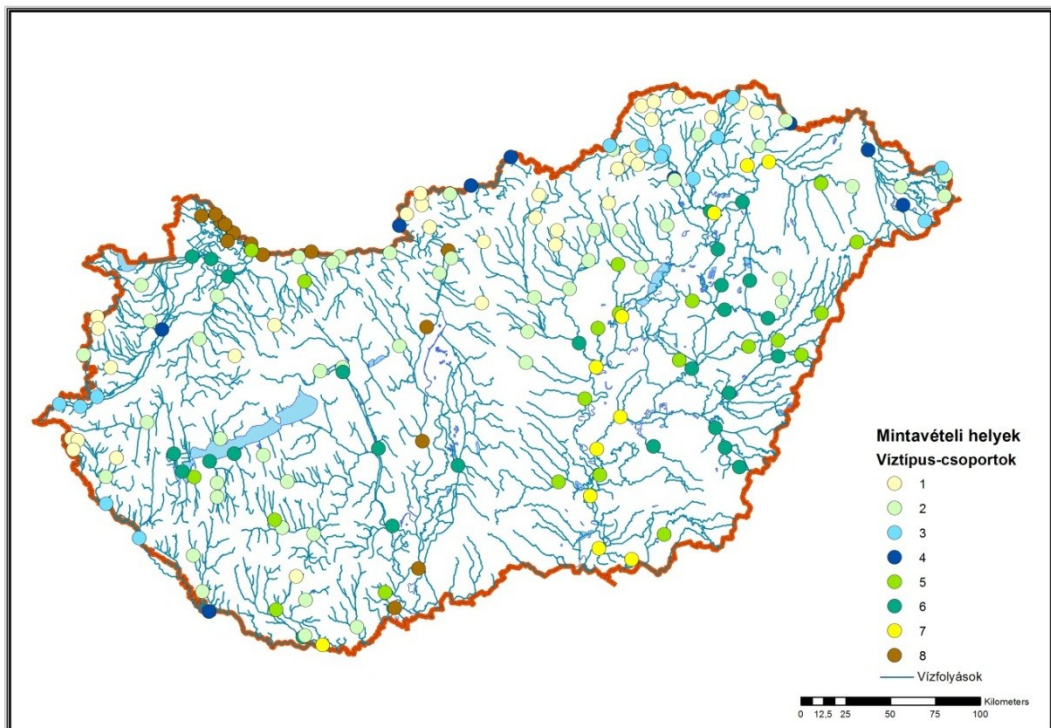
A funkcionális jellemzők és a fajszerkezet diszkriminanciaanalízisének eredménye több szempontból is kiemelten fontos. Egyrészt megerősíti a fajszerkezet alapján meghatározott nyolc elkülönülő halközösséget. Másrészt élesen világítja meg azt a diszkusszió során már többször is érintett gondolatot, hogy a RCC klinális modellje nem elégséges a vizsgált hazai vízfolyáshálózat halközösség-struktúra teljességének magyarázatára. Ugyanis az alapján nem értelmezhető az a hagyományostól eltérő zonális rendszer, amely a dombvidéki, de főként alföldi vízfolyástípusok közösségszerkezetét jellemzi, és amelyekben a legfontosabb közösségszervező tényező nem hidrológiai, hanem fizikai, kémiai jellegű! Egyszerűbben úgy is

fogalmazhatunk, hogy az RCC nem magyarázza azon halközösségek strukturáját, amelyek olyan vízfolyásokban élnek, amelyek az azokban élő halak szerint nem folynak. Magyarország alapvetően alföldi helyzete miatt ez kiemelten fontos tény, és emiatt kell újra hangsúlyozni a vízfolyáshálózat, kiemelten e tekintetben a dombvidéki, illetve alföldi kis és közepes vízfolyáshálózat konnektivitásának fontosságát.

Végül a funkcionális jellemzők vizsgálata alapján megállapítható, hogy azok összessége jól képes megjeleníteni a hazai halközösségek szerkezeti jellemzőit, ugyanakkor az elemzések arra is rámutatnak, hogy a kisebb mutatószámú funkcionális jellemzők jól alkalmazhatók egy-egy speciális állapot jelzésére, így az áramlás jellemző mutatói erős korrelációt mutatnak a vízsebesség változásával, míg a táplálkozási jellemző jó összefüggést mutat a víz növényi tápanyagtartalmának változásával.

## 5.2 Az eredmények vízgazdálkodási és természetvédelmi szempontú értékelése

Már az eredmények ökológiai értelmezése során is felvetődött több, a vízgazdálkodás, illetve természetvédelem szempontjából jól hasznosító eredmény. Az egyik ilyen annak bemutatása volt, hogy a vízfolyáshálózat konnektivitásának fenntartása milyen mértékben fontos a halközösségek természetes strukturájának fenntartása érdekében.



5.1. ábra. A vizsgálatba vont 183 vízfolyásmintahely halközösségalapú típusai a hidro-geomorfológiai jellemzőik alapján

Ugyanakkor ebben a fejezetben az eredmények egy, a gyakorlat számára aktuális elemét szeretném kiemelni. A Víz Keretirányelv által meghatározott – alapvetően ökológiai szemléletű – vízgyűjtő-gazdálkodás létrehozása szempontjából kiemelt jelentősége van annak, hogy a vízfolyásokat nem csak hidrológiai adottságaik, hanem halközösségük alapján is osztályozni lehet. Eredményeink azt bizonyítják, hogy a hazai vízfolyások halközösségeik alapján nyolc típusba sorolhatók. Ezek a típusok a hidro-geomorfológiai mutatókkal illeszthető csoportokat képeznek (ld. 4.4. táblázat). Ennek megfelelően megrajzolható egy olyan térkép is, amely azt mutatja be, hogy alapvető hidro-geomorfológiai tulajdonságaik alapján vizeink melyik típusba sorolhatók **(5.1. ábra)**.

Véleményünk szerint megfelelő színvonalú vízgyűjtő-gazdálkodás csak élőlényközponitú módon meghatározott víztesthatárok megléte esetén folytatható. A tipológia ezen túlmenően az ökológiai vízminősítés szempontjából is jelentős eredményeket ad, hiszen ezek az információk képezik az alapját a Víz Keretirányelv elvárásrendszerének megfeleltethető biológiai elemeken – adott esetben a halközösségeken – alapuló vízminősítési rendszernek. Szintén jelentős ebből a szempontból az az eredmény is, amely bizonyítja, hogy a funkcionális jellemzők elemzése alkalmas azoknak az emberi hatásoknak a kiszűrésére, amelyek a vízsebesség megváltozását vagy a növényi tápanyagtartalom növekedését okozzák.

Az eredményeink a természetvédelem számára is nyújtanak új információkat. Az első hazai, egységes, standard módszerrel végzett, vízgyűjtő léptékű haltani felmérés alapadatai hozzájárulnak a Duna magyarországi vízgyűjtőjén előforduló halfajok elterjedtségének és tömegességének pontosabb megismeréséhez. Az alapadatok frekvencia- és gyakorisági értékei alapján a hazai halfauna mindössze 18%-a értékelhető biztonságban lévőnek. Ugyanilyen arányban vannak jelen a fenyegetett fajok, míg a veszélyeztetettek aránya 64%. Az a tény, hogy a fogási adatok alapján a leggyakoribb és legtömegesebb „biztonságban lévő fajok”, valamint a „fenyegetett fajok” kategóriájába került halfajok egyaránt 37,5%-a áll természetvédelmi oltalom alatt, míg ez az arány a legkritikábnak tekinthető, „veszélyeztetett halfajok” között 66%, figyelemre méltó. A számok még akkor is elgondolkodtatóak, ha nyilvánvaló az a tény, hogy a fajok védettségi státuszát nem kizárólag az előfordulási gyakoriságuk, frekvenciájuk határozza meg. Összevetve eredményeinket a hazai természetvédelmi értékelést nyújtó legújabb szakirodalommal (Guti et al. 2014) az látható, hogy az őshonos halfajok természetvédelmi értékelése 61%-ban vág egybe a fajok előfordulási adataival, azok közül 29% alul-, míg 10%-a felülértékelt.

Természetvédelmi jellegű konzekvenciákat az ökológiai szempontú elemzések is adnak. Vizsgálataink eredményei azt mutatják, hogy a veszélyeztetett halfajok között öt stagnofil faj is szerepel (*Carassius carassius*, *Leucaspius delineatus*, *Misgurnus fossilis*, *Tinca tinca*, *Umbra krameri*). Ha ezt az információt összevetjük az idegenhonos halfajok gyakoriságadataival az egyes közösségtípusokban, jól látszik, hogy kisvizeink (ideértve kis folyóinkat is) halközösségei természetvédelmi szempontból nemcsak az emberi beavatkozások miatt abiotikus oldalról, hanem az invazív fajok okán biotikus oldalról is kiemelten sérülékenyek. A kisvizek degradációja azonban azért is érdemel kiemelt figyelmet, mivel az ökológiai elemzések egyik fontos tanulsága éppen az volt, hogy a vízfolyáshálózat konnektivitásának fenntartása az egyik legfontosabb eleme a halközösségek

természetes állapotának megőrzése szempontjából. Így a kisvizek megfelelő természetvédelmi állapotának biztosítása nélkül nem reális a közepes és nagy folyókon a kívánt természetvédelmi állapot elérése.

## 6. Új tudományos eredmények

1. Vízyűjtőléptékű, standard mintavételi eljáráson alapuló adatok alapján az ökológiai elemzések eredményeként nyolc halközösségtípust, e mentén pedig nyolc vízfolyástípust azonosítottam Magyarországon. Az elemzések alapján azt is bizonyítottam, hogy a típusok topológiai távolsága nem egyforma, vannak erősebben elkülönülők és átmenetként értékelhető csoportok. Az elemzések alapján meghatároztam a topográfiai térben jellemző vízfolyástípus-sorozatokat.
2. Az abiotikus háttérváltozók sokváltozós statisztikai elemzésével meghatároztam a halközösségekre ténylegesen ható környezeti tényezőket. Ez alapján bizonyítottam azt, hogy a hazai vízfolyások halközösségeinek létrejötte szempontjából vízyűjtő léptékben elsősorban a hidrológiai környezeti tényezők felelősek, de ezek mellett bizonyos típusokban a vízfizikai, -kémiai környezeti tényezők is befolyásolják, vagy meghatározzák a közösség struktúráját. Bizonyítottam azt is, hogy az egyes közösségek a topológiai térben gradiensszerű elrendeződést mutatnak, így a vizsgált vízyűjtő léptékben vízfolyásaink kontinuos rendszerekként viselkednek, amelyekre sztochasztikus és determinisztikus tényezők egyaránt hatnak.
3. A statisztikai elemzések ökológiai értelmezésével meghatároztam a nyolc leírt halközösség karakterfajait, de bemutattam azt is, hogy a közösségeket elsősorban nem egy-egy indikátorfaj alapján lehet meghatározni, hanem azok közösségszerkezeti mutatói alapján.
4. Bizonyítottam, hogy a vizsgált funkcionális jellemzők összességükben alkalmasak a halközösségek struktúrájának interpretációjára, egyúttal igazoltam azt is, hogy egy-egy funkcionális jellemző alkalmas az antropogén hatásra bekövetkező változások hatékony kimutatására.
5. A vizsgálataim azt igazolják, hogy a hazai vízfolyástípusok egy része – a dombvidéki kisvízfolyások és kis folyók, illetve az alföldi kis és közepes vízfolyások – nem illeszthetők a River Continuum Concept egyirányú klinális modelljébe, mivel ezekben a vízfolyástípusokban a halközösség struktúráját alapvetően nem hidrológiai, hanem a vízfizikai és -kémiai tényezők határozzák meg. Ez a tény világít rá a vízfolyáshálózat konnektivitásának eminens fontosságára is.

6. A hidro-geomorfológiai, és fizikai, kémiai háttérváltozók segítségével meghatároztam a nyolc vízfolyástípus hidro-geomorfológiai jellegét, amely a vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során a VKI szempontjainak is megfelelő, élőlényközpontú víztestosztályozás alapját képezi. Az eredmények emellett tudományos alapot adnak az ökológiai vízminősítés rendszerének felállítására. Az átfogó, vízgyűjtő szintű vizsgálat eredményei alapadatokat szolgáltatnak a hazai természetvédelem számára, ezen túlmenően az ökológiai eredmények rámutatnak a hazai fluviális rendszerek védelmének forró pontjaira.

## 7. Összefoglalás

A múlt század '80-as éveinek közepétől az antropogén hatások vízgyűjtő léptékű vagy globális hatásainak ökológiai kutatása során vált egyre világosabbá az ökológiai jelenségek skálafüggése, ezzel együtt az a tény, hogy a vízgyűjtő méretű kérdésekre nem a populációs, hanem a közösségi ökológia eredményei biztosítanak jobban értelmezhető és interpretálható eredményeket. A folyó kutatás felgyorsulása és fejlődése alapvetően a fluviális rendszerek jelentőségének és degradáltságának felismerésével, állapotuk megőrzésének és javításának igényével magyarázható. A hazai vízfolyások halközösségeinek kutatása az 1990-es évek végétől indult el, azonban a vízgyűjtő léptékű, szintézisre törekvő közösségi ökológiai kutatások végzése jelenleg is időszerűnek tekinthető. A hazai vízfolyáshálózat közösségi ökológiai jellemzése érdekében ökológiai vizsgálatokat végeztünk a Duna hazai vízgyűjtőterületének vízfolyásainak összesen 193 mintahelyén. A Magyarországon első alkalommal végzett átfogó, országos lefedettségű, egységes és standard mintavétel eredményeinek szünbiológiai értékelése során célunk volt (1) a halközösségek meghatározása a Duna magyarországi vízgyűjtőjének vízfolyástípusaiban; (2) a víztípuscsoportok, ezzel együtt a halközösségek kialakulásában szerepet játszó abiotikus környezeti tényezők elemzése, a vízfolyástípusok fontosabb hidrológiai jellemzőinek bemutatása; (3) a vízfolyástípusok halközösségeinek ökológiai szempontú elemzése, és értékelése; (4) a vízfolyástípusok jellemző halközösség-szerkezetének értékelése funkcionális jellemzőik alapján, illetve annak elemzése, hogy a funkcionális jellemzők milyen mértékben alkalmasak a halközösségek struktúrájának kimutatására; (5) az eredmények gyakorlati alkalmazási lehetőségeinek bemutatása, kiemelten a vízgazdálkodás és természetvédelem témakörére.

A mintavételi helyszínek állapotát az antropogén beavatkozások különböző mértékben módosították. Annak érdekében, hogy ezt a hatást a lehetőség mértékéig csökkentsük, az alapadatokat a környezeti állapotuk alapján meghatározott antropogenitás-index felhasználásával előzetesen szűrtük. Ennek eredményeként a statisztikai elemzésekhez végül 122 mintahely alapadatait használtuk fel.

Az elemzésekhez felhasznált mintavételi helyekről összesen 61 halfaj 53 094 egyedét mutattuk ki. A mintákban 35 758 db idősebb, míg 17 336 db 0+ korú egyed határozottunk meg. Kiszámítottuk az őshonos halfajok relatív frekvencia- és relatív gyakoriságvértékeit. A halfajok elterjedtsége alapján következtetéseket vontunk le a hazai vízfolyásokban előforduló halfajok természetvédelmi státuszára vonatkozóan.

Klasszifikációs és ordinációs statisztikai elemzések eredményeként nyolc, ökológiai szempontból elkülöníthető halközösségtípust, e mentén pedig nyolc vízfolyástípust azonosítottunk: (1) *középhegységi kisvízfolyások (patakok)*; (2) *dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók*; (3) *közepes és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza*; (4) *közepes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza*; (5) *alföldi kisvízfolyások (ér)*; (6) *alföldi kis és közepes folyók, csatornák*; (7) *nagy folyók alföldi szakasza*; (8) *Duna*. Az elemzések szerint a típusok topológiai távolsága nem egyforma, vannak erősebben elkülönülők és átmenetiként értékelhető csoportok. Ez utóbbiba sorolható egyértelműen a „*dombvidéki kisvízfolyások és kisfolyók*” típus. Az elemzések alapján meghatároztuk az egyes típusok topográfiai térben jellemző sorozatait is.

A vízterek hidro-geomorfológiai jellemzői alapján meghatároztuk a víztípuscsoportok hidro-geomorfológiai tulajdonságait, amelynek elméleti értéke mellett gyakorlati hasznosítási lehetősége a vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során van. A lehatárolt víztípuscsoportok és a hatóképesnek tekinthető abiotikus változók összefüggését redundanciaanalízissel vizsgáltuk. Ez alapján bizonyítottuk, hogy a hazai vízfolyások halközösségeinek létrejötté szempontjából vízgyűjtő léptékben elsősorban a hidrológiai környezeti tényezők – vízsebesség, tengerszint feletti magasság, mederszélesség, közepes vízhozam – felelősek, de ezek mellett bizonyos típusokban a fizikai, kémiai környezeti tényezők is befolyásolják vagy meghatározzák a közösség struktúráját.

A munka során értékeltük a halközösségek diverzitását is. Az egységnyi mintahosszra számított fajszám adatai azt mutatják, hogy a víztípusok egy kis és egy nagyobb fajszámú csoportra oszlanak. Az előbbibe a középhegységi, dombvidéki, valamint alföldi kisvízfolyások tartoznak, míg az utóbbiba a közepes és nagy folyók. A víztípusok számított összes fajszáma a vízfolyások méretével fokozatosan nő. Az  $\alpha$  diverzitás értékei a középhegységi és az alföldi kisvízfolyásokban, valamint a „*nagy folyók alföldi szakasza*” típusban mutatják a legalacsonyabb, míg az átmenetinek tekinthető típusokban érik el a legmagasabb értékeket.

Meghatároztuk a halközösségek karakterfajait is. Az elemzés eredménye egyrészt alátámasztotta a „*dombvidéki kisvízfolyások és kis folyók*” típus átmeneti jellegét; a csoport karakterfajai is kettősséget mutatnak. Megtalálhatók közöttük kifejezetten áramlásokedvelők, és olyanok is, amelyek inkább a kisebb áramlású, alföldi vízfolyásokban jellemzőek. Másrészt kiemelendő, hogy az alföldi kis és közepes folyókat éppen az igazi specialista fajok hiánya jellemzi. A dunai típusban meghatározó szerepük van a csak itt, illetve a közvetlen dunai kapcsolattal rendelkező vízfolyásokban élő Gobiidae család fajainak.

A meghatározott nyolc vízfolyástípus halközösségeit funkcionális jellemzői alapján is elemeztük. Az elemzések célja az volt, hogy a kiválasztott funkcionális jellemzők alkalmasak-e a halközösségstruktúra megfelelő interpretációjára. Ennek érdekében hisztogramok alapján jellemeztük az egyes funkcionális jellemzőmutatók változásait a közösségtípusokban. A funkcionális jellemzők és a vizsgált környezeti változók kapcsolatát redundanciaanalízissel elemeztük. A modell szerint a hidrológiai tényezők és a funkcionális jellemzők között mutatható ki erősebb kapcsolat. A hidrológiai adottságok erősségének csökkenésével a kémiai változók is egyre nagyobb mértékben befolyásolják az egyes funkcionális jellemzők

gyakoriságeloszlását. A funkcionális jellemzők és a halközösség-szerkezet alapján elkészített víztípuscsoportok összevetéséhez diszkriminanciaanalízist használtunk. Ez alapján megállapítható, hogy a funkcionális jellemzők összessége alkalmas a víztípuscsoportok lehatárolására, míg a kisebb mutatószámú funkcionális jellemzők jól alkalmazhatók egy-egy speciális állapot jelzésére.

Az eredmények ökológiai szempontú értelmezése alapján megállapítható volt, hogy a többváltozós statisztikai elemzések során meghatározott csoportok gradiens mentén, fokozatosan változnak, így a vizsgált vízgyűjtő léptékben vízfolyásaink kontinuus rendszerekként viselkednek. A zonális és klinális folyómodellekhez viszonyítva a jelenlegi vizsgálat eredményei azonban azt is igazolják, hogy a gradiensszerű változásokban a vízfolyáshálózat minden tagjának meghatározott szerepe van, hangsúlyozva ezzel a konnektivitás szükségletét a halközösségek természetes struktúrájának fenntartása érdekében.

Vizsgálataink eredménye azt bizonyította, hogy vízgyűjtő léptékben a halközösségtípusok létrejöttéért alapvetően a hidrológiai tényezők felelősek. A halközösségek struktúráját ugyanakkor jellemzően nem egy, hanem több – hidrogeomorfológiai – környezeti tényező együttesen befolyásolja, minden típusban eltérő összetételben és mértékben. Eredményeink igazolták, hogy vannak olyan közösségek is, amelyek létrejöttében a hidrológiai tényezők már kevésbé, míg a víz fizikai és kémiai adottságai egyre erősebb szerepűek. A vizsgált skálán ez sem ugrásszerű, hanem fokozatos változást jelent. A fizikai, kémiai tényezők hatása a „*kis és közepes méretű alföldi folyók és csatornák*” típusban jelenik meg először, és hatáserősségük az „*alföldi kisvízfolyások*” típus irányába nő.

A funkcionális jellemzők ökológiai elemzésének fontos tanulsága, hogy a RCC klinális modellje nem elégséges a vizsgált hazai vízfolyáshálózat halközösség-struktúra teljességének magyarázatára. Ugyanis az alapján nem értelmezhető az a hagyományostól eltérő zonális rendszer, amely a dombvidéki, de főként alföldi vízfolyástípusok közösségszerkezetét jellemzi, és amelyekben a legfontosabb közösségszervező tényező nem hidrológiai, hanem fizikai, kémiai jellegű.

A vizsgálataink eredménye az ökológia diszciplínáján túl mind a vízgazdálkodás, mind a természetvédelem számára szolgál hasznos ismeretekkel. A nyolc vízfolyástípus hidro-geomorfológiai jellegének meghatározása a vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során a VKI szempontjainak is megfelelő, élőlényközpontú víztestosztályozás alapját képezi. Az eredmények emellett tudományos alapot adnak az ökológiai vízminősítés rendszerének felállítására. Eredményeink hozzájárulnak a Duna magyarországi vízgyűjtőjén előforduló halfajok elterjedtségének és tömegességének pontosabb megismeréséhez. Az ökológiai elemzések egyértelműen bizonyítják, hogy kisvizeink, kisfolyóink halközösségei természetvédelmi szempontból nemcsak az emberi beavatkozások miatt abiotikus oldalról, hanem az invazív fajok okán biotikus oldalról is kiemelten sérülékenyek. A kisvizek degradációja azonban azért is érdemel kiemelt figyelmet, mivel az ökológiai elemzések egyik fontos tanulsága éppen az volt, hogy a vízfolyáshálózat konnektivitásának fenntartása az egyik legfontosabb eleme a hazai halközösségek természetes állapotának megőrzése szempontjából. Így a kisvizek megfelelő természetvédelmi státuszának biztosítása nélkül nem reális a közepes és nagy folyókon sem a kívánt természetvédelmi állapot elérése.

## 8. Summary

Starting from the mid-1980s, in the course of water drainage-scale and global-scale ecological studies of the impact of anthropogenic influence, the scale dependence of ecological phenomena and the fact that answers given by community ecology to water drainage-scale issues are easier to evaluate and interpret than those provided by population ecology, have become increasingly clear. The acceleration and development of river research can be basically explained by the recognition of the significance and the degraded character of fluvial systems and the demand to preserve and improve their status. Studies on the fish communities of Hungarian watercourses started from the end of the 1990s, but drainage-scale, synthesizing community ecological studies can be regarded as timely even now. We performed ecological studies on a total of 193 sampling sites in watercourses of the Hungarian section of the Danube drainage in order to characterize the Hungarian watercourse network from a community ecological point of view. The objectives of the synbiological evaluation of the results obtained during the comprehensive, unified and standardized sample collection with a country-wide scope, done for the first time in Hungary, were the following: (1) to identify the fish communities of the watercourse types of the Hungarian section of the Danube drainage; (2) to analyze the abiotic environmental factors playing important role in the development of water type groups and, consequently, fish communities, as well as to describe the most important hydrological factors of the watercourse types; (3) to analyze and evaluate the fish communities of the watercourse types from an ecological point of view; (4) To evaluate the characteristic fish community structure of the different watercourse types on the basis of the species traits and to analyze the suitability of species traits to identify the fish community structure.; (5) to demonstrate the practical applicability of the results, with special regard to the domains of water management and nature conservation.

The status of the sampling sites was modified by anthropogenic interventions to a various extent. An advance filtering of the basic data was done calculated an anthropogenity index determined on the basis of the environmental status in order to reduce this effect as much as possible. As a result, basic data of 122 sampling sites were finally used for the statistical analyses.

A total of 53 094 individuals belonging to 61 fish species were recorded in the sampling sites used for the analyses. In the samples, 35 758 older and 17 336 0+ age individuals were identified. The relative frequency and relative abundance of native fish species were calculated. Conclusions were drawn on the conservation status of fish species occurring in Hungarian watercourses based on their frequency.

As a result of classification and ordination analyses, we identified eight types of fish communities distinguishable on the basis of their ecological characteristics, and, accordingly, eight watercourse types: (1) Small highland watercourses; (2) Small watercourses and small rivers in hilly regions; (3) Hilly section of medium and large rivers with larger gradient and gravel bottom; (4) Hilly section of medium and large rivers with smaller gradient and sandy bottom; (5) Small lowland watercourses; (6) Small and medium lowland rivers and canals; (7) Lowland section of large rivers; (8) the Danube. Based on the analyses, the topological distance of these types was not

uniform, there were better isolated groups and others that could be regarded as transitional. The water type of „*Small watercourses and small rivers in hilly regions*”; can be clearly classified into the latter category. Based on the analyses, the series of types characteristic in the topographic space were determined.

Based on the hydro-geomorphological parameters of water bodies, the hydro-geomorphological character of the water type groups was determined, which result, in addition to its theoretical value, may have practical application possibilities during the watershed management planning process. The relationship between the described water type groups and the abiotic environmental variables potentially able to affect them was studied using redundancy analysis. On its basis, we confirmed that mainly hydrological environmental factors – water velocity, altitude, wetted width, medium discharge – were responsible for the development of the fish communities in the observed watercourses on a drainage scale, but the community structure was also affected or determined by physical and chemical environmental factors in certain types.

During our work, the diversity of fish communities was also evaluated. The species number data calculated for a unit sampling length shows that water types can be divided into a group characterized by a smaller species number and another with a higher one. The former contains small watercourses in highland, hilly and lowland areas, while the latter includes medium and large rivers. The calculated total number of the water types gradually increases with the size of the watercourses. The values of  $\alpha$ -diversity are the lowest in small highland and lowland watercourses and in the water type „*Lowland section of large rivers*”, and the highest in the types regarded as transitional.

We also identified the character species of the fish communities. On the one hand, the results of the analysis confirmed the transitional character of the „*Small watercourses and small rivers in hilly regions*” type; the character species of this group also show a certain duality. They include both clearly rheophilic species and ones more typical for slower-flowing lowland watercourses. On the other hand, it should be noted that small and medium lowland rivers are expressly characterized by the lack of real specialist species. Species of the Gobiidae family, which occur only in the Danube or its some tributaries sections directly connected to the Danube, play a decisive role in the Danube type.

The fish communities of the eight identified watercourse types were also analyzed in terms of the species traits. The analyses aimed to determine whether the selected traits were suitable to adequately interpret the fish community structure. For this purpose, the changes of the indices of the species traits were analyzed in the different community types based on histograms. The relationship between the species traits and the studied environmental variables was studied using redundancy analysis. A stronger relation between hydrological factors and species traits was revealed by the model. With the decreasing intensity of hydrological factors, chemical variables also start to increasingly affect the frequency distribution of the indices of species trait. Discriminant analysis was used to compare the water type groups defined on the basis of species traits and fish community structure. This allowed to establish that the totality of species traits was suitable for the delimitation of water type groups, while

species traits with lower index numbers could be used well to indicate special changes in environmental conditions.

Interpreting the results from an ecological point of view, it could be determined that the groups identified using multivariate statistical analyses were not linked linearly but changed along a gradient, and thus, on the studied drainage scale, the watercourses behaved as continuous systems. However, compared to zonal and clinal river models, the results of the present study also corroborated that all components of the watercourse network had a certain role in gradient-like changes, which highlights the importance of connectivity in maintaining the natural structure of fish communities.

The results of our studies proved that mainly hydrological factors were responsible for the development of the fish communities on a water drainage scale. At the same time, fish community structure is not typically affected by a single environmental factor, but by a combination of several hydro-geomorphological factors, whose composition and extent vary between the different types. Our results confirmed that there were communities whose development was less affected by hydrological factors than by physical and chemical characteristics. This change was not abrupt, but rather gradual on the studied scale. The effect of physical and chemical factors first appears in the „*Small and medium lowland rivers and canals*” type and their impact increases towards the „*Small lowland watercourses*” type.

It is an important lesson learnt from the ecological analyses of species traits that the clinal model of the RCC is not sufficient to explain the fish community structure of the studied network of Hungarian watercourses in its entirety. It does not allow to interpret the non-traditional zonal system characterizing the community structure of the hilly and, even more, the lowland watercourse types, where the most important community-organizing factor is not of hydrological but of physical and chemical character.

In addition to the discipline of ecology, the results of our studies provide useful information for both water management and nature conservation. The determination of the hydro-geomorphological character of the eight watercourse types can be the basis of an aquatic organism-based water body classification complying with WFD requirements during a watershed management planning process. In addition, the results provide scientific basis for the establishment of an ecological water quality assessment system. Our results contribute to a better knowledge on the distribution and abundance of fish species occurring in the Hungarian part of the Danube drainage. Ecological analyses clearly prove that the fish communities of our small waters and small rivers are highly vulnerable, not only as a consequence of abiotic reasons, i.e. human interventions, but also because of biotic reasons, i.e. invasive species. However, the degradation of small waters merits special attention also because an important lesson from the ecological analyses was that the preservation of the connectivity of the watercourse network was one of the most important elements of preserving the natural status of Hungarian fish communities. Therefore, it is unrealistic to reach the required conservation status of medium and large rivers without ensuring an adequate conservation status of small running waters.

## 9. Köszönetnyilvánítás

A köszönetnyilvánítás sokakat érint. Először is szeretném megköszönni témavezetőmnek, Dr. Lakatos Gyulának, hogy lehetőséget biztosított az Alkalmazott Ökológia Tanszéken már hallgatóként, később nappali PhD ösztöndíjasként, majd munkatársaként haltani kutatásaim megkezdéséhez és folytatásához. Köszönet illeti Dr. Tóthmérész Bélát, aki már jelen munka kezdetén, 2006-ban segítségemre volt a statisztikai eljárások tervezése során. Hasznosak voltak számomra Dr. Varga Zoltán szakmai észrevételei a taxonómia, illetve zoogeográfia területén, köszönet érte. A terepi mintavételek során óriási segítségemre volt unokatestvérem, Balogh Attila. Nélküle ezt a hatalmas mennyiségű alapadatot nem sikerült volna összegyűjteni. Az adatbázis összeállításában Perpék Mónika segített. A dolgozat összeállítása során sokat köszönhetek Dr. Várbíró Gábornak, volt csoporttársamnak, aki szintén az eredmények statisztikai elemzése során nyújtott nélkülözhetetlen tanácsokat. Köszönet illeti Dr. Nagy Sándor Alexet, és Dr. Antal Lászlót, tanítványomat, akik az egyetem doktori folyamatának útvesztőiben kalauzoltak biztos kézzel. Meg kell köszönnöm sógornőmnek, Megyeriné Benkhard Ágotának türelmes segítségét az elkészült dolgozat szövegének nyelvi lektorálásában. Végül, de nem utolsósorban köszönetet kell mondanom családomnak: szüleimnek, feleségemnek és kislányomnak, akik türelmesen és kitartóan támogatták ennek a dolgozatnak a megszületését. Köszönet mindannyiuknak!

## 10. Irodalom

- Aarts, B. G. W., Nienhuis, P. H. (2003) Fish zonations and guilds as the basis for assessment of ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia*, 500: 157-178.
- Aarts, B. G., Van den Brink, F. W. B., Nienhuis, P. H. (2004) Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: the transversal floodplain gradient. *River Research and Applications*, 20: 3-23.
- Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Contreras Balderas, S., Bussing, W., Stiassny, M. L. J., Skelton, P., Allen, G. R., Unmack, P., Naseka, A., Ng, R., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J. V., Heibel, T. J., Wikramanayake, E., Olson, D., López, H. L., Reis, R. E., Lundberg, J. G., Sabaj Pérez, M. H., Petry, P. (2008) Freshwater Ecoregions of the World: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58(5): 403-413.
- Ahnelt, H., Bianco, P.G., Schwammer, H. (1995) Systematics and zoogeography of *Knipowitschia caucasica* (Teleostei: Gobiidae) based on new records from the Aegean Anatolian area. *Ichtyol. Explor. Freshw.*, 6:49-60.
- Ahnelt, H., Bănărescu, P., Spolwind, R., Harka, Á., Waidbacher, H. (1998) Occurrence and distribution of three gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the middle and upper Danube region – examples of different dispersal patterns? *Biologia, Bratislava*, 53/5: 665-678.
- Ahnelt, H., Duchkowitzsch, M., Scattolin, G., Zweimüller, I., Weissenbacher, A. (2001) *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) (Teleostei: Gobiidae), die Nackthals-Grundel in Österreich. *Österreichs Fischerei*, 54: 262-266.
- Allen, T. F. H., Starr, T. B. (1982) *Hierarchy: Perspectives in Ecological Complexity*. University of Chicago Press, Chicago, London. Pp. xvi+310
- Amoros, C., Roux, A. L. (1988) Interactions between waterbodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. In: Schreiber, K.F. (ed.) *Connectivity in Landscape Ecology*: 125-130. Muensterische geographische Arbeit, Muenster, Germany.
- Antal, L., László, B., Kotlík, P., Mozsár, A., Czeglédi, I., Oldal, M., Kemenesi, G., Jakab, F., Nagy, S. A. (2016) Phylogenetic evidence for a new species of *Barbus* in the Danube River basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 96: 187-194.
- Antalfi, A., Tölg, I. (1971) *Halgazdasági ABC. - Mezőgazdasági Kiadó*. Budapest.
- Antipa, G., (1909) *Fauna ichtiologică a României*. Publ. Fond. V. Adamachi, pp. 294.+XXXI.
- Apáczai Csere, J. (1653) *Magyar encyclopaedia*.
- Armstrong, R. A., McGehee, R. (1980) Competitive exclusion. *Amer. Nat.*, 115: 151-170.
- Austen, D. J., Bayley, P. B., Menzel, B. W. (1994) Importance of the guild concept to fisheries researches and management. *Fisheries*, 19(6): 12-20.
- Backiel, T. (1964) On the fish populations in small streams. *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 15: 529-534.
- Bain, M. B., Finn, J. T., Booke, H. E. (1988) Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology*, 69: 382-392.
- Balon, E. K. (1967) *Ryby Slovenska*. Obzor. Bratislava. P 412.
- Balon, E. K. (1975) Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32: 821-864.
- Balon, E. K. (1978) Reproductive guilds and the ultimate structure of fish taxocenes: amended contribution to the discussion presented at the mini-symposium. *Environmental Biology of Fishes*, 3(1): 149-152.
- Balon, E. K. (1981a) About processes which cause the evolution of guilds and species. *Environmental Biology of Fishes*, 6(2): 129-138.
- Balon, E.K. (1981b) Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 6(4): 377-389.
- Balon, E. K. (1984) Patterns in the evolution of reproductive styles in fishes. In: Potts, C.W., Wotton, R.J. (eds.) *Fish reproduction: strategies and tactics*. Academic press, London, pp. 35-53.

- Balon, E. K., Momot, W. T., Regier, H. A. (1977) Reproductive guilds of percids: results of the paleogeographical history and ecological succession. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34: 1910-1921.
- Bănărescu, P. (1964) Fauna Republicii Populare Romine. Vol. XIII. Pisces - Osteichthyes. Acad. R.P.R. București. P. 959.
- Bănărescu, P. (1990) Zoogeography of Fresh Waters Vol. 1. General Distribution and Dispersal of Freshwater Animals in North America and Eurasia. AULA-Verlag Wiesbaden.
- Bănărescu, P. (1992) Zoogeography of Fresh Waters Vol. 2. Distribution and Dispersal of Freshwater Animals in North America and Eurasia. AULA-Verlag Wiesbaden.
- Bănărescu, P. (1999) Pseudorasbora. In: P. Bănărescu (Ed.). Freshwater Fishes of Europe. Vol. 5/I., Cyprinidae 2/I. Aula-Verlag. Pp. 203-224.
- Baras, E. (1995) Thermal related variations of seasonal and daily spawning periodicity in *Barbus barbus*. *Journal of Fish Biology*, 46: 915-917.
- Bél, M. (1941) Tractatus de re rustica Hungarorum. In: Lukács, K. M. Biol. Kut. Int. Munkái. Szerk. Entz, G. Vol. XIII. Tihany. Pp.109-165.
- Belpaire, C., Smolders, R., Van den Auweele, I., Ercken, D., Breine, J., Van Thuyne, G., Ollevier, F. (2000) The index of biotic integrity characterising fish populations and ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia*, 434: 17-33.
- Benda, L., Poff, L. R., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pollock, M., Pess, G. (2004) Network dynamics hypothesis: spatial and temporal organization of physical heterogeneity in rivers. *BioScience*, 54: 413-427.
- Berg, L.S. (1962) Freshwater fishes of the USSR and adjacent counties. Vol. 1. Academy of Sciences of the USSR. Israel program for scientific translations. Jerusalem.
- Berg, L.S. (1964) Freshwater fishes of the USSR and adjacent counties. Vol. 2. Academy of Sciences of the USSR. Israel program for scientific translations. Jerusalem.
- Berg, L.S. (1965) Freshwater fishes of the USSR and adjacent counties. Vol. 3. Academy of Sciences of the USSR. Israel program for scientific translations. Jerusalem.
- Berinke, L. (1966) Halak. Fauna Hung., vol.79. Akadémiai Kiadó, Budapest. P. 136.
- Berkman, H. E., Rabeni, C. F. (1987) Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 18: 285-294.
- Bíró, P. (1971) Egy új gébféle (*Neogobius fluviatilis* Pallas) a Balatonból. *Halászat*, 64: 22-23.
- Bíró, P. (1972) *Neogobius fluviatilis* in Lake Balaton – a Ponto-Caspian goby new to the fauna of Central Europe. *Journal of Fish Biology*, 4: 249-255.
- Bíró, P. (1999) *Ctenopharyngodon*. In: P. Bănărescu (ed.) Freshwater Fishes of Europe. Vol. 5/I., Cyprinidae 2/I. Aula-Verlag. Pp. 303-343.
- Bíró, P., Oertel, N. (2004) A hidrobiológia főbb irányvonalai és feladatai. *Magyar tudomány*, 2004/1: 37-48.
- Boet, P., Chessel, D., Hugueny, B., Oberdorff, T., Pont, D., Porcher, J. P. (1999) Rapport final de la Phase II du programme national (Indice Poisson). Paris, France: Conseil Supérieur de la Pêche, Direction Generale, 60 pp.
- Borne, V. D. M. (1877) Wie kann man unsere Gewässer nach den in ihnen vorkommenden Arten klassifizieren? *Cirk. Dt. Ver.* 4.
- Brazner, J. C. (1994) Patterns in fish assemblages from coastal wetland and other littoral habitats in Green Bay, Lake Michigan. PhD Thesis, University of Wisconsin, Madison.
- Breine, J., Simoens, I., Goethals, P., Quataert, P., Ercken, D., Van Liefveringhe, C., Belpaire, C. (2004) A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*, 522: 133-148.
- Brown, H., Maurer, A. B. (1989) Macroecology: The division of food and space among species on continents. *Science*, 243: 1145-1150.
- Brown, J. H. (1995) Macroecology. Univ. Of Chicago Press, Chicago.
- Brunke, M., Gonser, T. (1997) The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. – *Freshwater Biol.*, 37: 1-33.
- Bruton, M. N., Merron, G. S. (1990) The proportion of different eco-ethological sections of reproductive guilds of fishes in some African inland waters. *Environmental Biology of Fishes*, 28: 179-187.

- Burton, G. W., Odum, E. P. (1945) The distribution of stream fish in the vicinity of Mountain lake, Virginia. *Ecology*, 26: 182-194.
- Cairns, J. Jr. (1974) Indicator species vs. the concept of community structure as an index of pollution. *Water Resources Bulletin*, 10(2): 338-347.
- Carpenter, K. E. (1928) Life in inland waters. P. 267. Sidgwick and Jackson, London.
- Carpenter S. R., Kitchell, J. F. (1987) The temporal scale of variance in lake productivity. *Am. Nat.*, 129: 417-433.
- Chao, A., Ma, K. H., Hsieh, T. C. (2016) iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online. Program and User's Guide published at [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software\\_download/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/).
- Chesson, P. L., Case, T. J. (1986) Overview: Nonequilibrium community theories: chance, variability, history and coexistence. In: Diamond J. & Case, T. J. (eds.) *Community ecology*, pp. 229-239. Harper and Row, New York.
- Church, M. (2002) Geomorphic thresholds in riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47: 541-557.
- Chyzer, K. (1847) Magyarország édesvízi halainak rendszeres átnézete s az új fajok rendszeres leírása. Fordította s a tudomány újabbkori haladásával bővítette Chyzer Kornél dr. A Magyar Orvosok és Természetvizsgálók VIII. nagygyűlésének évkönyve. Pp 193-216.
- Clements, F. E. (1905) Research methods in ecology. Univ. Publ. Lincoln, Nebraska.
- Colwell, R. K., A. Chao, N. J. Gotelli, S. Y. Lin, C. X. Mao, R. L. Chazdon, J. T. Longino. (2012) Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5:3-21.
- Connell, J. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1304-1310.
- Costedoat, C., Gilles, A. (2009) Quaternary Pattern of Freshwater Fishes in Europe: Comparative Phylogeography and Conservation Perspective. *The Open Conservation Biology Journal*, 3: 36-48.
- Cowx, I. G. (2001) Factors influencing coarse fish populations in rivers: A literature review. R & D Publication 18. Bristol UK. Environment Agency. Pp. 146.
- Cowx, I. G., Noble, R. A., Nunn, A. D., Harvey, J. P., Welcomme, R. L. Halls, S. A. (2004) Flow and level criteria for coarse fish and Conservation species. Science report - SC020112. Environment Agency. Bristol UK. Pp.1-173.
- Cummins, K. W. (1974) Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, 24: 631-641.
- Darlington, P. J. (1957) Zoogeography: the geographical distribution of animals. J. Wiley & Sons, New York.
- Davis, J.C. (1986) Statistics and Data Analysis in Geology. John Wiley & Sons.
- de Lattin G (1967) Grundrißder Zoogeographie. Jena, Fischer.
- De Vlaming, V. L. (1972) The effects of diurnal photoperiod treatments on reproductive function in the estuarine gobiid fish, *Gillichthys mirabilis* Cooper. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 9: 5-163.
- Dévai, Gy., Dévai, I., Felföldy, L., Wittner, I. (1992a) A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 1. rész: A tudománytörténeti háttér és az elvi alapok. *Acta. Biol. Debr. Oecol. Hung.*, 4: 13-28.
- Dévai, Gy., Dévai, I., Felföldy, L., Wittner, I. (1992b) A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 2. rész: A hidrobiológia és a biológiai vízminőség fogalmkörének értelmezése. *Acta. Biol. Debr. Oecol. Hung.*, 4: 29-47.
- Dévai, Gy., Dévai, I., Felföldy, L., Wittner, I. (1992c) A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. *Acta. Biol. Debr. Oecol. Hung.*, 4: 49-185.
- Dittmar, H. (1955) Ein Sauerlandbach. Untersuchungen an einem Wiesen-Mittel-gebirgsbach. *Arch. Hydrobiol.*, 50: 305-552.
- Dufrêne, M. and Legendre, P. (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- Dynesius, M., Nilsson, C. (1994) Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science*, 266: 753-762.
- Elliott, M., Whitfield A. K., Potter, I. C., Blaber, S. J. M., Cyrus, D. P., Nordlie, F. G., Harrison, T. D. (2007) The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, 8: 241-268.

- Elster, H. J. (1966) Über die limnologischen Grundlagen der biologischen Gewässer – Beurteilung in Mitteleuropa. *Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.*, 16: 759-785.
- Elton, C. S. (1927) *Animal ecology*. Sidgwick and Jackson, London. Pp. 207.
- Elwood, J. W., Newbold, J. D., O'Neill, R. V., Van Winkle, W. (1983) Resource spiraling: An operational paradigm for analyzing lotic ecosystems. Pp 3-27 in T.D. Fontaine and S.M. Bartell, (eds.): *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor Science (Butterworth), Ann Arbor, Michigan, USA.
- Erős, T. (1997) Halközösségek struktúrája a Pilis Bioszféra Rezervátum két patakjában. *Halászat*, 90 (4): 175-180.
- Erős, T. (2001) Abiotikus paraméterek hatása halegyüttesek szerveződésére egy középhegységi vízfolyásban. *Hidrol. Közl.*, 81 (5-6): 356-357.
- Erős T. (2005) Life-history diversification in the middle Danubian fish fauna – a conservation perspective. *Large Rivers*, vol. 16. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 158(1-2): 289–304.
- Erős, T., Guti, G. (1997) Kessler-géb (Neogobius kessleri Günther, 1861) a Duna magyarországi szakaszán – új halfaj előfordulásának igazolása. *Halászat*, 90: 83-84.
- Erős, T., Botta-Dukát, Z., Grossman, G. D. (2003) Assemblage structure and habitat use of fishes in a Central European submontane stream – a patch based approach. *Ecology of Freshwater Fish*, 12: 141–150.
- Erős, T., Tóth, B., Sevcsik, A., Schmera, D. (2008) Comparison of Fish Assemblage Diversity in Natural and Artificial Rip-Rap Habitats in the Littoral Zone of a Large River (River Danube, Hungary) *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 93(1): 88-105.
- Fatio, V. (1882) Faune des Vertébrés de la Suisse. 1 et 2 partie Poissons. Genève et Bâle.
- Fausch, K. D., Torgersen, C. E., Baxter, C. V., Li, H. W. (2002) Landscapes to Riverscapes: Bridging the Gap between Research and Conservation of Stream Fishes. *BioScience*, 52 (6): 483-498.
- Ferreira, T., Oliveira, J., Caiola, N., Sostoa, A., Casals, F., Cortes, R., Economou, A., Zogaris, S., Garcia-Jalon, D., Ilhe' U, M., Martinez-Capel, F., Pont, D., Rogers, C., Prenda, J. (2007) Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and their responses to human disturbance. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 473-481.
- Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E., Hurley, M. D. (1986) A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10: 199-214.
- Funk, J. L., Campbell, R. S. (1953) The population of larger fishes of in Black River, Missouri. *Univ. Mo. Stud.*, 26: 69-82.
- Gallé, L. (1998) Ekvilibrium és nem-ekvilíbrio koezisztencia életközösségekben. In: A közösségi ökológia frontvonalai. Fekete, G. (szerk.) pp. 11-33.
- Gatz, A. J. (1979) Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology*, 60: 711-718.
- Gatz, A. J., Harig, A. L. (1993) Decline in the index of biotic integrity of Delaware Run, Ohio, over 50 years. *The Ohio Journal of Sciences*, 93(4): 95-100.
- Goldstein, R. M., Meador, M. R. (2004) Comparisons of fish species traits from small streams to large rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133:971-983.
- Goldstein, R. M., Simon, T. P. (1999) Toward a united definition of guild structure for feeding ecology of North American freshwater fishes. In: Simon, T.P. (ed.) *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*. Boca Raton, FL: CRC Press. Pp. 123–220.
- Grandmottet, J. P. (1983) Principales exigencies de téléostéens dulcicoles vis-à-vis de l'habitat aquatique. *Annales Scientifique de Université Besançon*, 4: 3-32.
- Grossinger, J. B. (1794) *Universa historia physica regni Hungariae*. T III. Ichthyologia. Poseni et Comaromi.
- Grossman, G. D., Moyle, P. B., Whittaker, J. O. Jr. (1982) Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. *American Naturalist*, 120: 423-454.
- Guti, G. (2000) A ponto-kaszpikus gébfélék (Gobiidae) terjedése a Közép-Duna térségében. *Hidrológiai Közlöny*, 80:303-305.
- Guti, G. (2007) A Mosoni-Duna halegyütteseinek longitudinális mintázata. *Hidrológiai közlöny*, 87(6): 45-48.
- Guti, G. (2014) A Szirmangéb (Ponticola syrman Nordmann, 1840) magyarországi előfordulásáról beszámoló korábbi közlemény felülvizsgálata. *Pisces Hungarici*, 8: 101-105.

- Guti, G., Erős, T., Szalóky, Z., Tóth, B. (2003) A kerekfejű géb, a *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1811) megjelenése a Duna magyarországi szakaszán. *Halászat*, 96: 116-119.
- Guti, G., Sallai, Z., Harka, Á. (2014) A magyarországi halfajok természetvédelmi státusza és a halfauna természetvédelmi értékelése. *Pisces Hungarici*, 8: 19-28.
- Günther, A. (1866) Catalogue of the fishes in the British Museum. Vol. 6. British Museum, London. p XV+368.
- Györe, K. (1995) Magyarország természetesvízi halai. Vízi természet és környezetvédelem 1. KGI. Budapest, pp. 1-339.
- Gyurko, S., Szabo, S., Dimoftache, M., Andreka, F. (1956) Zona scobarului (Chondrostoma nasus) in principalele rauri din Transilvania. *Bul. ICP.*, 15(4): 57-68.
- Haeckel, E. (1866) Generelle Morphologie der Organismen. 2 vols. Reimer, Berlin. Pp. xxxii+576, clx+462.
- (Halasi)-Kovács, B. (1998) Különböző növényállományokhoz kötődő halegyüttesek ökológiai vizsgálata a Tisza-tavon. *Halászatfejlesztés*, 21: 37-45.
- Halasi-Kovács, B. (2004) Komplex monitoring rendszer és adatbázis kidolgozása különböző környezetterhelésű kisvízfolyásokon az EU VKI ajánlásainak figyelembevételével. RAGACS projekt-halal. Kutatási jelentés, Kézirat. VITUKI Rt. Budapest.
- Halasi-Kovács, B. (2017) Az Alburnus mento fajcsoport dunai fajainak revíziója a magyarországi adatok alapján. *Pisces Hungarici*, 11: 19-28.
- Halasi-Kovács, B., Tóthmérész, B. (2007) Az EU Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő minősítési eljárás a hazai vízfolyások halai alapján. *Hidrológiai közlöny*, 87(6): 179-182.
- Halasi-Kovács, B., Antal, L. (2011) Új ponto-kaszpikus gébfaj, kaukázusi törpegéb (*Knipowitschia caucasica* Berg, 1916) a Kárpát-medencében – a terjeszkedés ökológiai kérdései. *Halászat*, 104(3-4): 120-128.
- Halasi-Kovács, B., Tóthmérész, B. (2011) A hazai vízfolyások Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő halegyüttes alapú ökológiai minősítési rendszere. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.*, 25: 77-101.
- Halasi-Kovács, B., Harka, Á. (2012) Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése. *Pisces Hungarici*, 6: 5-24.
- Halasi-Kovács, B., Váradi, L. (2012) A természetesvízi halászat szerepe vizeink biodiverzitásának alakulásában. *Természetvédelmi Közlemények*, 18: 191-201.
- (Halasi)-Kovács, B., Keresztúri, P., K. Kiss, M., Gidó, Zs., Takács, P., Lakatos, Gy. (2001) Ökológiai állapotfelmérés alföldi mesterséges vízfolyásokon különös tekintettel a halegyüttesek összetételére. *Hidrológiai közlöny*, 81(5-6): 419-422.
- Halasi-Kovács, B., Dieperink, Ch., Nieuwenhuis, R. (2005) ECOSURV- Biological Quality Elements: Fish. Final Report. EuropeAid/114951/D/SV/2002-000-180-04-01-02-02. KvVM. Arcadis Co.
- Halasi-Kovács, B., Erős, T., Harka, Á., Sallai, Z., Nagy, S. A. (2009) „a Vízyűjtő-gazdálkodási tervek készítése” című KEOP-2.5.0. kódszámú projekt megvalósítása a tervezési alegységekre, valamint a részvízyűjtőkre, továbbá ezek alapján az országos vízyűjtő-gazdálkodási terv, valamint a terv környezeti vizsgálatának elkészítése” című projekt keretén belül a „Halak” résztéma. Budapest.
- Halasi-Kovács, B., Antal, L., Nagy, S. A. (2011) First record of a Ponto-Caspian *Knipowitschia* species (Gobiidae) in the Carpathian basin, Hungary. *Cybium*, 35(3): 257-258.
- Halasi-Kovács, B., Györe, K., Józsa, V. (2013) Kisesésű, közepes és nagy folyókon létesítendő hallépcsők környezeti igényeinek vizsgálata a körösladányi és békési hallépcső példáján. XXXVII. Halászati Tudományos Tanácskozás. Szarvas.
- Halasi-Kovács, B., Maján, Gy., Deák, Cs., Lukács, B., Nagy, P., Németh, J. (2014) A Duna és egyéb felszíni vizek vízminőségének vizsgálata a Vízi Keretirányelv szerint. P. 262. In. MVM ERBE. MVM Paks II. Zrt. Új atomerőművi blokkok létesítése a paksi telephelyen. Környezeti hatástanulmány.
- Halasi-Kovács, B., Józsa, V., Györe, K. (2015) A Kiskörei-duzzasztónál létesített hallépcső haltani monitorozása. Zárójelentés. Pp. 50.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9pp.
- Hankó, B. (1931) Magyarország halainak eredete és elterjedése. Közl. a Debreceni Tisza István Tudomány Egyetem Állattani Int., 10. évf. 34 p. Debrecen.
- Hankó, B. (1945) Halak. Magyar Szemle kincsestára. Budapest. P. 74.
- Hardin, G. (1960) The competitive exclusion principle. *Science*, 131: 1291-1297.

- Harka Á. (1986) A törpe csik (*Cobitis aurata*; Filippi, 1865). *Halászat*, 32(1): 24.
- Harka, Á. (1990) Zusätzliche Verbreitungsgebiete der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* Pallas) in Mitteleuropa. *Österreichs Fischerei*, 43: 262-265.
- Harka, Á. (1993) A folyami géb (*Neogobius fluviatilis*) terjeszkedése. *Halászat*, 86(4): 180-181.
- Harka, Á. (1997) Halaink. Képes határozó és elterjedési útmutató. Természet- és Környezetvédő Tanárok Egyesülete, Budapest. P. 175.
- Harka, Á. (2007) Áttekintés a magyar halfauna kutatásának utóbbi hat évtizedéről. *Halászat*, 100(1): 12-15.
- Harka, Á. (2008) A tiszai halfauna változásai az utóbbi másfél évszázadban. *Halászat*, 101 (1): 28-39.
- Harka, Á. (2016) A gyöngyös koncér (*Rutilus meidingeri*) második bizonyító példánya Magyarországról. *Halászat*, 109 (2): 13.
- Harka, Á., Bíró, P. (2006) Ponto-kaszpikus halfajok jelenkori terjedése Európában. *Halászat*, 99: 33-41.
- Harka, Á., Bíró, P. (2007) New patterns in danubian distribution of ponto-caspian gobies – a result of global climatic change and/or canalization? *Electronic Journ. of Ichthyology*, 3: 1-14. – <http://ichthyology.tau.ac.il>.
- Harka, Á., Sallai, Z. (2004) Magyarország halfaunája. Képes határozó és elterjedési tájékoztató. Budapest. Pp. 269.
- Harka, Á., Sallai, Z. (2009) Magyarország válogatott, kronologikus halfaunisztikai bibliográfiája 1960-tól 2009-ig. *Halászat*, 102(4): 129-136.
- Harka Á., Szepesi, Zs. (2010) Hány pikóffaj (*Gasterosteus* sp.) él Magyarországon? *Pisces Hungarici*, 4: 101-103.
- Harka Á., Szepesi Zs. (2011) A Marcal mellékpatakjainak halfaunisztikai vizsgálata. *Pisces Hungarici*, 5: 99-110.
- Harka, Á., Halasi-Kovács, B., Sevcsik, A., Tóth B., Erős T. (2005) A csupasztorkú géb [*Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857)] első észlelései a Duna magyar szakaszán. *Halászat*, 98: 163-168.
- Harka, Á., Szepesi, Zs., Antal, L. (2008) A folyami géb [*Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814)] és a tarka géb [*Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1814)] terjedése a Közép-Tisza vidékén. *Hidrológiai közlöny*, 88:73-75.
- Harka Á., Szepesi Zs., Nagy L. (2009) A Marcal halállományának faunisztikai felmérése. *Pisces Hungarici*, 3: 27-32.
- Harka, Á., Papp, G., Nyeste, K. (2012) A Tisza új hala egy törpegébfaj (*Knipowitschia* sp.). *Halászat*, 105 (2): 17.
- Harka, Á., Nyeste, K., Nagy, L., Erős, T. (2014) Bíborsügérek (*Hemichromis guttatus* Günther, 1862) a Hévízi-tó termálvizében. *Pisces Hungarici*, 8: 29-34.
- Harka, Á., Szepesi, Zs., Nyeste, K. (2017) A pirapitinga [*Piaractus brachypomus* (Cuvier, 1818)] első szabadvízi észlelése Magyarországon. *Pisces Hungarici*, 11: 35–39.
- Hawkes, H. A. (1975) River zonation and classification. In: Whitton, B. A. (Ed.), *River ecology*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles. Pp. 312-374.
- Hawkins, C. P., MacMahon, J. A. (1989) Guilds: the multiple meanings of a concept. *Annual Review of Entomology*, 34:423-451.
- Heckel, J., Kner, R. (1858) *Die Süßwasserfische der Österreichischen Monarchie*. Leipzig. Pp. 388.
- Hegediš, A., Nikčević, M., Mićković, B., Janković, D., Andjus, R. K. (1991) Discovery of the Goby *Neogobius gymnotrachelus* in Yugoslav fresh waters. *Arh. Biol. Nauka, Beograd*, 43/3-4: 39-40.
- Herman, O. (1887) *A magyar halászat könyve I-II*. Kir. M. Természettudományi Társulat, Budapest. P. 860.
- Herring, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, Ch. K., Heiskanen, A-S., Johnson, R. K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A. L., van de Bund, W. (2010) The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*, 408: 4007-4019.
- Hewitt, G. M. (1999) Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society*, 68: 87–112.
- Hoinghaus, D. J., Winemiller K. O., Birnbaum, J. S. (2007) Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, 34, 324-338.

- Holčík, J., Bănărescu, P., Evans, D. (1989) General introduction of fishes. In: *Freshwater Fishes of Europe*. Ed. Holčík, J., Aula-Verlag Wiesbaden. Pp. 18-147.
- Holčík, J., Straňai, I., Andreji, J. (2003) The further advance of *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) (Pisces, Gobiidae) upstream of the Danube. *Biologia Bratislava*, 58/5: 967-973.
- Holling, C. S. (1998) Two cultures of ecology. *Conservation Ecology online*, 2(2): 4. URL: <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art4/>
- Horwitz, R. J. (1978) Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological Monographs*, 48:307-321.
- Huet, M. (1946) Note préliminaire sur les relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. Règle des pentes. *Dodonaea*, 13: 232-243.
- Huet, M. (1949) Aperçu des relations entre la pente et les populations des eaux courantes. *Schweiz. Zool. Hydrol.*, 11: 333-351.
- Huet, M. (1954) Biologie, profils en long et en travers des eaux courantes. *Bull. France Piscic.*, 175: 41-53.
- Hughes, R. M., Oberdorff, T. (1999) Applications of IBI Concepts and Metrics to Waters Outside the United States and Canada. Pp. 79-83. In: Simon, T.P (Ed.). *Assessment Approaches for Estimating Biological Integrity using Fish Assemblages*. Lewis Press, Boca Raton, FL, USA.
- Hugueny, B., Oberdorff, T., Tedesco, P. A. (2010) Community Ecology of River Fishes: A Large-Scale Perspective. *American Fisheries Society Symposium*, 73: 1-34.
- Hutchinson, G.E. (1957) Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposium. *Quantitative Biology*, 22, 415-427.
- Hutchinson, G. E. (1961) The paradox of the plankton. *Amer. Nat.*, 113: 81-101.
- Hynes, H. B. N. (1971) *The biology of polluted waters*. Liverpool University Press. Liverpool. Pp. XIV+202.
- Illies, J. (1952) Die Mölle. Faunistisch-ökologische Untersuchungen an einem Forellenbach in Lipper Bergland. *Arch. Hydrobiol.*, 46: 424-612.
- Illies, J. (1953) Die Besiedlung der Fulda (insbes. das Benthos der Salmoniden-region) nach dem jetzigen Stand der Untersuchung. *Ber. limnol. Flusst. Freudenthal*, 5: 1-28.
- Illies, J. (1961) Versuch einer allgemein biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Int. rev. ges. Hydrobiol.*, 46: 205-213.
- Illies, J., Botosaneanu, L. (1963) Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, 12: 1-57.
- Jakucs, P., Dévai, Gy., Précényi, I. (1984) Az ökológiáról ökológus szemmel. *Magyar Tudomány*, 29 (5): 348-359.
- Jeitteles, L. H. (1862) *Prodromus Faunae Vertebratorum Hungariae Superioris L. c.* Wien. P. 245-314.
- Jermy, T. (1957) A biocönózisok egyensúlyának kérdéséhez. *Allattani Közlemények*, 46: 91-98.
- Jonsson, B., Jonsson, N. (1993) Partial migration: niche shift versus sexual maturation in fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 3: 348-365.
- Juhász-Nagy, P. (1984) *Beszélgetések az ökológiáról*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. Pp. 235.
- Juhász-Nagy, P. (1986) *Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai*. Akadémiai kiadó, Budapest. Pp. 251.
- Juhász-Nagy, P. (1992) Scaling problems almost everywhere; an introduction. *Abstracta Botanica*, 16: 1-5.
- Junk, W. J., Wantzen, K. M. (2004) The flood pulse concept: new aspects, approaches, and applications - an update. In *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Volume 2, Welcomme, R.L, Petr, T. (Eds.): Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok. RAP Publication 2004/16, pp. 117-149.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., Sparks, R. E. (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106: 110-127.
- Karr, J. R. (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries. (Bethesda)*, 6(6): 21-27.
- Karr, J. R. (1987) Biological Monitoring and Environmental Assessment: a Conceptual Framework. *Environmental management*, 11(2): 249-256.
- Karr, J. R., Chu, E. W. (1999) *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Island Press, Washington, DC. USA.

- Karr, J. R., Fausch, K. D., Angermeier, P. L., Yant, P. R., Schlosser, I. J. (1986) Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey, Special Publication 5. Pp. 28. Champaign, Illinois. USA.
- Kautman, J. (2001) The first occurrence of *Neogobius gymnotrachelus* in the Slovak Danube. *Folia Zool.*, 50/1. 79-80.
- Kesminas, V., Virbickas, T. (2000) Application of an adapted index of biotic integrity to rivers of Lithuania. *Hydrobiologia*, 422/423: 257-270.
- Kestemont, P., Goffaux, D. (2002) Work package 3. Reviewing and classifying metrics and sampling procedure for FAME. Final report. pp. 88.
- Kestemont, P., Didier, P., Depiereux, E., Micha, J. C. (2000) Selecting ichthyological metrics to assess river basin ecological quality. *Archiv Für Hydrobiologie*, 121: 321-348.
- Kolkwitz, R., Marsson, M. (1908) Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Bot. Ges.*, 26a: 505-519.
- Kolkwitz, R., Marsson, M. (1909) Ökologie der tierischen Saprobien. *Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr.*, 2: 126-152.
- Kotlík, P., Berrebi, P. (2001) Phylogeography of the barbel (*Barbus barbus*) assessed by mitochondrial DNA variation. *Molecular Ecology*, 10: 2177-2185.
- Kotlík, P., Berrebi, P. (2002) Genetic subdivision and biogeography of the Danubian rheophilic barb *Barbus petenyi* inferred from phylogenetic analysis of mitochondrial DNA variation. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 24: 10-18.
- Kotlík, P., Bogutskaya, G., Ekmekçi, F., G. (2004) Circum Black Sea phylogeography of *Barbus* freshwater fishes: divergence in the Pontic glacial refugium. *Molecular Ecology*, 13 (1): 87-95.
- Kottelat, M. (1997) European freshwater fishes. An heuristic checklist of the freshwater fishes of Europe (exclusive of former USSR), with an introduction for non-systematists and comments on nomenclature and conservation. Bratislava, Section Zoology 52 (Suppl. 5): 1-271.
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007) Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland. 646 p.
- Kriesch, J. (1868) Halaink és haltenyésztésünk. Pest. P. 105.
- Kriesch, J. (1873) Ein neuer *Gobius*. Verh. zool. -bot. Ges. Wien, 23: 369-376.
- Lawton, J. H. (1999) Are there general laws in ecology? *Oikos*, 84: 177-192.
- Legendre, P., and L. Legendre. (1998) Numerical Ecology, 2nd English Edition. Elsevier, Amsterdam.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, M., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A. (2004) The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7: 601-613.
- Leonard, P. M., Orth, D. J. (1986) Application and testing of an index biotic integrity in small, coolwater streams. Transactions of the American Fisheries Society, 115: 401-414.
- Lobb, M. D., Orth, D. J. (1991) Habitat Use by an Assemblage of Fish in a Large Warmwater Stream. Transactions of the American Fisheries Society, 120: 65-78.
- Lobon Cervia, J., Dgebuadze, Y., Utrilla, C. G., Rincon, P. A., Granadolorencio, C. (1996) The reproductive tactics of dace in Central Siberia – evidence for temperature regulation of the spatiotemporal variability of its life-history. *Journal of Fish Biology*, 48: 1074-1087.
- Lovassy, S. (1927) Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásaik. Természettudományi Társulat, Budapest. P. 895.
- Lucas, M. C., Baras, E. (2001) Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science, Oxford. Pp. XVII+412.
- Mahon, R. (1984) Divergent structure in fish taxocenes of North Temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41: 330-350.
- Majer, J. (1993) Az ökológia alapjai. Szaktudás Kiadó, Budapest. Pp. 246.
- Malmqvist, B., Rundle, S. (2002) Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 29: 134-153.
- Mangelsdorf, J., Scheurmann, K. (1980) Flußmorphologie. R. Oldenburg. München. Pp. 262.
- Mann, R. H. K., Mills, C. A. (1985) Variations in the sizes of gonads, eggs and larvae of the dace, *Leuciscus leuciscus* (L.). *Environmental Biology Fishes*, 13: 277-287.
- Marsilius, A. (1726) Danubius Pannonico Mysicus. Tom. IV. Hagae, Comitum et Amsterdami.
- May, R. M., Seger, J. (1986) Ideas in ecology. *American Scientist*, 74: 256-267.

- McDowall, R. M. (1997) The evolution of diadromy in Fishes (revisited) and its place in phylogenetic analysis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7: 443-462.
- Melcher, A. H., Bady, P., Battes, K., Beers, M., Belliard, J., Bohman, P., Buijse, T., Cowx, I.G., Ferreira, T., Garcia de Jalon, D., Gortázar, J., Haidvogel, G., Halasi-Kovács, B., Holzer, S., Logez, M., Maio, G., Noble, R. A. A., Pont, D., Prus, P., Santos, J. M., Schager, E., Schinegger, R., Schmutz, S., Schotzko, N., Segurado, P., Sutela, T., Trautwein, C., Vehanen, T., Wisniewolski, W., Wolter, C. (2009) Taxa and guild classification of European freshwater fish species. In: Distribution and ecological preferences of European freshwater organisms. Eds.: Schmidt-Kloiber A. & Hering D. ISBN 978-954-642-479.
- Mendel, J., Stanislav, L., Vasil'eva, E. D., Vasil'ev, V. P., Luskova, V., Ekmekci, F. G., Erk'akan, F., Ruchin, A., Jan Koščo, J., Lukaš Vetešnik, L. Karel Halačka, Šanda, R., Pashkov, A. N., Reshetnikov S., I. (2008) Molecular phylogeny of the genus *Gobio* Cuvier, 1816 (Teleostei: Cyprinidae) and its contribution to taxonomy. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 47: 1061-1075.
- Mihályi, F. (1954) Revision der Süßwasserfische von Ungarn und den angrenzenden Gebieten in der Sammlung der Ungarischen Naturwissenschaften Museums. *Ann. Hist-Nat. Mus. Nat. Hung.*, 46: 433-456.
- Miller, P.J., (1986) Gobiidae. In: Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, Vol. III (Whitehead P.J.P., Bauchot M.-L., Hureau J.-C., Nielsen J. & E. Tortonese, eds.), pp. 1019-1085. Paris: UNESCO.
- Miller, D. L., Leonard, P. M., Hughes, R. M., Karr J. R., Moyle, P. B., Schrader, L. H., Thompson, B. A., Daniels, R. A., Fausch, K. D., Fitzhugh, G. A., Gammon, J. R., Halliwell, D. B., Angermeier, P. L., Orth, D. J. (1988) Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries*, 13(5): 12-20.
- Minshall, G. W. (1988) Stream ecosystem theory: a global perspective. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 263-288.
- Montgomery, D. R. (1999) Process domains and the river continuum concept. *Journal of the American Water Resources Association*, 35: 397-410.
- Mordukhai-Boltovskoi, F. D. (1964a) Caspian fauna beyond the Caspian Sea. *Intern. Rev. Hydrobiol.*, 49: 139-176.
- Mordukhai-Boltovskoi, F. D. (1964b) Caspian fauna in freshwaters outside the the Ponto-Caspian basin. *Hydrobiologia*, 23: 159-164.
- MTA ÖB (1987) Álljunk meg néhány szóra. Az MTA Ökológiai Bizottságának állásfoglalása néhány fogalom definíciójáról. *Magyar Tudomány*, 32 (11): 894-897.
- Müller, K. (1951) Fische und Fischregionen der Fulda. *Ber. Limnol. Flusst. Freudenthal*, 2: 18-23.
- Müller, K. (1954) Die Fischbesiedlung und die regionale Einstufung der Fließgewässer der nordchweidischen Wald-region. *Ber. Limnol. Flusst. Freudenthal*, 6: 51-56.
- Myers, G. S. (1949) Usage of anadromous, catadromous and allied terms for migratory fishes. *Copeia*, 1949: 89-97.
- Myers, G. S. (1951) Fresh-water fishes and East Indian zoogeography. *Stanford Ichth. Bull.*, 4(1): 11-21.
- Nagy, S. A., Stündl, L. (2007) Halfaunánk jelene, jövője és hasznosításának lehetőségei. *Pisces Hungarici*, 2: 5-9.
- Naseka, A. M. (2010) Zoogeographical freshwater divisions of the Caucasus as a part of the west asian transitional region. *Proceedings of the Zoological Institute RAS*, 314 (4): 469-492.
- Neilson, M. E., Stepien, C. A. (2009) Escape from the Ponto-Caspian: Evolution and biogeography of an endemic goby species flock (Benthophilinae: Gobiidae: Teleostei). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 52: 84-102.
- Newbold, J. D., O'Neill, R. V., Elwood, J. W., Van Winkle, W. (1982) Nutrient spiraling in streams: Implications for nutrient limitations and invertebrate activity. *The American Naturalist*, 120: 628-652.
- Nieuwenhuis, R., Dennisoe, J., Dieperink, Ch., Juhász, P., Kiss, B., Müller, Z., Grigorszky, I., Halasi-Kovács, B., Maczalik, K., Padišák, J. (2005) ECOSURV-Final Technical Report. EuropeAid/114951/D/SV/2002-000-180-04-01-02-02. KvVM. Arcadis Co.
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., Revenga, C. (2005) Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308: 405-408.

- Noble, R. R. A., Cowx, I. G. (2002) Compilation and harmonisation of Fish species classification. FAME project Work package 1b. Final report. pp.51. www.boku.ac.at.
- Noble, R. A. A., Cowx, I. G., Goffaux, D., Kestemont, P. (2007) Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 381-392.
- Northcote, T. G. (1978) Migratory strategies and production in freshwater fishes. In: Gerking, S.D. (ed.) *Ecology of Freshwater Fish Production*. Oxford, Blackwell Scientific Publications. Pp. 326-359.
- Northcote, T. G. (1998) Migratory behaviour of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities. In: Jungwirth, M., Schmutz, S., Weiss, S. (eds): *Fish Migration and Fish Bypasses*. Oxford: Fishing News Books, Blackwell Science. Pp. 3-18.
- Northcote, T. G. Hinch, S. G. (2007) Fish migration and passage in forested watersheds. In: Northcote, T.G., Hartman, G.F. (eds.) *Fishes and Forestry – worldwide watershed interactions and management*. Blackwell science. Pp. 123-142.
- O'Neill, R. V., Johnson, A. R., King, A. W. (1989) A hierarchical framework for the analysis of scale. *Landscape Ecology*, 3: 193-205.
- Oberdorff, T., Hughes, R. M. (1992) Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, 228: 117-130.
- Oberdorff, T., Porcher, J. P. (1994) An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. *Aquaculture*, 119: 219-235.
- Oberdorff, T., Guilbert, E., Luchetta, J. C. (1993) Patterns of fish species richness in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia*, 259: 157-167.
- Oberdorff, T., Guégan, J. F., Huguény, B. (1995) Global scale patterns of fish species richness in rivers. *Ecography*, 18:345-352.
- Oberdorff, T., Pont, D., Huguény, B., Chessel, D. (2001) A probabilistic model characterizing riverine fish communities of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology*, 46: 399-415.
- Oberdorff, T., Pont, D., Huguény, B., Porcher, J. P. (2002) Development and validation of a fish-based index (FBI) for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology*, 47: 1720-1734.
- Oertel, N. (2004) A folyó kutatás aktuális helyzete. *Hidrológiai Közlemény*, 84 (5-6): 108-111.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., George V. N. Powell, G. V. N., Underwood, E. C., D'amico, J. A., Itoua, I., Strand, H. E., Morrison, J. C., Loucks, C. J., Allnutt, T. F., Ricketts, T. H., Kura, Y., Lamoreux, J. F., Wettengel, W. W., Prashant Hedao, P., Kassem, K. R. (2001) Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *BioScience*, 51 (11): 933-938.
- Padisák, J. (1998) A fitoplankton diverzitásának változásai a szukcesszió során: egybevetés teresztris növényközösségekkel. In: A közösségi ökológia frontvonalai. Fekete, G. (szerk.) pp. 87-104.
- Page, L. M., Burr, B. M. (1991) A field guide to freshwater fishes. North America, North of Mexico. In: The Peterson Field Guide Series. Houghton Mifflin Co. Boston. Pp. 432.
- Parasiewicz, P., Nestler, J., Poff, N. L., Goodwin, R. A. (2008) Virtual reference river: a model for scientific discovery and reconciliation. In: Alonso, M.S. Rubio, I. M. (Eds.): *Ecological Management: New Research*. Nova Science Publishers. Pp. 189-206.
- Perdices, A., Doadrio, I., Economidis, P. S., Bohlen, J., Bănărescu, P. (2003) Pleistocene effects on the European freshwater fish fauna: double origin of the cobitid genus *Sabanejewia* in the Danube basin (Osteichthyes: Cobitidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 26: 289-299.
- Perea, S., Böhme, M., Zupančič, P., Freyhof, J., Šanda, R., Özuluğ, M., Abdoli, A., Doadrio, I. (2010) Phylogenetic relationships and biogeographical patterns in Circum-Mediterranean subfamily Leuciscinae (Teleostei, Cyprinidae) inferred from both mitochondrial and nuclear data. *Evolutionary Biology*, 2010:10-265.
- Perry, J. A., Schaeffer, D. J. (1987) The longitudinal distribution of riverine benthos: a river discontinuum? *Hydrobiologia*, 148: 257-268.
- Pianka, E. R. (1980) Guild structure in desert lizards. *Oikos*, 35: 194-201.
- Pickett, S. T. A., White, P. S. (1985) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida. Pp. 472.
- Pintér, K. (1989) Magyarország halai. Akadémiai Kiadó. Budapest, p. 202.

- Podani, J. (1997) Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe. Pp. 412. Scientia Könyvkiadó, Budapest.
- Podani, J., Miklós, I. (2002) Resemblance coefficients and the horseshoe effect in principal coordinates analysis. *Ecology*, 83: 3331-3343.
- Poff, N. L. (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 391-409.
- Poff, N. L., Ward, J. V. (1990) The physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatio-temporal heterogeneity. *Environmental Management*, 14: 629-646.
- Poff, N. L., Allan, J. D. (1995) Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76 (2): 606-627.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B., Sparks, R., Stromberg, J. (1997) The natural flow regime: a new paradigm for riverine conservation and restoration. *BioScience*, 47: 769-784.
- Poncin, P. (1992) Influence of the daily distribution of light on reproduction in the barbel (*Barbus barbus* (L.)). *Journal of Fish Biology*, 41: 993-997.
- Pont, D., Huguéy, B., Beier, U., Goffaux, D., Melcher, A., Noble, R., Rogers, C., Roset, N., Schmutz, S. (2006) Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 43: 70-80.
- Poole, G. C. (2002) Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology*, 47: 641-660.
- Popova, A. A., Shubina, T. N., Vasil'ev, V. P. (1989) *Acipenser stellatus*. In: Holčík, J., (ed.). *Freshwater Fishes of Europe*. Vol. 1, Part II General Introduction to fishes. *Acipenseriformes*. Aula-Verlag Wiesbaden. Pp. 395-443.
- Puckridge, J. T., Sheldon, F., Walker, K. F., Boulton, A. J. (1998) Flow variability and the ecology of large rivers. *Marine and Freshwater Research*, 49: 55-72.
- Reisinger, J. (1830) *Specimen Ichthyologiae sistens pisces aquarum dulcium Hungariae*.
- Resh, V. H., Brown, A. V., Covich, A. P., Gurtz, M. E., Li, H. W., Minshall, G. W., Reice, S. R., Sheldon, A. L., Wallace, J. B., Wissmar, R. (1988) The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 433-455.
- Ricker, W. E. (1934) An ecological classification of certain Ontario streams. *Univ. Toronto Stud. Biol. Ser.*, 37: 1-114.
- Rónyai, A. (2008) A lapátorrú tok (*Polyodon spathula* Walbaum) és szerepe az akvakultúrában - Irodalmi áttekintés. *Halászat*, 101(1): 40-44.
- Root, R. B. (1967) The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs*, 37: 317-350.
- Roset, N., Grenouillet, G., Goffaux, D., Pont, D. (2007) A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 393-405.
- Rosgen, D. L. (1994) A classification of natural rivers. *Catena*, 22: 169-199.
- Sandin, L., Friberg, N., Furse, M.T., Clarke, R., Larsen, S. Star 8th deliverable (2004) Inter-calibration and harmonisation of „invertebrate methods”. STAR 8th deliverable. A project under 5th Framework Programme, 1-238.
- Sály, P. (2007) A faunakomponens fogalomrendszer és alkalmazása a halfajegyüttesek természetességének minősítésére. *Pisces Hungarici*, 1: 93-101.
- Scarnecchia, D. L. (1988) The importance of streamlining in influencing fish community structure in channelized and unchannelized reaches of a prairie stream. *Regulated Rivers: Research and Management*, 2: 155-166.
- Schiemer, F., Spindler, T. (1989) Endangered fish species of the Danube River in Austria. *Regulated River: Research and Management*, 4: 397-407.
- Schiemer, F., Waidbacher, H. (1992) Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. Pp. 363-382. In: Boon, P.J., Calow, P., Petts, G.E. (eds.): *River conservation and management*. John Wiley & Sons Ltd.

- Schiemer, F., Keckeis, H., Winkler, H., Flore, L. (2001) Large rivers: the relevance of ecotonal structure and hydrological properties for the fishfauna. *Archiv für Hydrobiologie, Suppl. 135, Large Rivers*, 12: 487-508.
- Schimper, A. F. W. (1903) Plant geography upon a physiological basis. Oxford, England, Clarendon.
- Schlösser, I. J. (1982) Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecol. Monogr.*, 52: 395-414.
- Schlösser, I. J. (1987) A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams. Pp. 17-24. In: Matthews, W.J., Heins, D.C. (eds.) Community and evolutionary ecology of North American stream fishes. University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma, USA.
- Schlösser, I. J. (1990) Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fishes: implications for environmental management assessment. *Environmental Management*, 14: 621-628.
- Schlösser I.J. (1991) Stream fish ecology: a landscape perspective. *Bioscience*, 41: 704-712.
- Schmitt, T (2007) Molecular biogeography of Europe: Pleistocene cycles and postglacial trends. *Frontiers in Zoology*, 4:11 doi:10.1186/1742-9994-4-11
- Schmitz, W. (1957) Die Bergbach-Zoozönosen und ihre Abgrenzung, dargestellt am Beispiel der oberen Fulda. *Arch. Hydrobiol.*, 53: 465-498.
- Schoener, T. W. (1986) Overview: kinds of ecological communities – ecology becomes pluralistic. Pp. 467-479. In: Diamond, J., Case, T. J. (eds.) Community ecology. Harper & Row, New York, New York, USA.
- Sedell, J. R., Richey, J. E., Swanson, F. J. (1989) The river continuum concept: a basis for the expected behavior of very large rivers? In Proceedings of the International Large River Symposium, Dodge, D.P (ed.). Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Sciences, 106. Pp. 49-55.
- Segurado, P., Santos, J. M., Pont, D., Melcher, A. H., Jalon, D. G., Hughes, R. M., Ferreira, M. T. (2011) Estimating species tolerance to human perturbation: Expert judgment versus empirical approaches. *Ecological Indicators*, 11: 1623-1635.
- Sevcsik, A., Erős, T. (2008) A revised catalogue of freshwater fishes of Hungary and the neighbouring countries in the Hungarian Natural History Museum (Pisces). *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici*, 100: 331-383.
- Siebold, Th. E. (1863) Die Süßwasserfische von Mitteleuropa. Leipzig.
- Simberloff, D., Dayan, T. (1991) The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*, 22: 115-43.
- Simon, T. P., Lyons, J. (1995) Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in Freshwater ecosystems. Chapter 16. In: Davis, W.S. and Simon, T.P. (eds.) Biological assesment and Criteria: Tools for water resource planning and decision making. CRC Press. Boca Raton, Florida.
- Simon, T. P. (Ed.), (1999) Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources using Fish Communities. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 652.
- Simonović, P., Valković, B., Paunović, M. (1998) Round goby *Neogobius melanostomus*, a new Ponto-Caspian element for Yugoslavia. *Fol. Zool.*, 47. 4. 305-312.
- Smale, M. A., Rabeni, C. F. (1995) Hypoxia and hypothermia tolerances of headwater stream fishes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 124: 896-710.
- Sokolov, L. I., Vasil'ev, V. P. (1989) *Acipenser baeri*. In. Holčík, J., (ed.). Freshwater Fishes of Europe. Vol. 1, Part II General Introduction to fishes. Acipenseriformes. Aula-Verlag Wiesbaden. Pp. 263-284.
- Sommani, E. (1953) Il concetto di 'zona ittica' e il suo reale significato ecologico. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, 7: 61-71.
- Southwood, T. R. E. (1977) Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology*, 46: 337-365.
- Southwood, T. R. E. (1988) Tactics, strategies and templets. *Oikos*, 52:3-18.
- Speziár, A., Rezsű, T. E. (2008) A halak egyedfejlődését kísérő táplálékváltások és azok kihatása a fajon belüli és fajok közötti táplálékfelosztásra a Balatonban. *Hidrológiai közlöny*, 88(6): 188-191.
- Speziár, A., Rezsű, T. E. (2009) Táplálkozási gildek és táplálékfelosztás a Balaton halállományán belül, a méretfüggő folyamatok szerepe. *Hidrológiai közlöny*, 89(6): 63-65.

- Spindler, T. (1997) Fischfauna in Österreich. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien. Pp. 140.
- Stanford, J. A., Ward, J. V. (1993) An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society*, 12: 48-60.
- Statzner, B., Higler, B. (1985) Questions and comments on the river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42: 1038-1044.
- Statzner, B., Higler, B. (1986) Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16: 127-139.
- Steedman, R. J. (1988) Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45:492-501.
- Steininger, F. F., Rögl, F. (1984) Paleogeography and palinspastic reconstruction of the Neogene of the Mediterranean and Paratethys. In: Dixon, J.E., Robertson, A.H.F. (Eds.), *The Geological Evolution of the Eastern Mediterranean*. Blackwell Scientific, Oxford. pp. 659-668.
- Sterbetz, I. (1960) Tarka géb és lápi póc a Tiszában. *Halászat*, 7(9): 177.
- Szabó, T., Horváth, L., Urbányi, B. (2000) A halak szaporodásbiológiája. In: Horváth, L. (ed.) *Halbiológia és haltenyésztés*. Mezőgazda kiadó. Budapest. Pp. 168-205.
- Szilágyi, F., Ács, É., Borics, G., Halasi-Kovács, B., Juhász, P., Kiss, B., Kovács, T., Müller, Z., Lakatos, Gy., Padisák, J., Pomogyi, P., Stenger-Kovács, K., Szabó, É., Szalma, E., Tóthmérész, B. (2008) Application of Water Framework Directive in Hungary: Development of biological classification systems. IWA Publishing. 2008. *Water Science and Technology-WST*. 58.11. Pp. 2117-2125.
- Takács, P. (2011) Kárpát-medencei küllőfajok morfológiai vizsgálata. *Pisces Hungarici*, 5: 7-14.
- Takács, P., Maász, G., Vitál, Z., Harka, Á. (2015) Akvárium halak a Hévíz-lefolyó termálvizében. *Pisces Hungarici*, 9: 59-64.
- Takács, P., Bihari, P., Erős, T., Specziár, A., Szivák, I., Bíró, P., Csoma, E., (2012) Genetic Heterogeneity Reveals On-Going Speciation and Cryptic Taxonomic Diversity of Stream-Dwelling Gudgeons (Teleostei, Cyprinidae) in the Middle Danubian Hydrosystem (Hungary). *Plos One*, vol. 9. Issue 5. e97278. [www.plosone.org](http://www.plosone.org).
- Takács, P., Csoma, E., Bihari, P., Erős, T., Specziár, A., Szivák, I., Bíró, P. (2014) Pataklakó küllőfélék (Cyprinidae, Genus: Gobio) genetikai vizsgálata, rejtett (kriptikus) fajok a Kárpát-medencében? *Magyar Tudomány*, 2014/4: 405-413.
- Tejerina-Garro, F. L., Maldonado, M., Ibañez, C., Pont, D., Roset, N., Oberdorff, T. (2005) Effects of Natural and Anthropogenic Environmental Changes on Riverine Fish Assemblages: a Framework for Ecological Assessment of Rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48 (1): 91-108.
- ter Braak, C.J.F., Smilauer, P. (2002) CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Pp. 500. Microcomputer power, Itaca, [www.canoco.com](http://www.canoco.com)
- Thienemann, A. (1912) Der Bergbach des Sauerlandes. *Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr. Suppl.*, 4: 1-125.
- Thienemann, A. (1925) Die Binnengewässer Mitteleuropas. *Die Binnengewässer*, 1: 54-83.
- Thienemann, A. (1950) Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. *Die Binnengewässer*. 18. Schweizerbart'sche Verlagbuchhandlung, Stuttgart.
- Thoms, M. C., Parsons, M. (2002) Eco-geomorphology: an interdisciplinary approach to river science. *International Association of Hydrological Sciences*, 276: 113-120.
- Thorp, J. H., Martin C. Thoms, M. C., Delong, M. D. (2006) The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Res. Applic.*, 22: 123-147.
- Tockner, K., Schiemer, F., Baumgartner, C., Kum, G., Weigand, E., Zweimüller, I., Ward, J. V. (1999) The Danube restoration project: Species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15: 245-258.
- Tockner, K., Malard, F., Ward, J. V. (2000) An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14: 2861-2883.
- Torgerson, W.S. (1952) Multidimensional scaling: I. Theory and method. *Psychometrika*, 17: 401-419.
- Tóth, B. (2007) Az ezüstkárász (*Carassius gibelio* BLOCH, 1782) szaporodási sajátosságai. doktori (Ph.D.) értekezés, SZIE. Kézirat. Pp. 79.

- Tóthmérész, B. (1997) Diverzitási rendezések. Scientia kiadó, Budapest. Pp. 1-98.
- Tóthmérész, B. (1998) Kvantitatív ökológiai módszerek a skálafüggés vizsgálatára. In: A közösségi ökológia frontvonalai. Fekete, G. (szerk.) pp. 145-160.
- Townsend, C. R. (1989) The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 36-50.
- Townsend, C. R., Hildrew, A. G. (1994) Species trait in relation to a habitat template for river systems. *Freshwater Biology*, 31: 265-275.
- Udvardy, M. (1983) Dinamikus állatföldrajz. Tankönyvkiadó, Budapest. Pp 496.
- Unger, E. (1919) Édesvízi halhatározó. Budapest. Pp. 80.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Varga, Z. (2010) Extra-Mediterranean Refugia, Post-Glacial Vegetation History and Area Dynamics in Eastern Central Europe. In: J. C. Habel and T. Assmann (eds), Relict Species: Phylogeography and Conservation Biology. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. Pp. 57-87.
- Vásárhelyi, I. (1961) Magyarország halai írásban és képekben. Borsodi szemle könyvtára, Miskolc. Pp. 134.
- Verneaux, J. (1981) Les poissons et la qualité des cours d'eau. *Annales Scientifique de Université Besançon*, 4: 33-41.
- Vila-Gispert, A., Moreno-Amich, R. (2002) Life-history patterns of 25 species from European freshwater fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 65: 387-400.
- Vila-Gispert, A., Moreno-Amich, R., García-Berthou, E. (2003) Gradients of life-history variation: an intercontinental comparison of fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 12: 417-427.
- Vladykov, V. (1931) Poissons de la Russie Sous-Carpathique. *Mém. Soc. Zool. De France*. Pp. 217-374.
- Vlasenko, A. D., Pavlov, A. V., Vasil'ev, V. P. (1989) *Acipenser gueldenstaedti*. In: Holčík, J., (ed.). Freshwater Fishes of Europe. Vol. 1, Part II General Introduction to fishes. Acipenseriformes. Aula-Verlag Wiesbaden. Pp. 294-344.
- Vutskits, Gy. (1911) Faunánk egy új fajáról. *Állattani Közlemények*, 15: 162-174.
- Vutskits, Gy. (1918) A Magyar Birodalom Állatvilága - Fauna Regni Hungariae. *Classis. Pisces*. Budapest. 42 p.
- Ward, J. V. (1989) The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 2-8.
- Ward, J. V., Stanford, J. A. (1983a) The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In Dynamics of Lotic Ecosystems, Fontaine, T.D., Bartell, S.M. (eds). Pp. 29-42. Ann Arbor Science: Ann Arbor, MI, USA.
- Ward, J. V., Stanford, J., A. (1983b) The intermediate disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In Dynamics of Lotic Ecosystems, Fontaine, T.D., Bartell, S.M. (eds). Ann Arbor Science Publishers: Ann Arbor, MI, USA.
- Ward, J. V., Stanford, J. A. (1995) The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11: 105-119.
- Ward, J. V., Bretschko, G., Brunke, M., Danielopol, D., Gibert, J., Gonser, T., Hildrew, A. G. (1998) The boundaries of river systems: the metazoan perspective. *Freshwater Biology*, 40: 531-569.
- Ward, J. V., Robinson, C. T., Tockner, K. (2002) Applicability of ecological theory to riverine ecosystems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 28: 443-450.
- Webb, P. W. (1984a) Body form, locomotion, and foraging in aquatic vertebrates. *American Zoologist*, 24: 107-120.
- Webb, P. W. (1984b) Form and function in fish swimming. *Scientific American*, 251: 58-68.
- Webb, P. W., Weihs, D. (1986) Functional morphology of early life history stages of fishes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 115: 115-127.
- Webster, J. R., Patten, B. C. (1979) Effects of watershed perturbations on stream potassium and calcium dynamics. *Ecological Monographs*, 49: 51-72.
- Weiperth A., Gaebele T., Guti G. (2010) Feketeszájú géb (*Neogobius melanostomus*) az Ipolyban. *Halászat*, 103:13.
- Weiperth, A., Staszny, Á., Ferincz, Á. (2013) Idegenhonos halfajok megjelenése és terjedése a Duna magyarországi szakaszán – Töréneti áttekintés. *Pisces Hungarici*, 7: 103-112.

- Weiperth, A., Csányi, B., Gál, B., Gyögy, Á., Szalóky, Z., Szekeres, J., Tóth, B., Puky, M. (2015) Egzotikus rák-, hal- és kétéltűfajok a Budapest környéki víztestekben. *Pisces Hungarici*, 9: 65-70.
- Welcomme, R.L. (1988) International introductions of inland aquatic species. FAO Fish. Tech. Pap. 294. 318 p.
- White, D. S. (1993) Perspectives on defining and delineating hyporheic zones. *Journal of the North American Benthological Society*, 12: 61-69.
- Wiens, J. A. (1989) Spatial scaling in ecology. Essay review. *Functional Ecology*, 3: 385-397.
- Winemiller, K. O. (1989) Patterns of variation in life-history among South American fishes in periodic environments. *Oecologia*, 81: 225-241.
- Winemiller, K. O., Rose, K. A. (1992) Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 2196-2218.
- Wootton, R. J. (ed.), (1998) Ecology of Teleost fishes. Kluwer Academic Publishers. Fish and Fisheries Series 24. XIII+386.
- Wu, J. (1999) Hierarchy and scaling: extrapolating information along a scaling ladder. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 25: 367-380.
- Wu, J., Loucks, O. L. (1995) From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 70(4): 439-466.
- Zenkevitch, L. (1963) Biology of the Seas of the USSR. Allen and Unwin, London. P. 955.
- www.fishbase.org (2018)

## 11. Mellékletek

### I. melléklet. Mintavételi helyek

Ssz.	Mintahely kód	Vízfolyás neve	Település	EOV X	EOV Y	Mintahely típusa	Mintavételi időszak	Dátum	Mintavevő	Megjegyzés
1	ALP235	Alpár-nyárlőrinci-cs.	Kecskemét-Szentkirály között	174821	706519	vízfolyás	tavaszi	2005.05.01	HKB	nincs hal
2	ALS379	Alsó-Tápió	Tápióbicske-Tápiószentmárton k.	223440	700345	vízfolyás	nyár	2005.06.25	Sevcsik	OK
3	ALT047	Által-ér	10-es úti híd	265277	595431	vízfolyás	nyár	2005.05.25	Sevcsik	OK
4	ASV064	Ásványi-ág	Z-12 zárás	279950	535832	vízfolyás	nyár	2005.08.06	HKB	OK
5	BAB048	Babócsai-Rinya	Babócsa	78622	518828	vízfolyás	nyár	2005.08.18	HKB	OK
6	BAN011	Bán-patak	Bánhorvati alatt	319586	757036	vízfolyás	nyár	2005.09.04	HKB	OK
7	BAN012	Bán-patak	Vadna	326266	761151	vízfolyás	nyár	2005.09.01	HKB	OK
8	BAR049	Baranya-csatorna	Csikóstóttós	110561	580940	vízfolyás	nyár	2005.08.17	HKB	OK
9	BAT380	Batár-patak	Uszka	310834	933484	vízfolyás	nyár	2005.06.25	HKB	OK
10	BEL285	Bélus-patak	Szalaszend felett	342949	802956	vízfolyás	nyár	2005.06.18	HKB	OK
11	BER001	Bernecei-patak	Bernecebaráti	297527	640810	vízfolyás	nyár	2005.05.30	Sevcsik	OK
12	BER108	Berettyó	Berettyóújfalú alatt	210055	838702	vízfolyás	nyár	2005.07.07	HKB	OK
13	BER109	Berettyó	Szeghalom felett	189258	812557	vízfolyás	nyár	2005.07.07	HKB	OK
14	BER286	Berek-patak	Nova-Zalatárnok k.	151732	470472	vízfolyás	nyár	2005.08.12	HKB	OK
15	BIT008	Bitva-patak	Döbrente felett	209940	536890	vízfolyás	nyár	2005.07.28	HKB	OK
16	BOD031	Bódva	Borsodszirák	324282	776301	vízfolyás	nyár	2005.09.04	HKB	OK
17	BOD065	Bodaki-ág	B7 bukó	285199	529030	vízfolyás	nyár	2005.08.06	HKB	OK
18	BOD119	Bodrog	Felsőberecki	339173	845975	vízfolyás	nyár	2005.07.19	HKB	OK
19	BOD120	Bodrog	Bodrogkeresztúr	316652	822170	vízfolyás	nyár	2005.07.19	HKB	OK
20	BOR041	Boronkai-patak	Mesztegyő	131304	527090	vízfolyás	nyár	2005.08.11	HKB	OK
21	BOR191	Börzsönyi-patak	NA	288981	632649	vízfolyás	tavaszi	2005.05.30	Sevcsik	OK
22	BUK320	Bükkösi-víz	Helvehely alatt	87112	571284	vízfolyás	nyár	2005.08.17	HKB	OK
23	CON050	Concó	Ács	264985	572545	vízfolyás	tavaszi	2005.04.29	HKB	OK
24	CUH322	Cuha (Bakony-ér)	Bakonyszentmihály-Bakonyszentl. k	227123	559451	vízfolyás	nyár	2005.07.28	HKB	OK
25	CSA289	Császár-ér	Nagyigmánd-Csép k.	251452	575797	vízfolyás	tavaszi	2005.04.29	HKB	OK
26	CSE051	Cserta	Csömödér alatt	142614	464990	vízfolyás	nyár	2005.08.12	HKB	OK
27	CSE290	Csele-patak	Somberek-Újmohács k	78228	620577	vízfolyás	nyár	2005.08.20	HKB	OK
28	CSE321	Csemely-patak	Lénárdaróc alatt	314176	750425	vízfolyás	nyár	2005.06.19	HKB	OK
29	CSI236	Csicse-patak	Vatta alatt	287105	776281	vízfolyás	nyár	2005.06.17	HKB	OK
30	DER223	Dera-patak	Szentendre út felett	255990	651050	vízfolyás	nyár	2005.05.25	Sevcsik	OK
31	DER292	Derék-patak	Dejtár-Ipolyvece	300684	656935	vízfolyás	nyár	2005.06.07	Sevcsik	OK
32	DOG143	Dögös-Kákafokei-cs.	Sárgahegyesi kh	159520	770300	vízfolyás	tavaszi	2005.04.22	HKB	OK
33	DON086	Dong-éri-főcsatorna	Pálmonostora alatt	139436	716982	vízfolyás	tavaszi	2005.04.22	HKB	OK
34	DRA039	Dráva	Zákány	105460	484823	vízfolyás	nyár	2005.08.13	HKB	OK
35	DRA082	Dráva	Barcs	68678	525516	vízfolyás	nyár	2005.08.18	HKB	OK
36	DRA083	Dráva	Drávaszabolcs	49189	584172	vízfolyás	nyár	2005.08.19	HKB	OK

Ssz.	Mintahely kód	Vízfolyás neve	Település	EOV X	EOV Y	Mintahely típusa	Mintavételi időszak	Dátum	Mintavevő	Megjegyzés
37	DUN066	Duna	Fenékküszöb	295991	521448	vízfolyás	nyár	2005.07.26	Sevcsik	OK
38	DUN097	Duna-völgyi-főcs.	Akasztó alatt	150468	661633	vízfolyás	nyár	2005.07.15	HKB	OK
39	DUN136	Duna	Dunaremete	283088	531459	vízfolyás	nyár	2005.07.26	Sevcsik	OK
40	DUN137	Duna	Vámoszabadi	273001	545302	vízfolyás	nyár	2005.07.27	Sevcsik	OK
41	DUN138	Duna	Göd	261804	655747	vízfolyás	nyár	2005.07.21	Sevcsik	OK
42	DUN139	Duna	Dunaföldvár híd alatt	162920	641588	vízfolyás	nyár	2005.08.02	Sevcsik	OK
43	DUN140	Duna	Komárom	267735	580495	vízfolyás	nyár	2005.07.27	Sevcsik	OK
44	DUN141	Duna	Hercegszántó	64391	630525	vízfolyás	nyár	2005.07.29	Sevcsik	OK
45	DUN142	Duna	Baja	94334	640437	vízfolyás	nyár	2005.07.30	Sevcsik	OK
46	DUN267	Duna	Budapest alatt, M0 út	226978	647239	vízfolyás	nyár	2005.07.22	Sevcsik	OK
47	EGE009	Eger-patak	Szarvaskő	294613	745865	vízfolyás	nyár	2005.07.01	HKB	OK
48	EGE023	Eger-patak	Andomaktálya	279819	751603	vízfolyás	nyár	2005.07.01	HKB	OK
49	EGE052	Eger-víz	Badacsonytördemic	163708	528749	vízfolyás	nyár	2005.07.30	HKB	OK
50	ELO101	Élővíz-csatorna	Gyula felett	146709	822962	vízfolyás	nyár	2005.07.08	HKB	OK
51	ELO102	Élővíz-csatorna	Békés	162294	808518	vízfolyás	nyár	2005.07.08	HKB	OK
52	FEK103	Fekete-víz	Cúnba vezető út alatt	53143	574904	vízfolyás	nyár	2005.08.19	HKB	OK
53	FEN042	Fényes-patak	Naszály-Tata között	260319	592399	vízfolyás	nyár	2005.05.25	Sevcsik	OK
54	FUR361	Füredkőcsi lecsapoló-csatorna	Nagyiván	240533	792181	vízfolyás	nyár	2005.04.19	HKB	OK
55	GAJ067	Gaja-patak	Sárpentele felett	203638	597242	vízfolyás	nyár	2005.08.02	Sevcsik	OK
56	GAL293	Galga-patak	Galgaguta-Acsa között	276395	675897	vízfolyás	nyár	2005.06.07	Sevcsik	OK
57	GAL294	Gally-árok	Kisnyom	203650	467436	vízfolyás	nyár	2005.07.30	HKB	OK
58	GAR324	Garadna-patak	Garadna	308876	765272	vízfolyás	nyár		HKB	a mintavétel megtiltva
59	GER362	Gerje	Cegléd-Ceglédbercel	206255	699276	vízfolyás	tavasz	2005.05.01	HKB	OK
60	GON002	Gönci-patak	Telkibánya	349636	819054	vízfolyás	nyár	2005.06.18	HKB	OK
61	GYO003	Gyöngyös-patak	Lajosháza-Mátraháza	279893	716579	vízfolyás	nyár	2005.06.24	Sevcsik	OK
62	GYO013	Gyöngyös-patak	Gyöngyös	272183	715754	vízfolyás	nyár	2005.06.24	Sevcsik	OK
63	GYO024	Gyöngyös-műcsatorna	Kőszeg, Nemezzgyár	231703	460218	vízfolyás	nyár	2005.07.29	HKB	OK
64	HAI295	Hajagos-patak	Nemesszalók felett	219383	517344	vízfolyás	nyár	2005.07.28	HKB	OK
65	HAN053	Hangony-patak	Center	324896	747567	vízfolyás	nyár	2005.06.19	HKB	OK
66	HAN090	Hanyi-belvízcsatorna	Tiszaroff felett	233289	751362	vízfolyás	nyár	2005.07.10	HKB	OK
67	HAN144	Hanság-főcsatorna	Bősárkány	265300	513035	vízfolyás	nyár	2005.08.05	HKB	OK
68	HAN237	Hanyi-belvízcsatorna	Tenk-Mezőtárkány k.	260864	750486	vízfolyás	tavasz	2005.04.17	HKB	OK
69	HAR121	Hármas-Körös	Magyartés	158021	738747	vízfolyás	nyár	2005.07.15	HKB	OK
70	HAR122	Hármas-Körös	Öcsöd	175911	751869	vízfolyás	nyár	2005.07.14	HKB	OK
71	HER032	Hernád	Zsujta-Hidasnémeti k.	353444	813466	vízfolyás	nyár	2005.09.02	HKB	OK
72	HER074	Hernád	Gesztely	308920	792464	vízfolyás	nyár	2005.09.02	HKB	OK
73	HER075	Hernád	Gibárt felett	332353	806752	vízfolyás	nyár	2005.09.02	HKB	OK
74	HOR098	Hortobágy-főcsatorna	Hortobágy alatt	250468	807786	vízfolyás	nyár	2005.06.23	HKB	OK
75	HOR110	Hortobágy-Berettyó	Ecesgfalva	202821	791661	vízfolyás	nyár	2005.07.07	HKB	OK
76	I.O_387	I.övcatorna(Kurjantói)	Szabadszállás-Kerekegyháza között	172498	670699	vízfolyás	tavasz	2005.04.23	HKB	nincs hal

Ssz.	Mintahely kód	Víznyelés neve	Település	EOV X	EOV Y	Mintahely típusa	Mintavételi időszak	Dátum	Mintavevő	Megjegyzés
77	IKV054	Ikva	Fertőszentmiklós	251800	486711	víznyelés	nyár	2005.08.04	HKB	OK
78	IPO059	Ipoly	Letkés	282545	628756	víznyelés	nyár	2005.07.23	Sevcsik	OK
79	IPO060	Ipoly	Balassagyarmat	304897	668692	víznyelés	nyár	2005.07.23	Sevcsik	OK
80	IPO061	Ipoly	Ipolytarnóc	321547	691489	víznyelés	nyár	2005.07.23	Sevcsik	OK
81	JOS014	Jósva-patak	Szinpetri felett	349402	764826	víznyelés	nyár	2005.06.19	HKB	OK
82	JOS015	Jósva-patak	Szin-Szinpetri között	351065	768372	víznyelés	nyár	2005.06.19	HKB	OK
83	KAK092	Kakat-belvizcsatorna	Kisújszállás-Ecsegfalva között	207533	784786	víznyelés	tavaszi	2005.04.19	HKB	OK
84	KAP055	Kapos	Kaposhomok	114090	563378	víznyelés	tavaszi	2005.04.30	HKB	OK
85	KAR056	Karásica	Villány	58979	604966	víznyelés	nyár	2005.08.20	HKB	OK
86	KEL145	Keleti-főcsatorna	Balmazújváros	256710	824722	víznyelés	nyár	2005.06.22	HKB	OK
87	KEM_004	Kemence-patak	Kemence (Királyháza)	294404	639673	víznyelés	nyár	2005.05.30	Sevcsik	OK
88	KEM_025	Kemence-patak	Bernecebaráti műút alatt	300385	640382	víznyelés	nyár	2005.05.30	Sevcsik	OK
89	KEM005	Kemence-patak	Kishuta-Pálháza k.	349183	830849	víznyelés	nyár	2005.06.17	HKB	OK
90	KEN_016	Kenyérmezei-patak	10-es úti hid	267457	623374	víznyelés	nyár	2005.05.25	Sevcsik	OK
91	KER017	Kerca	Kercaszomor	163940	445682	víznyelés	nyár	2005.07.30	HKB	OK
92	KER026	Kerka	Magyarföld	162943	449372	víznyelés	nyár	2005.08.12	HKB	OK
93	KET111	Kettős-Körös	Mezőberény-Bélcountry között	169758	804877	víznyelés	nyár	2005.07.08	HKB	OK
94	KET043	Kétoles-patak	Raposka	168665	525641	víznyelés	nyár	2005.07.30	HKB	kiszáradt
95	KOD369	Kis-Körös	Bojt	210362	853059	víznyelés	tavaszi	2005.04.15	HKB	OK
96	KOP057	Koppány	Somogyacsa	139932	566248	víznyelés	nyár	2005.08.10	HKB	OK
97	KOR093	Körös-ér	Tiszajenő	185992	732123	víznyelés	nyár	2005.07.14	HKB	OK
98	KOR368	Korcina-főcsatorna	Lakócsa	62147	546308	víznyelés	nyár	2005.08.18	HKB	OK
99	KOS099	Köselly-főcsatorna	Hajdúszovát	231282	833803	víznyelés	nyár	2005.07.01	HKB	OK
100	KOS100	Köselly-főcsatorna	Nádudvar	235635	810032	víznyelés	nyár	2005.06.23	HKB	OK
101	KOV_006	Kövicses-patak	Hasznos felett	286971	704549	víznyelés	nyár	2005.06.13	Sevcsik	OK
102	KUR094	Kurca-csatorna	Berekalpos	142936	740494	víznyelés	nyár	2005.09.03	HKB	OK
103	LAP033	Lapincs	Szentgotthárd	183239	438849	víznyelés	nyár	2005.07.29	HKB	OK
104	LAS389	Laskó-patak	Besenyőtelek-Poroszló között	259444	763674	víznyelés	nyár	2005.07.01	HKB	OK
105	MAR104	Máriapócsi (IV.sz.) főnyelés	Székely	305442	863972	víznyelés	tavaszi	2005.04.26	HKB	OK
106	MAR112	Marcal	Mórichida felett	242901	526794	víznyelés	nyár	2005.08.04	HKB	OK
107	MAR123	Maros	Makó-Kiszombor k.	96354	758561	víznyelés	nyár	2005.09.03	HKB	OK
108	MAR261	Marót-völgyi-csatorna	Sávoly	142274	514198	víznyelés	tavaszi	2005.04.30	HKB	OK
109	MEN327	Ménes-patak	Szögliget alatt	353608	771035	víznyelés	nyár		HKB	a mintavétel megtiltva
110	MIL095	Millér-csatorna	Jászládány	225427	739444	víznyelés	tavaszi	2005.04.19	HKB	OK
111	MOS076	Mosoni-Duna	Mecser	273943	532744	víznyelés	nyár	2005.08.07	HKB	OK
112	MOS077	Mosoni-Duna	Feketeerdő alatt	288080	518134	víznyelés	nyár	2005.08.05	HKB	OK
113	MOS084	Mosoni-Duna	Vének	266568	553410	víznyelés	nyár	2005.08.07	HKB	OK
114	MUR040	Mura	Letenye	122241	469133	víznyelés	nyár	2005.08.13	HKB	OK
115	NAD105	Nádor-csatorna (Sárvíz)	Úrhida-Székesfehérvár	200372	597457	víznyelés	nyár	2005.07.31	HKB	OK
116	NAD113	Nádor-csatorna	Cece	158282	617050	víznyelés	nyár	2005.08.17	HKB	OK

Ssz.	Mintahely kód	Vízfolyás neve	Település	EOV X	EOV Y	Mintahely típusa	Mintavételi időszak	Dátum	Mintavevő	Megjegyzés
		(Sárvíz)								
117	NAG_007	Nagy-Vasfazék-patak	Kismaros-Szokolya	281681	645612	vízfolyás	nyár	2005.05.30	Sevcsik	OK
118	NAG244	Nagyvölgyi-árok	Sumony	68613	559912	vízfolyás	nyár	2005.08.18	HKB	OK
119	NAG390	Nagy-ér	Derecske-Berettyóújfalú között	218744	839460	vízfolyás	tavaszi	2005.04.16	HKB	OK
120	NYU134	Nyugati-övcatorna	Balatonfenyves alatt	151857	522635	vízfolyás	nyár	2005.08.10	HKB	OK
121	NYU146	Nyugati-főcsatorna	Újszentmargita	270318	805758	vízfolyás	nyár	2005.06.22	HKB	OK
122	NYU147	Nyugati-főcsatorna	Polgár-Újtikos között	288873	812664	vízfolyás	nyár	2005.06.22	HKB	OK
123	ORC305	Orci-patak	Orci	118529	559071	vízfolyás	tavaszi	2005.04.30	HKB	OK
124	ORV010	Örvényesi-Séd	Örvényes	175436	556288	vízfolyás	nyár	2005.07.31	HKB	nincs hal
125	PEC058	Pécsi-víz	Zók	73896	576497	vízfolyás	nyár	2005.08.19	HKB	OK
126	PEC391	Pécsi-víz	Cún-Drávacsapely közti út felett	53928	575926	vízfolyás	nyár	2005.08.19	HKB	OK
127	PIL246	Pilis-Piricsei-folyás	Piricse felett	273355	883752	vízfolyás	tavaszi	2005.04.26	HKB	OK
128	PIN027	Pinka	Felsőcsatár	210599	452507	vízfolyás	nyár	2005.07.29	HKB	OK
129	PIN034	Pinka	Horvát nádja	187123	460035	vízfolyás	nyár	2005.08.03	HKB	OK
130	POG135	Pogányvölgyi-vízfolyás	Fonyód előtt	155708	536721	vízfolyás	nyár	2005.08.10	HKB	OK
131	RAB035	Rába	Rábagyarmat-Rátót között	181828	450501	vízfolyás	nyár	2005.08.03	HKB	OK
132	RAB078	Rába	Ostffyasszonyfa	224759	496323	vízfolyás	nyár	2005.08.03	HKB	OK
133	RAB079	Rábca	Lébény-Györsövényház	263998	524783	vízfolyás	nyár	2005.08.05	HKB	OK
134	RAB114	Rába	Rábapátona-Győr között	254181	532882	vízfolyás	nyár	2005.08.05	HKB	OK
135	RAK018	Rák-patak	Görbehalomtelep alatt	262006	459570	vízfolyás	nyár	2005.08.04	HKB	nincs hal
136	RAK044	Rákos-patak	Fertőrákos alatt	266380	471103	vízfolyás	nyár	2005.08.04	HKB	nincs hal
137	RAK247	Rákos-patak	Isaszeg-Pécel között	239502	674509	vízfolyás	tavaszi	2005.04.29	HKB	OK
138	REP028	Répcse	Nagygyeresd	229440	489656	vízfolyás	nyár	2005.07.29	HKB	OK
139	RON068	Ronyva-patak	Sátoraljaújhely alatt	341217	844252	vízfolyás	nyár	2005.06.17	HKB	OK
140	SAJ036	Sajó	Sajópuspöki	327328	746544	vízfolyás	nyár	2005.09.01	HKB	OK
141	SAJ037	Sajó	Sajókaza	327203	764292	vízfolyás	nyár	2005.09.01	HKB	OK
142	SAJ038	Sajó	Sajószentpéter	321032	774308	vízfolyás	nyár	2005.09.01	HKB	OK
143	SAJ080	Sajó	Miskolc	308553	782314	vízfolyás	nyár	2005.07.19	HKB	OK
144	SAJ081	Sajó	Kesznyéten	293345	799506	vízfolyás	nyár	2005.07.18	HKB	OK
145	SAM372	Sámson-Ápátfalvi-Szárazér-cs.	Csanádapáca	110417	776330	vízfolyás	tavaszi	2005.04.22	HKB	OK
146	SAR133	Boronkai-patak	Marcali-Boronka k.	139159	527010	vízfolyás	tavaszi	2005.04.30	HKB	OK
147	SAR308	Sárvíz-patak	Hegyhátszentpéter	184118	479565	vízfolyás	nyár		HKB	a mintavétel megtiltva
148	SAR374	Sárközi-III.-főcsatorna	Kalocsa-Öregcsertő k	129441	650379	vízfolyás	nyár		HKB	a mintavétel megtiltva
149	SAR375	Sárréti-főcsatorna	Sáp	216186	823896	vízfolyás	tavaszi	2005.04.15	HKB	OK
150	SAS309	Sas-patak	Tornaszentjakab	354448	784537	vízfolyás	nyár	2005.06.18	HKB	OK
151	SIO115	Sió	Szekszárd	115015	624870	vízfolyás	nyár	2005.08.23	HKB	OK
152	SZA071	Szávai-csatorna	Kisbajcs	268681	546330	vízfolyás	nyár	2005.08.07	HKB	OK
153	SZA124	Szamos	Szamosbecs	285440	921548	vízfolyás	nyár	2005.06.24	HKB	OK
154	SZA125	Szamos	Tunyogmatolcs-Fehérgyarmat között	298305	904834	vízfolyás	nyár	2005.06.24	HKB	OK

Ssz.	Mintahely kód	Vízfolyás neve	Település	EOV X	EOV Y	Mintahely típusa	Mintavételi időszak	Dátum	Mintavevő	Megjegyzés
155	SZE019	Szentgyörgyvölgyi-patak	Szentgyörgyvölgy felett	157573	446780	vízfolyás	nyár	2005.08.12	HKB	OK
156	SZE045	Szerdahelyi-patak	Köszegdoroszló	225078	460918	vízfolyás	nyár	2005.07.30	HKB	OK
157	SZI020	Szinva-patak	Miskolc, Hűtőházi hid	307944	782328	vízfolyás	nyár	2005.06.17	HKB	OK
158	SZI072	Szigeti-ág	Dunasziget B4 bukó	288490	526810	vízfolyás	nyár	2005.08.06	HKB	OK
159	SZO394	Szöd-Rákos-patak	Szödliget	264480	657642	vízfolyás	tavasz	2005.04.29	HKB	OK
160	TAR021	Tarján-patak	Bátonyterenye-Salgótárján között	299673	706544	vízfolyás	nyár	2005.06.24	Sevcsik	OK
161	TAR029	Tarna	Verpelét	279569	737507	vízfolyás	nyár	2005.06.25	Sevcsik	OK
162	TAR087	Tarnóca-patak	Nagyút alatt	264081	733284	vízfolyás	nyár	2005.06.25	Sevcsik	OK
163	TAR106	Tarna	Jászdózsza felett	247588	723617	vízfolyás	nyár	2005.06.25	Sevcsik	OK
164	TAR313	Taranyi-Rinya	Nagyatád-Berzence	98750	513768	vízfolyás	nyár	2005.08.13	HKB	OK
165	TAR329	Tardona-patak	Tardona felett	316309	761386	vízfolyás	nyár	2005.06.19	HKB	OK
166	TAR330	Tarna	Istenmezeje felett	307385	723956	vízfolyás	nyár	2005.06.13	Sevcsik	OK
167	TEL022	Telekes-patak	Alsótelekes	341882	769385	vízfolyás	nyár	2005.06.18	HKB	OK
168	TET046	Tetves-patak	Visz	154357	552847	vízfolyás	nyár	2005.08.10	HKB	OK
169	TIS085	Tisza	Tiszabecs	313587	931603	vízfolyás	nyár	2005.06.29	HKB	OK
170	TIS126	Tisza	Aranyosapáti-Tiszaadony	324518	889887	vízfolyás	nyár	2005.06.29	HKB	OK
171	TIS127	Tisza	Balsa	317733	835989	vízfolyás	nyár	2005.06.30	HKB	OK
172	TIS128	Tisza	Tiszaújváros	286988	801775	vízfolyás	nyár	2005.07.18	HKB	OK
173	TIS129	Tisza	Kisköre	238049	760338	vízfolyás	nyár	2005.07.10	HKB	OK
174	TIS130	Tisza	Szolnok	203763	738383	vízfolyás	nyár	2005.07.14	HKB	OK
175	TIS131	Tisza	Mindszent	132640	735607	vízfolyás	nyár	2005.07.15	HKB	OK
176	TIS132	Tisza	Szeged -Tápé	101884	739066	vízfolyás	nyár	2005.07.16	HKB	OK
177	TOC088	Tocó	Józsa	252698	840901	vízfolyás	tavasz	2005.04.16	HKB	OK
178	TOC096	Tocó	Szepes	240264	842240	vízfolyás	tavasz	2005.04.16	HKB	OK
179	TOL225	Tolcsva-patak	Vámosújfalú-Tolcsva k	327291	829095	vízfolyás	nyár	2005.06.17	HKB	OK
180	TUR116	Túr	Kishódos felett	299186	932813	vízfolyás	nyár	2005.06.25	HKB	OK
181	TUR117	Túr-Belvíz-főcsatorna	Kisar-Fehérgyarmat k	304500	908584	vízfolyás	nyár	2005.06.25	HKB	OK
182	VAJ089	Vajai-(III.) főfolyás	Rohod-Nyírmada k.	304374	881234	vízfolyás	tavasz	2005.04.26	HKB	OK
183	VAL331	Váli-víz	Óbarok alatt	238109	614031	vízfolyás	nyár	2005.08.02	Sevcsik	kiszáradt
184	VAL396	Váli-víz	Baracska alatt	215353	628744	vízfolyás	nyár	2005.08.02	Sevcsik	OK
185	VAS315	Vasonca-patak	Halmaj-Kázmárk	325094	793642	vízfolyás	nyár	2005.06.18	HKB	OK
186	VES073	Veszprémi-Séd	Ősi felett	201344	584298	vízfolyás	nyár	2005.07.28	HKB	OK
187	VIL378	Villongó-ér	Létavértes-Újléta k.	233865	864080	vízfolyás	tavasz	2005.04.16	HKB	OK
188	ZAG107	Zagyva	Szentlőrincváta felett	242602	703862	vízfolyás	nyár	2005.06.10	Sevcsik	OK
189	ZAG118	Zagyva	Újszász	216971	729042	vízfolyás	nyár	2005.06.11	Sevcsik	OK
190	ZAG216	Zagyva	NA	NA	NA	vízfolyás	nyár	2005.06.11	Sevcsik	OK
191	ZAL030	Zala	Alibánfa-Pethőhenye k	172818	487977	vízfolyás	nyár	2005.08.11	HKB	OK
192	ZAL062	Zala	Zalaapáti	155494	502815	vízfolyás	nyár	2005.08.11	HKB	OK
193	ZAL063	Zala	Zalavár-Balatonhídvég	145321	507280	vízfolyás	nyár	2005.08.11	HKB	OK

## II. melléklet. Mintavételi jegyzőkönyvforma

Fieldform for fish sampling in running water with electricity										
1.1 Name of waterbody:						1.2 Site code:				
1.3 EOY coordinates:		X <sub>1</sub> :		X <sub>2</sub> :		1.4 Altitude (m):				
		Y <sub>1</sub> :		Y <sub>2</sub> :						
1.5 Date: (dd.mm.yyyy.):			1.7 Photo No:			1.8 Investigators:				
1.6 Time: (hh.mm.):										
<b>2. SAMPLING RELATED DATA</b>										
2.1 Transect length (m):			2.2 Sampling method:			wading		by boat		
2.3 Sampling strategy:		Whole:		Partial:		continous		right bank		
		continous		fragmented		fragmented		left bank		
2.4 Electric fisher type:			backpack		aggregate		2.5 Settings:		DC	
2.6 Sampling suitability:			suitable		restricted		unsuitable			
<b>3. SAMPLING SITE DATA</b>										
3.1 Habitat types:		open : .....			emergent floating-leaved ( <i>Nuphar</i> ) (%): .....					
		filamentous algae ( <i>Cladophora</i> ) (%): .....			emergent macrophyte ( <i>Phragmites</i> ) (%): .....					
		floating macrophytes ( <i>Lemna</i> ) (%): .....			amphibious ( <i>Polygonum</i> ) (%): .....					
		submerged soft-leaved ( <i>Myriophyllum</i> ) (%): .....			living parts of riparian/margin vegetation (%): .....					
		submerged coarse-leaved ( <i>Najas</i> ) (%): .....			dead parts of riparian/margin vegetation (%): .....					
3.2 Wetted width (m):				3.3 Depth (m):						
3.4 Riffle-pool ratio:				3.5 Lotic-lentic ratio:						
3.6 Inflow:		yes				no				
		natural		artificial						
3.7 Layer:		natural:			artificial:		concrete (%):			
		large (rock, stone) (%):					stone (%):			
		medium (gravel) (%):					wood (%):			
		fine (sand) (%):					other:.....(%):			
		extra fine (clay inorg) (%):								
		organic matter (sludge, detritus) (%):								
		light (<10 cm)			medium (10-30 cm)		heavy (>30 cm)			
3.8 Shelter:		yes:				no				
		natural: .....		artificial:.....						
3.9 Vegetation coverage:		0-5%,		5-25%,		25-50%,		50-75%,		75-100%
<b>4. HUMAN IMPACTS ON SAMPLING SITE</b>										
4.1 Character:		natural			modified			artificial		
4.2 River-rim:		not disturbed			moderately			disturbed		
4.3 River-bed:		not disturbed			moderately			disturbed		
4.4 Bank:		Right:			natural			artificial		
		Left:			natural			artificial		
4.5 Transverse barriers:		upstream			dam			recreational lake		
		downstream			fishpond			other: .....		
4.6 Human activities:		Left side			ploughland pasture weedy trees, bushes forest disturbed			buildings/settlement agricultural facility industrial facility		
								Right side		
<b>5. ADDITIONAL DATA</b>										
5.1 Weather (sunshine, wind, rain):										
5.2 Colour:		transparent		red		5.3 Secchi depth (cm):		5.4 Temperature (°C):		
		blue		green						
		grey		brown				5.5 Conductivity (µS/cm):		
5.5 Flow:		no		medium		5.6 Water-level:		dry-wet		
		low		heavy				partial		
								low		
								medium		
								high		
								flooding		
Notice:										

### III. melléklet. Mintavételi háttérváltozók

Ssz.	Mintahely kód	Vízfolyás neve	Mintavétel szerinti típus	Mintavétel módszere	EME típusa	Mintavétel stratégiája 1.	Mintavétel stratégiája 2.	Mintavétel stratégiája 3.	Mintavétel hossza (m)	Minta jellege
1	ALP235	Álpár-nyárlőrinci-cs.	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
2	ALS379	Alsó-Tápió	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
3	ALT047	Által-ér	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
4	ASV064	Ásványi-ág	2	EME	EL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
5	BAB048	Babócsai-Rinya	2	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 1
6	BAN011	Bán-patak	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
7	BAN012	Bán-patak	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
8	BAR049	Baranya-csatoma	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
9	BAT380	Batár-patak	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
10	BEL285	Bélus-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
11	BER001	Bernecei-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
12	BER108	Berettyó	3	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
13	BER109	Berettyó	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
14	BER286	Berek-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
15	BIT008	Bitva-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
16	BOD031	Bódva	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
17	BOD065	Bodaki-ág	2	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
18	BOD119	Bodrog	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
19	BOD120	Bodrog	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
20	BOR041	Boronkai-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
21	BOR191	Börzsönyi-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
22	BUK320	Bükkösd-víz	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
23	CON050	Concó	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
24	CUH322	Cuha (Bakony-ér)	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
25	CSA289	Császár-ér	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
26	CSE051	Cserta	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
27	CSE290	Csele-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
28	CSE321	Csemely-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
29	CSL236	Csincse-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
30	DER223	Dera-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
31	DER292	Derek-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
32	DOG143	Dögös-Kákafoki-cs.	3	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1

Ssz.	Mintahely kód	Vízfolyás neve	Mintavétel szerinti típus	Mintavétel módszere	EME típusa	Mintavétel stratégiája 1.	Mintavétel stratégiája 2.	Mintavétel stratégiája 3.	Mintavétel hossza (m)	Minta jellege
33	DON086	Dong-éri-főcsatorna	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
34	DRA039	Dráva	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
35	DRA082	Dráva	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
36	DRA083	Dráva	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
37	DUN066	Duna	5	EME	ELT64II GI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	2500	szemikvantitativ 1
38	DUN097	Duna-völgyi-főcsatorna	2	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 1
39	DUN136	Duna	5	EME	ELT64II GI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	2500	szemikvantitativ 1
40	DUN137	Duna	5	EME	ELT64II GI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	2500	szemikvantitativ 1
41	DUN138	Duna	5	EME	ELT64II GI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	2500	szemikvantitativ 1
42	DUN139	Duna	5	EME	ELT64II GI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	2500	szemikvantitativ 1
43	DUN140	Duna	5	EME	ELT64II GI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	2500	szemikvantitativ 1
44	DUN141	Duna	5	EME	ELT64II GI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	2500	szemikvantitativ 1
45	DUN142	Duna	5	EME	ELT64II GI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	2500	szemikvantitativ 1
46	DUN267	Duna	5	EME	ELT64II GI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	2500	szemikvantitativ 1
47	EGE009	Eger-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
48	EGE023	Eger-patak	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
49	EGE052	Eger-víz	2	EME	HGIG-200	csónakból	teljes	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 2
50	ELO101	Élővíz-csatorna	2	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 1
51	ELO102	Élővíz-csatorna	2	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 1
52	FEK103	Fekete-víz	2	EME	HGIG-200	gázolva	részleges	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 1
53	FEN042	Fényes-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
54	FUR361	Füredkőcsi lecsapoló-csatorna	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
55	GAJ067	Gaja-patak	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
56	GAL293	Galga-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
57	GAL294	Gally-árok	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
58	GAR324	Garadna-patak	1							
59	GER362	Gerje	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
60	GON002	Gönci-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
61	GYO003	Gyöngyös-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2

Ssz.	Mintahely kód	Víznyelés neve	Mintavétel szerinti típus	Mintavétel módszere	EME típusa	Mintavétel stratégiája 1.	Mintavétel stratégiája 2.	Mintavétel stratégiája 3.	Mintavétel hossza (m)	Minta jellege
62	GYO013	Gyöngyös-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
63	GYO024	Gyöngyös-műcsatorna	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
64	HAI295	Hajagos-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
65	HAN053	Hangony-patak	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
66	HAN090	Hanyi-belvízcsatorna	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
67	HAN144	Hanság-főcsatorna	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
68	HAN237	Hanyi-belvízcsatorna	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
69	HAR121	Hármas-Körös	4	EME	HGEL6I4IGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
70	HAR122	Hármas-Körös	4	EME	HGEL6I4IGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
71	HER032	Hernád	3	EME	HGEL6I4IGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
72	HER074	Hernád	3	EME	HGEL6I4IGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
73	HER075	Hernád	3	EME	HGEL6I4IGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
74	HOR098	Hortobágy-főcsatorna	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
75	HOR110	Hortobágy-Berettyó	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
76	I.O_387	I.övcatorna(Kurjantói)	2	EME	HGIG-200	gázolva	részleges	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 1
77	IKV054	Ikva	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
78	IPO059	Ipoly	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
79	IPO060	Ipoly	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
80	IPO061	Ipoly	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
81	JOS014	Jósva-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 1
82	JOS015	Jósva-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
83	KAK092	Kakati-belvízcsatorna	2	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 1
84	KAP055	Kapos	2	EME	HGIG-200	gázolva	részleges	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 1
85	KAR056	Karásica	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
86	KEL145	Keleti-főcsatorna	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
87	KEM_004	Kemence-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
88	KEM_025	Kemence-patak	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
89	KEM005	Kemence-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
90	KEN_016	Kenyérmezei-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
91	KER017	Kerca	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
92	KER026	Kerka	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2

Ssz.	Mintahely kód	Vízfolyás neve	Mintavétel szerinti típus	Mintavétel módszere	EME típusa	Mintavétel stratégiája 1.	Mintavétel stratégiája 2.	Mintavétel stratégiája 3.	Mintavétel hossza (m)	Minta jellege
93	KET111	Kettős-Körös	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
94	KET043	Kétőles-patak	1							
95	KOD369	Kis-Körös	1	EME	HGIG-200	gázolva	részleges	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 1
96	KOP057	Koppány	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
97	KOR093	Körös-ér	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
98	KOR368	Korcsina-főcsatorna	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
99	KOS099	Kösely-főcsatorna	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
100	KOS100	Kösely-főcsatorna	2	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 1
101	KOV_006	Kövicses-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	részleges	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 1
102	KUR094	Kurca-csatorna	2	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 1
103	LAP033	Lapincs	3	EME	HGIG-200	gázolva	részleges	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 1
104	LAS389	Laskó-patak	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
105	MAR104	Máriapócsi (IV.sz.) főfolyás	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
106	MAR112	Marcal	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
107	MAR123	Maros	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
108	MAR261	Marót-völgyi-csatorna	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
109	MEN327	Ménes-patak	1							
110	MIL095	Millér-csatorna	2	EME	HGIG-200	csónakból	teljes	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 2
111	MOS076	Mosoni-Duna	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
112	MOS077	Mosoni-Duna	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
113	MOS084	Mosoni-Duna	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
114	MUR040	Mura	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	sodrással szemben	1000	szemikvantitativ 1
115	NAD105	Nádor-csatorna (Sárvíz)	2	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 1
116	NAD113	Nádor-csatorna (Sárvíz)	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
117	NAG_007	Nagy-Vasfázék-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
118	NAG244	Nagyvölgyi-árok	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
119	NAG390	Nagy-ér	2	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, visszatartva	150	szemikvantitativ 1
120	NYU134	Nyugati-övcatorna	2	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 1
121	NYU146	Nyugati-főcsatorna	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
122	NYU147	Nyugati-főcsatorna	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1

Ssz.	Mintahely kód	Vízfolyás neve	Mintavétel szerinti típus	Mintavétel módszere	EME típusa	Mintavétel stratégiája 1.	Mintavétel stratégiája 2.	Mintavétel stratégiája 3.	Mintavétel hossza (m)	Minta jellege
123	ORC305	Orci-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
124	ORV010	Örvényesi-Séd	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
125	PEC058	Pécsi-víz	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
126	PEC391	Pécsi-víz	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
127	PIL246	Pilis-Piricsei-folyás	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
128	PIN027	Pinka	2	EME	HGIG-200	gázolva	részleges	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 1
129	PIN034	Pinka	3	EME	HGIG-200	gázolva	részleges	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 1
130	POG135	Pogányvölgyi-vízfolyás	2	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, visszatartva	150	szemikvantitativ 1
131	RAB035	Rába	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
132	RAB078	Rába	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
133	RAB079	Rábca	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
134	RAB114	Rába	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
135	RAK018	Rák-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
136	RAK044	Rákos-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
137	RAK247	Rákos-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
138	REP028	Répcse	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
139	RON068	Ronyva-patak	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
140	SAJ036	Sajó	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
141	SAJ037	Sajó	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
142	SAJ038	Sajó	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
143	SAJ080	Sajó	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
144	SAJ081	Sajó	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
145	SAM372	Sámsón-Apátfalvi-Szárász-csatorna	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
146	SAR133	Boronkai-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
147	SAR308	Sárvíz-patak	1							
148	SAR374	Sárközi-III.-főcsatorna	1							
149	SAR375	Sárréti-főcsatorna	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
150	SAS309	Sas-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 1
151	SIO115	Sió	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
152	SZA071	Szávai-csatorna	2	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 1
153	SZA124	Szamos	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1

Ssz.	Mintahely kód	Vízfolyás neve	Mintavétel szerinti típus	Mintavétel módszere	EME típusa	Mintavétel stratégiája 1.	Mintavétel stratégiája 2.	Mintavétel stratégiája 3.	Mintavétel hossza (m)	Minta jellege
154	SZA125	Szamos	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
155	SZE019	Szentgyörgyvölgyi-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
156	SZE045	Szerdahelyi-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
157	SZI020	Szinva-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
158	SZI072	Szigeti-ág	2	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
159	SZO394	Szöd-Rákos-patak	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
160	TAR021	Tarján-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
161	TAR029	Tarna	2	EME	HGIG-200	gázolva	részleges	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 1
162	TAR087	Tarnóca-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
163	TAR106	Tarna	2	EME	HGIG-200	gázolva	részleges	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 1
164	TAR313	Taranyi-Rinya	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
165	TAR329	Tardona-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
166	TAR330	Tarna	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
167	TEL022	Telekes-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
168	TET046	Tetves-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
169	TIS085	Tisza	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
170	TIS126	Tisza	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
171	TIS127	Tisza	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
172	TIS128	Tisza	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
173	TIS129	Tisza	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
174	TIS130	Tisza	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
175	TIS131	Tisza	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
176	TIS132	Tisza	4	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	1000	szemikvantitativ 1
177	TOC088	Tocó	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 1
178	TOC096	Tocó	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
179	TOL225	Tolcsva-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
180	TUR116	Túr	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
181	TUR117	Túr-Belviz-főcsatorna	3	EME	HGIG-200	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 1
182	VAJ089	Vajai-(III.)főfolyás	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
183	VAL331	Váli-víz	1							
184	VAL396	Váli-víz	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
185	VAS315	Vasonca-patak	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2

Ssz.	Mintahely kód	Vizfolyás neve	Mintavétel szerinti típus	Mintavétel módszere	EME típusa	Mintavétel stratégiája 1.	Mintavétel stratégiája 2.	Mintavétel stratégiája 3.	Mintavétel hossza (m)	Minta jellege
186	VES073	Veszprémi-Séd	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
187	VIL378	Villongó-ér	1	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
188	ZAG107	Zagyva	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
189	ZAG118	Zagyva	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1
190	ZAG216	Zagyva	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
191	ZAL030	Zala	2	EME	HGIG-200	gázolva	teljes	sodrással szemben	150	szemikvantitativ 2
192	ZAL062	Zala	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	150	szemikvantitativ 1
193	ZAL063	Zala	3	EME	HGEL64IIGI	csónakból	részleges	víz sodrással egyirányban, egyező sebességgel	500	szemikvantitativ 1

**IV. melléklet. Az antropogenitás-index táblázata**

Víz neve	Víztest kód	KOI index	NO3 index	ÖP index	K+P index	F+M+P index	Antropogenitás-index
Alsó-Tápió	ALS379	4	3	3	3	2	<b>3,0</b>
Által-ér	ALT047	3	5	3	4	4	<b>3,8</b>
Ásványi-ág	ASV064	1	4	2	3	4	<b>2,8</b>
Babócsai-Rinya	BAB048	2	3	3	4	3	<b>3,0</b>
Bán-patak	BAN011	2	3	2	2	3	<b>2,4</b>
Bán-patak	BAN012	2	4	3	2	2	<b>2,6</b>
Baranya-csatorna	BAR049	2	5	4	5	NÉ	<b>4,0</b>
Batár-patak	BAT380	3	2	3	1	2	<b>2,2</b>
Bélus-patak	BEL285	1	2	2	2	2	<b>1,8</b>
Bernecei-patak	BER001	4	5	2	1	1	<b>2,6</b>
Berettyó	BER108	3	3	4	3	3	<b>3,2</b>
Berettyó	BER109	3	3	4	3	3	<b>3,2</b>
Berek-patak	BER286	5	5	4	3	5	<b>4,4</b>
Bítva-patak	BIT008	3	3	3	1	1	<b>2,2</b>
Bódva	BOD031	2	4	2	2	3	<b>2,6</b>
Bodaki-ág	BOD065	1	4	2	3	4	<b>2,8</b>
Bodrog	BOD119	1	3	1	1	2	<b>1,6</b>
Bodrog	BOD120	1	3	2	2	2	<b>2,0</b>
Boronkai-patak	BOR041	4	2	4	4	4	<b>3,6</b>
Börzsöny-patak	BOR191	4	5	2	1	1	<b>2,6</b>
Bükkösd-víz	BUK320	3	3	2	3	3	<b>2,8</b>
Concó	CON050	3	5	4	4	4	<b>4,0</b>
Cuha (Bakony-ér)	CUH322	4	5	4	3	3	<b>3,8</b>
Császár-ér	CSA289	4	5	1	3	4	<b>3,4</b>
Cserta	CSE051	3	4	4	3	2	<b>3,2</b>
Csele-patak	CSE290	4	5	4	3	2	<b>3,6</b>
Csemely-patak	CSE321	5	5	3	4	2	<b>3,8</b>
Csincse-patak	CSI236	5	5	5	3	1	<b>3,8</b>
Dera-patak	DER223	5	5	4	4	3	<b>4,2</b>
Derék-patak	DER292	3	5	2	3	3	<b>3,2</b>
Dögös-Kákafoki-csatorna	DOG143	3	5	4	5	NÉ	<b>4,3</b>
Dong-éri-főcsatorna	DON086	4	2	3	4	NÉ	<b>3,3</b>
Dráva	DRA039	3	3	2	2	2	<b>2,4</b>
Dráva	DRA082	1	3	1	2	2	<b>1,8</b>

Víz neve	Víztest kód	KOI index	NO3 index	ÖP index	K+P index	F+M+P index	Antropogenitás-index
Dráva	DRA083	1	3	1	2	1	1,6
Duna	DUN066	1	3	2	2	NÉ	2,0
Duna-völgyi-főcsatorna	DUN097	3	4	4	4	NÉ	3,8
Duna	DUN136	1	3	2	2	NÉ	2,0
Duna	DUN137	1	3	2	3	NÉ	2,3
Duna	DUN138	1	3	2	3	NÉ	2,3
Duna	DUN139	2	4	2	4	NÉ	3,0
Duna	DUN140	1	3	2	3	NÉ	2,3
Duna	DUN141	2	4	2	2	1	2,2
Duna	DUN142	2	4	2	3	NÉ	2,8
Duna	DUN267	4	2	2	3	NÉ	2,8
Eger-patak	EGE009	2	3	4	2	2	2,6
Eger-patak	EGE023	3	5	4	4	3	3,8
Eger-víz	EGE052	2	5	2	4	4	3,4
Élővíz-csatorna	ELO101	3	3	3	4	NÉ	3,3
Élővíz-csatorna	ELO102	4	5	4	5	NÉ	4,5
Fekete-víz	FEK103	3	2	3	3	3	2,8
Fényes-patak	FEN042	4	3	5	4	2	3,6
Füredkőcsi-tározó lecsapoló-cs.	FUR361	5	2	5	4	NÉ	4,0
Gaja-patak	GAJ067	3	5	5	4	2	3,8
Galga-patak	GAL293	1	5	2	4	3	3,0
Gally-árok	GAL294	3	5	3	3	4	3,6
Gerje	GER362	5	3	5	4	2	3,8
Gönci-patak	GON002	3	3	1	1	1	1,8
Gyöngyös-patak	GYO003	1	2	1	1	1	1,2
Gyöngyös-patak	GYO013	3	3	3	5	4	3,6
Gyöngyös-műcsatorna	GYO024	1	3	1	2	2	1,8
Hajagos-patak	HAJ295	3	5	3	4	3	3,6
Hangony-patak	HAN053	3	5	4	4	4	4,0
Hanyi-belvízcsatorna	HAN090	2	2	4	4	4	3,2
Hanság-főcsatorna	HAN144	2	4	5	5	NÉ	4,0
Hanyi-belvízcsatorna	HAN237	5	2	3	4	4	3,6
Hármas-Körös	HAR121	2	2	3	3	2	2,4
Hármas-Körös	HAR122	2	2	3	3	2	2,4
Hemád	HER032	1	4	3	1	2	2,2

Víz neve	Víztest kód	KOI index	NO3 index	ÖP index	K+P index	F+M+P index	Antropogenitási-index
Hemád	HER074	4	4	4	1	2	3,0
Hemád	HER075	4	4	4	2	2	3,2
Hortobágy-főcsatorna	HOR098	4	5	4	3	3	3,8
Hortobágy-Berettyó	HOR110	4	2	4	3	2	3,0
Ikva	IKV054	4	5	5	4	4	4,4
Ipoly	IPO059	1	4	2	1	1	1,8
Ipoly	IPO060	2	3	3	3	NÉ	2,8
Ipoly	IPO061	3	3	2	2	NÉ	2,5
Jósva-patak	JOS014	2	2	2	1	1	1,6
Jósva-patak	JOS015	1	2	1	1	1	1,2
Kakat-belvízcsatorna	KAK092	3	4	4	5	NÉ	4,0
Kapos	KAP055	4	5	3	4	4	4,0
Karasica	KAR056	3	4	3	4	NÉ	3,5
Keleti-főcsatorna	KEL145	1	3	4	4	NÉ	3,0
Kemence-patak	KEM004	3	3	1	1	1	1,8
Kemence-patak	KEM005	4	3	1	1	1	2,0
Kemence-patak	KEM025	3	4	1	1	1	2,0
Kenyérmezei-patak	KEN016	4	5	5	4	NÉ	4,5
Kerca	KER017	4	5	2	1	2	2,8
Kerka	KER026	4	4	2	2	2	2,8
Kettős-Körös	KET111	1	2	2	3	3	2,2
Kődomszigeti-főcsatorna	KOD369	5	2	3	2	2	2,8
Koppány	KOP057	4	5	5	4	4	4,4
Körös-ér	KOR093	3	2	5	4	4	3,6
Korcsina-főcsatorna	KOR368	5	2	4	4	NÉ	3,8
Kösely-főcsatorna	KOS099	5	5	5	5	4	4,8
Kösely-főcsatorna	KOS100	4	5	5	4	4	4,4
Kövicses-patak	KOV006	5	3	2	1	1	2,4
Kurca-csatorna	KUR094	4	5	4	4	NÉ	4,3
Lapincs	LAP033	2	3	2	2	4	2,6
Laskó-patak	LAS389	4	5	4	4	4	4,2
Máriapócsi(IV.sz.) főfolyás	MAR104	3	2	3	4	NÉ	3,0
Marcal	MAR112	3	5	4	4	2	3,6
Maros	MAR123	3	3	3	3	2	2,8
Marót-völgyi-csatorna	MAR261	5	5	3	4	NÉ	4,3

Víz neve	Víztest kód	KOI index	NO3 index	ÖP index	K+P index	F+M+P index	Antropogenitási-index
Millér-csatorna	MIL095	4	3	3	4	NÉ	3,5
Mosoni-Duna	MOS076	1	3	2	3	3	2,4
Mosoni-Duna	MOS077	1	3	2	3	4	2,6
Mosoni-Duna	MOS084	1	3	3	3	NÉ	2,5
Mura	MUR040	2	3	2	3	2	2,4
Nádor-csatorna (Sárvíz)	NAD105	4	4	5	5	NÉ	4,5
Nádor-csatorna (Sárvíz)	NAD113	4	5	5	5	NÉ	4,8
Nagy-Vasfazék-patak	NAG007	3	3	2	1		2,3
Nagyvölgyi-árok	NAG244	5	5	3	5	4	4,4
Nagy-ér	NAG390	3	2	4	3	2	2,8
Nyugati-övcsatorna	NYU134	5	3	1	4	NÉ	3,3
Nyugati-főcsatorna	NYU146	3	3	3	4	NÉ	3,3
Nyugati-főcsatorna	NYU147	2	3	4	4	NÉ	3,3
Orci-patak	ORC305	5	4	2	3	2	3,2
Pécsi-víz	PEC058	3	5	5	4	4	4,2
Pécsi-víz	PEC391	4	4	2	4	4	3,6
Pilis-Piricsei-folyás	PIL246	5	2	5	4	NÉ	4,0
Pinka	PIN027	2	3	1	3	2	2,2
Pinka	PIN034	1	3	2	3	3	2,4
Pogányvölgyi-vízfolyás	POG135	5	3	2	4	NÉ	3,5
Rába	RAB035	5	4	1	2	2	2,8
Rába	RAB078	2	4	3	2	3	2,8
Rábca	RAB079	2	4	4	3	3	3,2
Rába	RAB114	2	4	3	2	2	2,6
Rákos-patak	RAK247	5	5	5	4	3	4,4
Répcse	REP028	5	4	2	2	1	2,8
Ronyva-patak	RON068	3	4	4	4	3	3,6
Sajó	SAJ036	2	4	2	1	2	2,2
Sajó	SAJ037	2	4	2	1	1	2,0
Sajó	SAJ038	2	4	2	1	2	2,2
Sajó	SAJ080	2	4	2	3	2	2,6
Sajó	SAJ081	2	4	3	3	2	2,8
Sámson-Ápátfalvi-Szárazér-cs.	SAM372	5	2	5	4	3	3,8
Sári-csatorna	SAR133	5	4	4	5	NÉ	4,5
Sárréti-főcsatorna	SAR375	5	2	5	4	NÉ	4,0

Víz neve	Víztest kód	KOI index	NO3 index	ÖP index	K+P index	F+M+P index	Antropogenitási-index
Sas-patak	SAS309	3	1	2	1	1	1,6
Sió	SIO115	4	3	4	3	4	3,6
Szávai-csatorna	SZA071	4	1	2	4	NÉ	2,8
Szamos	SZA124	3	3	2	3	3	2,8
Szamos	SZA125	3	3	2	3	3	2,8
Szentgyörgyvölgyi-patak	SZE019	5	5	2	2	2	3,2
Szerdahelyi-patak	SZE045	3	4	1	2	3	2,6
Szinva-patak	SZI020	1	4	2	4	4	3,0
Szigeti-ág	SZI072	1	4	2	3	4	2,8
Szód-Rákos-patak	SZO394	1	3	2	3	4	2,6
Tarján-patak	TAR021	4	4	4	3	3	3,6
Tama	TAR029				2	4	3,0
Tamóca-patak	TAR087	5	2	3	3	2	3,0
Tama	TAR106	3	2	4	3	2	2,8
Taranyi-Rinya	TAR313	3	3	2	3	4	3,0
Tardona-patak	TAR329	3	4	2	4	4	3,4
Tama	TAR330	3	4	2	2	2	2,6
Telekes-patak	TEL022	4	2	1	3	4	2,8
Tetves-patak	TET046	2	5	2	4	3	3,2
Tisza	TIS085	4	3	1	1	2	2,2
Tisza	TIS126	2	2	1	2	3	2,0
Tisza	TIS127	2	2	2	3	2	2,2
Tisza	TIS128	2	3	2	3	3	2,6
Tisza	TIS129	1	3	2	3	3	2,4
Tisza	TIS130	1	3	2	3	3	2,4
Tisza	TIS131	3	3	2	3	3	2,8
Tisza	TIS132	2	3	2	3	2	2,4
Tocó	TOC088	5	4	3	3	2	3,4
Tocó	TOC096	5	5	4	5	4	4,6
Tolcsva-patak	TOL225	5	4	3	3	3	3,6
Túr	TUR116	1	2	2	4	NÉ	2,3
Túr-Belvíz-főcsatorna	TUR117	3	2	4	3	2	2,8
Vajai-(III.)főfolyás	VAJ089	3	3	3	5	NÉ	3,5
Váli-víz	VAL396	5	3	3	4	3	3,6
Vasonca-patak	VAS315	3	5	1	4	3	3,2

Víz neve	Víztest kód	KOI index	NO3 index	ÖP index	K+P index	F+M+P index	Antropogenitás-index
Veszprémi-Séd	VES073	5	5	4	5	4	<b>4,6</b>
Villongó-ér	VIL378	5	2	3	3	2	<b>3,0</b>
Zagyva	ZAG107	4	4	4	3	3	<b>3,6</b>
Zagyva	ZAG118	3	3	4	3	2	<b>3,0</b>
Zagyva	ZAG216	2	4	4	3	NÉ	<b>3,3</b>
Zala	ZAL030	1	3	2	3	2	<b>2,2</b>
Zala	ZAL062	3	3	3	4	3	<b>3,2</b>
Zala	ZAL063	4	2	2	2	1	<b>2,2</b>

V. Fajklasszifikációs táblázat

Fajnév	Táplálkozási jellemző								Táplálkozási-habitat-jellemző			Szaporodási jellemző								Áramlás-jellemző			Élőhely-spezializáció-jellemző			Eredet-jellemző				
	Herbivor	Omnivor	Planktivor	Inv/ piscivor	Inv/ bentivor	Inv/ detritivor	Piscivor	detritivor	parazita	Nyílt vízi	Metaritkus	Bentikus	Litofil	Fitofil	Fito-litofil	Pszammofil	Ostracofil	Pelagofil	Lito- pelagofil	Airadnofil	Speleofil	Vivipar	Reofil	Eurytop	Stagnofil	Specialista	Generalista	Zavarást t.	Óshonos	Adventív
Abramis brama		1									1			1									1			1			1	
Acipenser ruthenus					1						1								1				1			1			1	
Alburnoides bipunctatus		1							1			1											1					1	1	
Alburnus alburnus		1							1					1									1					1	1	
Ameiurus melas					1						1				1									1				1	1	
Anguilla anguilla				1							1						1						1				1	1		
Babka gymnotrachelus					1						1				1								1			1			1	
Ballerus ballerus			1						1					1									1			1			1	
Ballerus sapa					1						1	1											1			1			1	
Barbatula barbatula						1					1	1											1			1			1	
Barbus barbus					1						1	1											1			1			1	
Barbus carpathicus					1						1	1											1			1			1	
Blicca bjoerkna		1									1			1									1			1			1	
Carassius carassius		1								1			1											1		1			1	
Carassius gibelio		1								1			1										1				1		1	
Chondrostoma nasus	1										1	1											1			1			1	
Cobitis elongatoides						1					1		1										1			1			1	
Ctenopharyngodon idella	1									1							1						1				1		1	
Cyprinus carpio					1						1		1										1			1			1	

Fajnév	Táplálkozási jellemző							Táplálkozási-habitat-jellemző			Szaporodási jellemző								Áramlás-jellemző		Élőhely-spezializáció-jellemző			Eredet-jellemző						
	Herbivor	Omnivor	Planktivor	Inv/ piscivor	Inv/ bentivor	Inv/ detritivor	Piscivor	detritivor	parazita	Nyílt vízi	Metafitikus	Bentikus	Litofil	Fitofil	Filo-litofil	Pszammofil	Ostracofil	Pelagofil	Lito-pelagofil	Aitachofil	Speleofil	Vivipar	Reofil	Eurytop	Stagnofil	Specialista	Generalista	Zavarási t.	Óshonos	Adventív
<i>Esox lucius</i>							1			1			1												1		1	1		
<i>Eudontomyzon danfordi</i>								1			1				1								1		1			1		
<i>Eudontomyzon mariae</i>											1				1								1		1			1		
<i>Gasterosteus aculeatus</i>		1								1										1				1			1		1	
<i>Gobio gobio</i> fajkomplex						1					1				1								1		1			1		
<i>Gymnocephalus baloni</i>					1						1			1									1		1			1		
<i>Gymnocephalus cernua</i>					1						1			1										1		1		1		
<i>Gymnocephalus schraetser</i>					1						1	1											1		1			1		
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>			1						1								1							1			1			1
<i>Lepomis gibbosus</i>				1						1					1									1		1			1	
<i>Leucaspius delineatus</i>		1								1			1											1			1		1	
<i>Leuciscus aspius</i>						1			1			1											1		1			1		
<i>Leuciscus idus</i>		1								1				1									1		1			1		
<i>Leuciscus leuciscus</i>		1							1					1									1		1			1		
<i>Lota lota</i>					1						1								1				1		1			1		
<i>Misgurnus fossilis</i>						1				1			1											1	1			1		
<i>Neogobius fluviatilis</i>					1						1										1		1		1				1	
<i>Neogobius melanostomus</i>					1						1										1		1		1				1	
<i>Pelecus cultratus</i>									1								1						1		1			1		
<i>Perca fluviatilis</i>				1						1			1										1			1		1		
<i>Percottus glenii</i>				1						1			1										1				1		1	

Fajnév	Táplálkozási jellemző									Táplálkozási-habitat-jellemző			Szaporodási jellemző									Áramlás-jellemző			Élőhely-spezializáció-jellemző			Eredet-jellemző		
	Herbivor	Omnivor	Planktivor	Inv/ piscivor	Inv/ bentivor	Inv/ detritivor	Piscivor	detritivor	parazita	Nyílt vízi	Metafitikus	Bentikus	Litofil	Fitofil	Fito-litofil	Pszammofil	Ostracofil	Pelagofil	Lito- pelagofil	Aitachofil	Speleofil	Vivipar	Reofil	Eurytop	Stagnofil	Specialista	Generalista	Zavarási t.	Óshonos	Adventív
Phoxinus phoxinus		1							1			1											1						1	
Ponticola kessleri					1						1	1											1							1
Proterorhinus semilunaris						1					1										1			1						1
Pseudorasbora parva		1								1				1											1			1		1
Rhodeus amarus		1								1						1									1				1	
Romanogobio kesslerii						1					1				1								1		1				1	
Romanogobio vladykovi						1					1				1									1		1			1	
Rutilus rutilus		1								1				1										1			1		1	
Rutilus virgo					1						1			1									1			1			1	
Sabanejewia balcanica						1					1		1										1			1			1	
Salmo trutta				1					1			1											1			1			1	
Sander lucioperca						1					1			1										1					1	
Sander volgensis				1							1			1									1						1	
Scardinius erythrophthalmus		1								1			1												1				1	
Silurus glanis						1					1		1											1		1			1	
Squalius cephalus		1							1			1											1				1		1	
Tinca tinca		1								1			1												1	1			1	
Umbra krameri		1								1			1												1	1			1	
Vimba vimba			1								1	1											1			1			1	
Zingel streber					1						1	1											1						1	
Zingel zingel					1						1	1											1						1	

## VI. Alapadatmátrix

Kód	Abramis brama	Acipenser ruthenus	Alburnoides bipunctatus	Alburnus alburnus	Ameiurus meles	Anguilla anguilla	Aspius aspius	Bakka gymnotrachelus	Ballerus ballerus	Ballerus sapa	Batrachula batratchula	Barbus barbus	Barbus carpathicus	Blicca bjoerkna	Carassius carassius	Carassius gibelio	Chondrostoma nasus	Cobitis elongatoides	Chenopomphagodon idella	Cyprinus carpio	Esox lucius	Eudontomyzon danfordi	Eudontomyzon mariae	Gasterosteus aculeatus	Gobio gobio	Gymnocephalus baloni	Gymnocephalus cernua	Gymnocephalus schraetser	Hypophthalmichthys molitrix	Lepomis gibbosus
ALS379	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	16	0	0	0	11	0	0	0	0	1	0	0	3	
ASV064	0	0	0	216	0	0	3	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	8	0	0	0	0	0	0	0	0	
BAB048	6	0	0	137	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	
BAN011	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BAN012	0	0	112	47	0	0	0	0	0	0	2	1	8	0	0	3	0	1	0	0	1	0	0	0	39	0	1	0	0	
BAT380	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	
BEL285	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	
BER001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	109	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	
BER108	2	0	0	237	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BER109	0	0	0	141	3	0	2	0	0	0	0	0	0	7	0	9	0	11	0	0	27	0	0	0	0	0	0	0	17	
BIT008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	
BOD031	2	0	21	179	0	0	0	0	0	0	0	4	3	0	0	1	20	2	0	1	12	0	0	0	7	0	0	0	0	
BOD065	2	0	0	294	0	0	3	5	0	0	0	1	0	1	0	0	3	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	
BOD119	1	0	0	278	0	0	6	0	6	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	2	
BOD120	16	0	0	667	0	0	8	0	15	0	0	0	0	0	1	0	11	0	0	34	0	0	0	0	1	1	0	0	1	
BOR191	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	148	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	
BUK320	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	
CSA289	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
CSE051	0	0	25	5	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	7	
DER292	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	68	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
DON086	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
DRA039	1	0	76	203	0	0	1	0	0	0	1	12	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
DRA082	2	0	52	840	0	0	7	0	0	0	0	56	0	4	0	1	36	1	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	1	
DRA083	0	0	19	677	0	0	8	0	0	1	0	7	0	2	0	1	7	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
DUN066	0	0	0	146	0	0	3	0	0	0	0	4	0	1	0	1	33	0	0	0	4	0	0	3	0	0	0	1	0	
DUN136	0	0	0	378	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	11	0	0	23	0	0	0	0	0	
DUN137	0	0	0	250	0	1	14	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Kód	Abramis brama	Acipenser ruthenus	Alburnoides bipunctatus	Alburnus alburnus	Ameiurus nebulosus	Anguilla anguilla	Aspius aspius	Babka gymnotracheilus	Ballerus ballerus	Ballerus sapca	Barbatula barbatula	Barbus barbus	Barbus carpathicus	Blicca bjoerkna	Carassius carassius	Carassius gibelio	Chondrostoma nasus	Cobitis elongatoides	Ctenopharyngodon idella	Cyprinus carpio	Esox lucius	Eudontomyzon danfordi	Eudontomyzon mariae	Gasterosteus aculeatus	Gobio gobio	Gymnocephalus baloni	Gymnocephalus cernua	Gymnocephalus schraetser	Hypophthalmichthys molitrix	Lepomis gibbosus	
DUN138	3	0	0	229	0	0	6	0	0	0	0	2	0	0	0	3	11	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
DUN139	6	0	0	252	1	0	20	0	0	0	0	3	0	0	0	0	6	0	0	0	5	0	2	0	0	0	0	0	0	0	
DUN140	1	0	0	66	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
DUN141	2	0	0	218	0	0	59	0	0	0	0	2	0	51	0	2	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
DUN142	5	0	0	268	0	0	57	0	0	0	0	4	0	6	0	1	1	0	0	1	16	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
DUN267	13	0	0	335	0	0	20	0	0	0	0	9	0	4	0	1	9	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
EGE009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	
EGE052	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	10	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
ELO101	0	0	0	135	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
FEK103	0	0	0	105	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	13	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
GAL293	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	
GON002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
GYO003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	72	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
GYO024	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52	0	0	0	0	0	
HAN090	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	0	1	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
HAR121	9	0	0	350	0	0	7	0	2	8	0	0	0	14	0	2	0	1	0	0	17	0	0	0	0	25	1	1	0	5	
HAR122	27	0	0	270	0	0	45	0	5	11	0	0	0	13	0	20	0	0	0	0	16	0	0	0	0	13	0	0	0	6	
HER032	1	0	238	394	0	0	1	0	0	0	3	19	21	0	0	1	35	2	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	3	
HER074	0	0	118	243	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	1	73	3	0	0	1	0	0	0	2	0	0	2	0	0	
HER075	0	0	169	376	0	0	2	0	0	0	0	28	1	0	0	0	13	1	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	
HOR110	23	0	0	136	3	0	7	0	0	0	0	0	0	5	0	10	0	2	0	0	26	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
IPO059	3	0	24	308	1	0	2	0	0	0	0	6	0	29	0	1	11	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
IPO060	0	0	9	161	0	0	1	0	0	2	0	1	0	8	0	0	0	17	0	0	15	0	0	0	0	12	1	0	0	0	
IPO061	1	0	31	91	0	0	0	0	0	0	0	12	0	2	0	2	0	14	0	3	8	0	0	0	6	0	0	0	0	0	
JOS014	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	
JOS015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0
KEL145	1	0	0	345	21	0	2	0	0	0	0	0	0	6	0	8	0	1	4	1	27	0	0	0	0	0	1	0	0	4	
KEM004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
KEM005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	4	0	0	0	0	0	
KEM025	0	0	68	0	0	0	0	0	0	0	82	0	36	0	0	0	45	0	0	0	0	0	0	41	0	0	0	0	0	0	

Kód	Abramis brama	Acipenser ruthenus	Alburnoides bipunctatus	Alburnus alburnus	Ameiurus nebulosus	Anguilla anguilla	Aspius aspius	Babka gymnotracheilus	Ballerus ballerus	Ballerus sapca	Barbatula barbatula	Barbus barbus	Barbus carpathicus	Blicca bjoerkna	Carassius carassius	Chondrostoma nasus	Carassius gibelio	Cerastius carassius	Cobitis elongatoides	Ctenopharyngodon idella	Cyprinus carpio	Esox lucius	Eudontomyzon danfordi	Eudontomyzon mariae	Gasterosteus aculeatus	Gobio gobio	Gymnocephalus baloni	Gymnocephalus cernua	Gymnocephalus schraetser	Hypophthalmichthys molitrix	Lepomis gibbosus
KER017	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	158	0	0	0	0	0	0
KER026	0	0	46	42	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	1	0	36	0	0	0	0	0	0	115	0	0	0	0	0	0
KET111	2	0	0	1036	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	1	0	0	5	
KOD369	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	17	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2	
KOV006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LAP033	0	0	15	7	0	0	1	0	0	0	1	12	0	0	0	6	0	0	0	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
MAR104	0	0	0	130	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MAR123	1	0	75	300	0	0	1	0	0	29	0	22	0	7	0	7	3	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	1	0	0	0
MOS076	0	0	0	176	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
MOS077	2	0	0	118	0	0	3	2	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
MOS084	3	0	0	560	0	0	14	3	0	0	0	0	0	3	0	5	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
MUR040	1	0	158	118	0	0	0	0	0	0	0	39	0	8	0	0	9	0	0	0	1	0	0	0	1	2	0	0	0	13	
NAG007	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	38	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NAG390	1	0	0	53	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	1	0	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
NYU134	17	0	0	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	1	7	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
NYU146	2	0	0	79	14	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	12	0	0	1	3	22	0	0	0	0	0	0	0	1	28	
NYU147	5	0	0	372	9	0	5	0	0	0	0	0	0	20	0	2	0	0	0	1	16	0	0	0	0	1	0	0	0	3	
ORC305	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	79	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PIN027	0	0	43	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	132	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0
PIN034	0	0	9	24	0	0	1	0	0	0	4	2	0	0	1	25	3	0	0	1	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0
RAB035	3	0	27	185	0	0	3	0	0	0	1	2	0	0	0	38	0	0	0	3	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
RAB078	3	0	90	342	0	0	2	0	0	13	1	51	0	10	0	0	0	0	0	2	0	0	0	6	0	0	2	0	0	0	
RAB079	0	0	0	186	0	0	7	0	0	0	0	0	0	5	0	25	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
RAB114	0	0	1	490	0	0	4	0	0	5	0	3	0	5	0	3	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
REP028	0	0	74	3	0	0	0	0	0	0	1	18	0	0	0	5	0	0	0	5	0	0	0	23	0	0	0	0	0	0	0
SAJ036	0	0	257	462	0	0	0	0	0	0	1	143	19	0	0	65	1	0	1	1	1	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0
SAJ037	0	0	215	180	0	0	1	0	0	0	0	39	11	0	0	27	0	0	1	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0
SAJ038	1	0	36	219	0	0	2	0	0	2	0	39	1	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SAJ080	0	0	0	108	0	0	1	0	0	0	0	10	0	0	5	1	3	0	2	2	2	0	0	0	10	0	0	1	0	0	0
SAJ081	8	0	0	274	0	0	1	0	0	0	0	1	0	6	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Kód	Leponis gibbosus	Hypophthalmichthys molitrix	Gymnocephalus schraetser	Gymnocephalus cernua	Gymnocephalus baloni	Gobio gobio	Gasterosteus aculeatus	Eudontomyzon mariae	Eudontomyzon danfordi	Esox lucius	Cyprinus carpio	Ctenopharyngodon idella	Cobitis elongatoides	Chondrostoma nasus	Carassius gibelio	Carassius carassius	Blicca bjoerkna	Barbus carpathicus	Barbus barbus	Barbatula barbatula	Ballerus sapa	Ballerus ballerus	Babka gymnotracheilus	Aspius aspius	Anguilla anguilla	Ameiurus nebulosus	Alburnus alburnus	Alburnoides bipunctatus	Acipenser ruthenus	Abramis brama		
SAS309	0	0	0	0	0	70	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
SZA071	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
SZA124	1	0	15	1961	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	233	0	0	0	0	168	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
SZA125	0	1	6	777	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
SZE019	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	
SZE045	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	
SZI020	0	0	3	10	0	0	0	0	0	0	0	1	13	8	0	0	0	0	0	7	2	111	0	0	0	0	0	50	0	0	0	
SZI072	4	0	0	306	0	0	4	6	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
SZO394	6	0	0	149	15	0	3	0	0	0	0	1	0	4	0	114	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	47	0	0	10	
TAR029	0	0	19	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	
TAR087	0	0	6	17	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
TAR106	2	0	0	22	0	0	13	0	0	0	0	1	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
TAR313	4	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	
TAR329	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
TAR330	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
TEL022	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	194	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	46	0	0	0	
TET046	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	396	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	
TIS085	2	0	42	553	0	0	2	0	0	0	0	18	2	0	0	0	0	0	0	0	18	2	0	0	0	0	0	1	0	11	0	
TIS126	1	0	73	257	0	0	2	0	0	0	0	5	0	0	1	3	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
TIS127	8	0	1	1562	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	
TIS128	17	0	0	1068	0	0	14	0	5	1	0	1	0	18	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
TIS129	3	0	0	486	0	0	26	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
TIS130	10	0	0	208	0	0	21	0	3	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	
TIS131	5	0	0	379	0	0	10	0	2	5	0	0	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0	0	21	8	5	0	12
TIS132	8	0	0	433	0	0	22	0	2	0	0	0	0	43	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	1
TOC088	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TUR116	3	0	0	615	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
TUR117	0	0	0	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VAS315	0	0	12	31	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	42	0	22	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0
VIL378	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	25	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



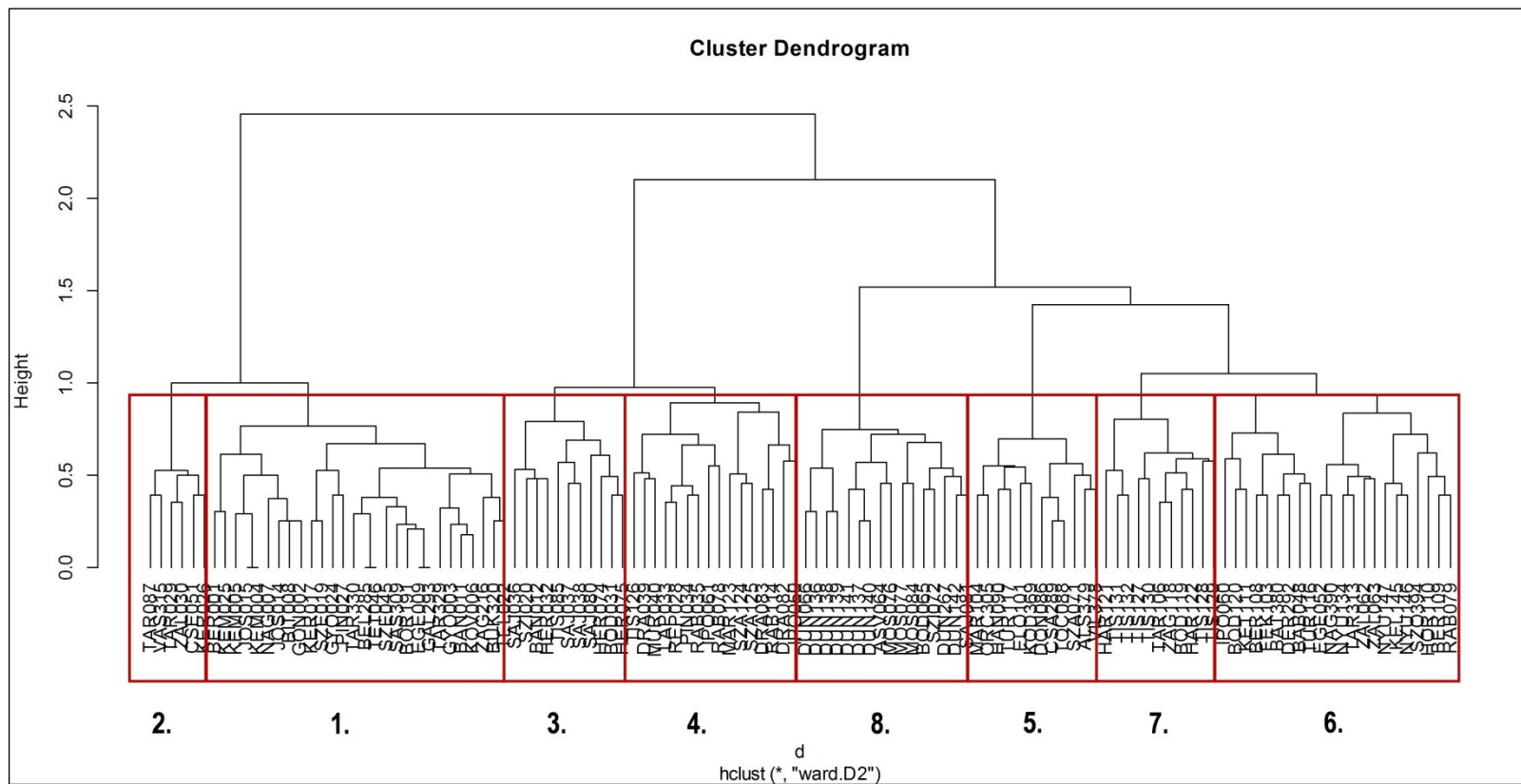
Kód	Leucispius delnereatus	Leuciscus idus	Leuciscus leuciscus	Lota lota	Misgurnus fossilis	Neogobius fluviatilis	Neogobius melanostomus	Pelecus cultratus	Perca fluviatilis	Perccottus glenii	Phoxinus phoxinus	Ponticola kessleri	Prototrochus semilunaris	Pseudorasbora parva	Rhodeus amarus	Romanogobio kessleri	Romanogobio wladjkovi	Rutilus rutilus	Rutilus virgo	Sabanejewia balcanica	Salmo trutta	Sander lucioperca	Sander volgensis	Scardinius erythrophthalmus	Silurus glanis	Squalius cephalus	Tinca tinca	Umbra krameri	Vimba vimba	Zingel zingel	Zingel streber
ALS379	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	3	0	0	0	6	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	
ASV064	0	1	0	3	0	3	9	0	12	0	0	2	6	0	1	0	51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BAB048	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	1	0	3	0	103	0	0	0	0	0	1	0	12	0	0	0	0	0	
BAN011	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0	0	
BAN012	0	0	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	113	0	0	1	0	
BAT380	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	5	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	
BEL285	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BER001	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	164	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57	0	0	0	0	0	
BER108	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	87	0	39	23	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0	
BER109	0	11	0	0	10	0	0	0	3	0	0	0	13	2	220	0	7	110	0	0	0	0	32	1	2	0	0	0	0	0	
BIT008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	340	0	0	0	0	0	0	4	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
BOD031	0	0	8	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	31	8	22	3	0	3	0	0	0	0	0	106	0	0	9	0	0	
BOD065	0	0	0	7	0	3	12	0	3	0	0	3	7	0	0	0	39	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	0	0	0	
BOD119	0	218	0	5	0	0	0	0	38	0	0	0	0	0	0	0	34	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
BOD120	0	116	0	3	0	0	0	0	25	0	0	0	3	0	5	0	1	181	0	0	0	0	14	0	1	0	0	0	0	0	
BOR191	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	86	0	0	0	0	0	
BUK320	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	
CSA289	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CSE051	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	27	0	0	0	0	0	
DER292	4	0	57	6	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	30	0	0	10	0	0	0	0	0	0	37	0	0	0	0	0	
DON086	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	242	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
DRA039	0	1	6	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	4	8	2	0	0	1	0	0	0	68	0	0	0	0	0	
DRA082	0	1	32	0	0	4	0	0	8	0	0	0	2	42	0	0	67	24	0	0	0	0	0	0	98	0	0	2	0	1	
DRA083	0	0	1	0	0	2	0	0	2	0	0	0	2	5	5	0	6	15	4	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	
DUN066	0	15	1	0	0	0	21	0	2	0	0	31	26	0	0	0	46	0	0	0	5	0	2	0	2	0	0	0	0	0	
DUN136	0	15	1	0	0	0	1	0	2	0	0	30	51	0	0	0	15	0	0	0	3	0	0	0	14	0	0	0	0	0	
DUN137	0	13	0	20	0	0	32	0	14	0	0	22	3	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	2	
DUN138	0	4	0	8	0	2	12	0	0	0	0	6	1	0	0	0	8	0	0	0	6	1	0	0	6	0	0	0	0	0	
DUN139	0	24	0	4	0	4	19	0	0	0	0	54	12	0	0	0	4	28	0	0	8	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
DUN140	0	5	0	4	0	1	274	0	5	0	0	28	0	0	0	0	13	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	

Kód	Leucaspilus delineaus	Leuciscus idus	Leuciscus leuciscus	Lolita lota	Misgurnus fossilis	Neogobius fluviatilis	Neogobius melanostomus	Pelecus cultratus	Perca fluviatilis	Percottus glenii	Phoxinus phoxinus	Ponticola kessleri	Proterorhinus semilunaris	Pseudorasbora parva	Rhodeus amarus	Romanogobio kessleri	Romanogobio vladkovi	Rutilus rutilus	Rutilus virgo	Sabanejewia balcanica	Salmo trutta	Sander luciopecca	Sander volgensis	Scardinus erythrophthalmus	Silurus glanis	Squalius cephalus	Tinca tinca	Umbra krameri	Vimba vimba	Zingel streber	Zingel zingel	
DUN141	0	15	1	5	0	4	4	0	3	0	0	48	9	0	2	0	6	34	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
DUN142	0	57	0	50	0	2	2	0	5	0	0	21	7	1	2	0	16	71	1	0	0	2	0	2	0	2	0	0	0	0	0	
DUN267	0	18	1	2	0	0	4	0	1	0	0	2	0	0	0	0	1	20	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
EGE009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	0	0	
EGE052	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	8	0	0	51	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ELO101	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	54	0	0	18	0	0	0	0	18	0	3	0	0	0	0	0	0	
FEK103	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	62	0	2	38	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	
GAL293	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	
GON002	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GYO003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
GYO024	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	7	0	0	7	0	0	0	157	0	0	0	0	0	0	
HAN090	0	77	0	0	3	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	49	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	
HAR121	0	43	0	0	0	1	0	0	28	0	0	0	2	0	0	0	4	0	0	0	0	9	0	1	1	0	0	0	0	0	3	
HAR122	0	158	0	0	0	0	0	0	37	0	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	9	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
HER032	0	0	43	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	1	17	3	2	62	0	0	1	0	0	0	90	0	0	2	0	0	0	
HER074	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	6	22	19	3	0	0	0	0	0	0	41	0	0	8	1	0	0	
HER075	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	1	9	5	0	2	0	0	0	2	46	0	0	2	0	0	0	
HOR110	0	10	0	0	4	0	0	0	3	0	0	0	20	0	0	0	0	72	0	0	0	1	0	6	4	0	0	0	0	0	0	
IPO059	0	0	2	1	0	1	0	0	20	0	0	0	0	0	41	0	10	13	0	7	0	0	1	4	89	0	0	5	0	1	0	
IPO060	0	2	0	61	0	0	0	0	10	0	0	0	1	0	4	0	9	64	0	3	0	0	0	3	0	18	0	0	0	0	0	
IPO061	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	12	40	0	0	0	0	0	0	33	0	0	0	1	0	0	
JOS014	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	102	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JOS015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	37	0	0	0	0	0	0	0
KEL145	0	33	0	0	0	0	0	0	1	33	0	0	4	0	396	0	1	33	0	0	0	4	0	18	0	0	2	0	0	0	0	0
KEM004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	78	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0
KEM005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	38	0	0	0	0	0	0	0
KEM025	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	142	0	0	3	0	0	0	0
KER017	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	344	0	0	1	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	73	0	0	0	0	0	0	0
KER026	0	0	5	0	0	0	0	0	2	0	34	0	0	0	225	0	0	0	0	0	0	1	0	0	214	0	0	0	0	0	0	0
KET111	0	0	0	0	0	0	0	0	27	0	0	0	2	0	1	0	2	11	0	0	0	0	3	1	26	0	0	0	0	0	0	0
KOD369	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	13	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0

Kód	Leucaspilus delnereus	Leuciscus idus	Leuciscus leuciscus	Lolita lota	Misgurnus fossilis	Neogobius fluviatilis	Neogobius melanostomus	Pelecus cultratus	Perca fluviatilis	Percottus glenii	Phoxinus phoxinus	Ponticola kessleri	Proterorhinus semilunaris	Pseudorasbora parva	Rhodeus amarus	Romanogobio kessleri	Romanogobio vladkovi	Rutilus rutilus	Rutilus virgo	Sabanejewia balcanica	Salmo trutta	Sander lucioperca	Sander volgensis	Scardinus erythrophthalmus	Silurus glanis	Squalius cephalus	Tinca tinca	Umbra krameri	Vimba vimba	Zingel streber	Zingel zingel	
KOV006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	0		
LAP033	0	0	6	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	2	0	8	3	0	5	1	0	0	0	56	0	0	0	0	0		
MAR104	1	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	26	191	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
MAR123	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	15	0	0	1	0	8	0	0	1	17	0	0	0	0	24	
MOS076	0	1	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	17	0	13	0	0	136	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
MOS077	0	4	0	0	0	7	19	0	3	0	0	6	6	0	0	0	0	64	0	1	0	2	0	0	4	0	0	0	0	0		
MOS084	0	21	0	2	0	18	5	0	7	0	0	8	26	0	0	0	0	143	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0		
MUR040	0	1	4	0	0	0	0	0	47	0	0	0	0	0	0	0	9	17	0	0	0	6	0	0	56	0	0	0	0	0	2	
NAG007	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	140	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
NAG390	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	5	0	0	67	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	
NYU134	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	5	105	0	0	210	0	0	0	1	0	74	0	0	0	0	0	0	0	
NYU146	0	9	0	0	0	0	0	0	7	19	0	0	7	0	194	0	0	28	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	
NYU147	0	15	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	1	0	7	0	0	13	0	0	0	15	0	13	2	7	0	0	0	0	0	
ORC305	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	99	11	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	
PIN027	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	129	0	0	0	0	0	0	
PIN034	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	7	0	0	13	0	0	0	0	0	0	72	0	0	0	0	0	0	
RAB035	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	13	0	9	36	0	0	0	0	0	0	95	0	0	0	0	0	3	
RAB078	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	195	2	0	1	0	7	0	0	59	0	0	0	0	0	0	
RAB079	0	6	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	73	5	109	0	0	122	0	0	0	0	9	11	2	3	0	0	0	0	0	
RAB114	0	0	12	0	0	15	0	0	3	0	0	0	2	1	5	0	33	18	0	0	0	4	0	0	26	0	0	0	0	0	0	
REP028	0	0	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	13	0	3	0	0	0	0	0	0	0	114	0	0	0	0	0	0	
SAJ036	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	37	16	6	0	0	1	0	0	0	0	94	0	0	0	0	10	0	
SAJ037	0	0	12	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2	28	32	12	1	0	0	0	2	0	0	67	0	0	1	14	0	0	
SAJ038	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	20	7	2	0	0	0	1	0	0	1	29	0	0	4	3	0	
SAJ080	0	0	0	3	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	12	0	2	3	0	2	0	8	0	1	51	0	0	0	0	0	1	
SAJ081	0	45	0	3	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	2	7	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	
SAS309	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	
SZA071	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	
SZA124	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	7	2	0	7	0	0	0	2	314	0	0	0	0	0	2	
SZA125	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	3	0	0	0	3	67	0	0	0	0	0	5	
SZE019	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	73	0	0	7	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0

Kód	Leucaspilus delineaus	Leuciscus idus	Leuciscus leuciscus	Lolita lota	Misgurnus fossilis	Neogobius fluviatilis	Neogobius melanostomus	Pelecus cultratus	Perca fluviatilis	Percottus glenii	Phoxinus phoxinus	Ponticola kessleri	Proterorhinus semilunaris	Pseudorasbora parva	Rhodeus amarus	Romanogobio kessleri	Romanogobio vladkovi	Rutilus rutilus	Rutilus virgo	Sabanejewia balcanica	Salmo trutta	Sander luciopeperca	Sander volgensis	Scardinus erythrophthalmus	Silurus glanis	Squalius cephalus	Tinca tinca	Umbra krameri	Vimba vimba	Zingel streber	Zingel zingel
SZE045	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	43	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	
SZI020	0	0	22	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	246	0	0	0	0	0	
SZI072	0	4	0	0	0	0	0	0	2	0	0	3	2	0	2	0	0	79	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	
SZO394	6	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	28	4	80	0	0	34	0	0	0	0	0	0	41	0	0	1	0	0	
TAR029	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64	0	0	0	0	0	
TAR087	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	0	7	46	0	0	0	0	0	0	31	0	0	0	0	0	
TAR106	0	43	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	6	0	1	0	0	19	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	
TAR313	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	25	28	0	0	224	0	0	0	0	2	0	4	0	0	0	0	0	
TAR329	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	
TAR330	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
TEL022	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	103	0	0	0	0	0	
TET046	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
TIS085	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	1	0	4	0	0	0	0	2	25	0	0	20	5	4
TIS126	0	125	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	5	0	1	0	0	0	0	0	71	0	0	0	0	7	
TIS127	0	42	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	7	0	2	0	2	41	0	0	0	0	0	
TIS128	0	140	0	3	0	1	0	0	72	0	0	0	1	0	0	0	0	20	0	0	0	9	0	0	27	0	0	0	0	0	
TIS129	0	778	0	7	0	0	0	0	23	0	0	0	0	1	1	0	0	30	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	
TIS130	0	191	0	0	0	0	0	1	24	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	
TIS131	0	44	0	0	0	2	0	0	82	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	23	0	0	0	0	0	0	0	0	
TIS132	0	102	0	0	0	1	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	2	10	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	
TOC088	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
TUR116	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	3	73	0	0	0	0	0	0	55	0	0	0	0	0	
TUR117	0	3	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	3	27	0	0	84	0	0	0	0	8	0	0	0	2	0	0	0	
VAS315	1	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	87	0	0	6	0	0	0	0	0	0	75	0	0	0	0	0	
VIL378	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ZAG118	0	7	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ZAG216	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44	0	0	0	0	0	
ZAL030	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	176	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0	0	0	0	
ZAL062	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	1	21	0	0	353	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	
ZAL063	0	0	0	0	0	20	0	0	5	0	0	0	0	96	191	0	0	198	0	0	0	11	0	1	0	0	0	0	0	0	

**VII. Víz típuscsoportok: eredeti dendrogram**



### *VIII. Főkoordináta-analízis (PCoA) háttérváltozói*

<b>Tengely</b>	<b>Sajátérték</b>	<b>Arány (%)</b>
1.	9,3978	21,051
2.	4,5042	10,089
3.	3,4272	7,6768
4.	2,1654	4,8505

***IX. Víz típuscsoportok redundanciaanalízisének (RDA) háttérváltozói***

Változó	variancia %	F	P érték
Magasság	14.7	16.5	0.001
KÖQ	7.1	8.6	0.001
Vízsebesség	4.5	5.8	0.001
Vezetőképesség	1.5	2	0.022
Mederszélesség	1.5	2	0.034
NO <sub>3</sub>	1.3	1.7	0.082
Mederesés	1.1	1.5	0.13
KOlc <sub>r</sub>	1	1.3	0.166
Forrástól való távolság	0.9	1.2	0.265
Méret	1.2	1.6	0.088
Összes P	0.7	0.9	0.541

Összesítő táblázat	Tengely 1	Tengely 2	Tengely 3	Tengely 4
Sajátérték	0.1833	0.0725	0.044	0.0176
Magyarázott variancia (kumulatív)	18.33	25.57	29.97	31.72
Pseudo kanonikus korreláció	0.8547	0.7528	0.553	0.5837
Magyarázott illesztett variancia (kumulatív)	51.54	71.93	84.29	89.24

## X. Karakterfajok az IndVal elemzés alapján

Víztypus	Karakterfajok	p
1. Középhegységi kisvízfolyások	Barbatula barbatula	0.002
	Phoxinus phoxinus	0.001
	Salmo trutta	0.011
2. Dombvidéki kisvízfolyások, kis folyók	Gobio gobio fajkomplex	0.009
	Cobitis elongatoides	0.047
	Squalius cephalus	0.004
	Rhodeus amarus	0,028
3. Középes és nagy folyók dombvidéki, nagyobb esésű, kavicsos mederanyagú szakasza	Alburnoides bipunctatus	0.001
	Barbus barbus	0.001
	Barbus carpathicus	0.001
	Chondrostoma nasus	0.034
	Gymnocephalus schraetser	0,049
	Leuciscus leuciscus	0.009
	Romanogobio kesslerii	0.001
	Vimba vimba	0.001
	Zingel streber	0.002
4. Középes és nagy folyók dombvidéki, kisebb esésű, homokos aljzatú szakasza	Ballerus sapa	0.03
	Romanogobio vladykovi	0.006
	Rutilus virgo	0.021
	Zingel zingel	0.005
	Sabanejewia balcanica	0.057*
5. Alföldi kisvízfolyások (ér)	Carassius carassius	0.003
	Carassius gibelio	0.017
	Misgurnus fossilis	0.002
	Pseudorasbora parva	0.001
	Umbra krameri	0.02
	Tinca tinca	0,05
6. Alföldi kis és közepes folyók, csatornák	Lepomis gibbosus	0.011
	Proterorhinus semilunaris	0.03
	Rutilus rutilus	0.007
	Scardinius erythrophthalmus	0.006
7. Nagy folyók alföldi szakasza	Abramis brama	0.008
	Blicca bjoerkna	0.022
	Leuciscus aspius	0.001
	Ballerus ballerus	0.001
	Esox lucius	0.032
	Gymnocephalus baloni	0.002
	Leuciscus idus	0.001
	Perca fluviatilis	0.007
	Sander lucioperca	0.028
8. Duna	Babka gymnotrachelus	0.004
	Gasterosteus aculeatus	0.018
	Neogobius melanostomus	0.001
	Ponticola kesslerii	0.001
	Neogobius fluviatilis	0.008
	Lota lota	0,042

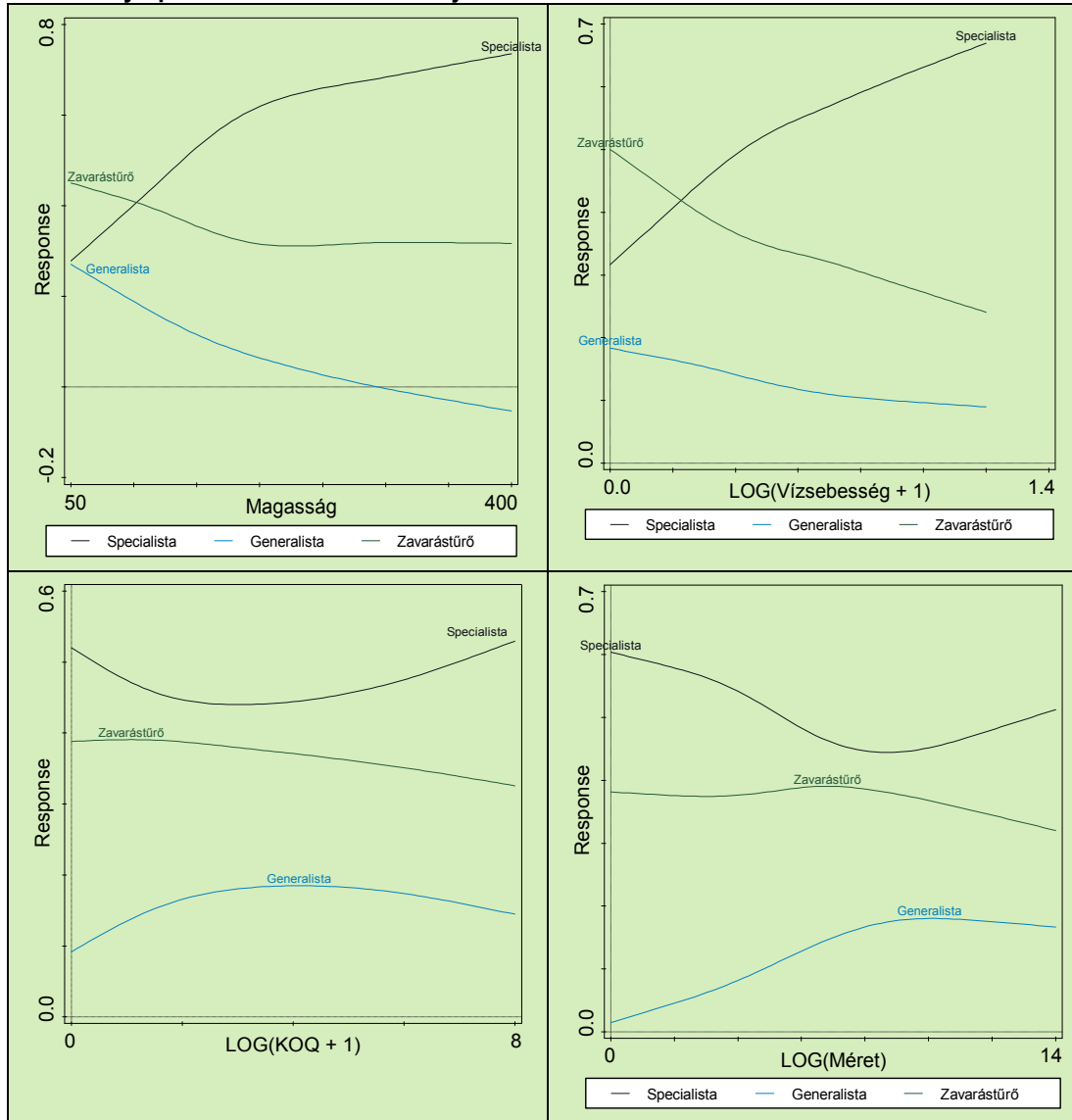
## XI. Funkcionális jellemzők redundanciaanalízisének (RDA) háttérváltozói

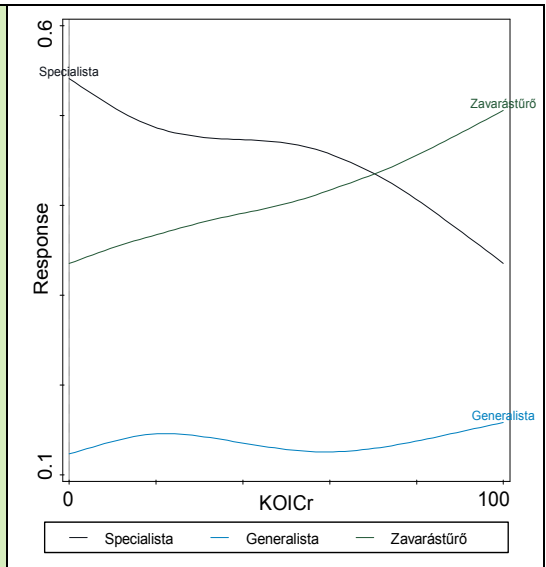
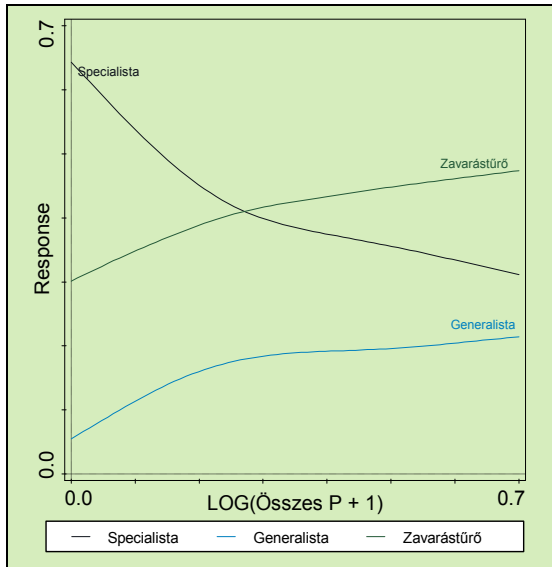
Változó	variancia %	F	P érték
Magasság	21,6	26,5	0,001
KÖQ	9,4	13	0,001
Vízsebesség	3,6	5,1	0,001
Mederesés	2	2,9	0,003
Mederszélesség	1,5	2,2	0,011
Vezetőképesség	1,4	2,1	0,024
KO <sub>lcr</sub>	1,4	2,2	0,021
NO <sub>3</sub>	1	1,5	0,137
Összes P	1	1,5	0,115
Forrástól való távolság	0,8	1,2	0,257
Méret	0,5	0,8	0,679

Összesítő táblázat	Tengely 1	Tengely 2	Tengely 3	Tengely 4
Sajátérték	0,2486	0,114	0,0254	0,0173
Magyarázott variancia (kumulatív)	24,86	36,26	38,8	40,53
Pszeudo kanonikus korreláció	0,8521	0,8361	0,6033	0,5909
Magyarázott illesztett variancia (kumulatív)	56,31	82,13	87,88	91,79

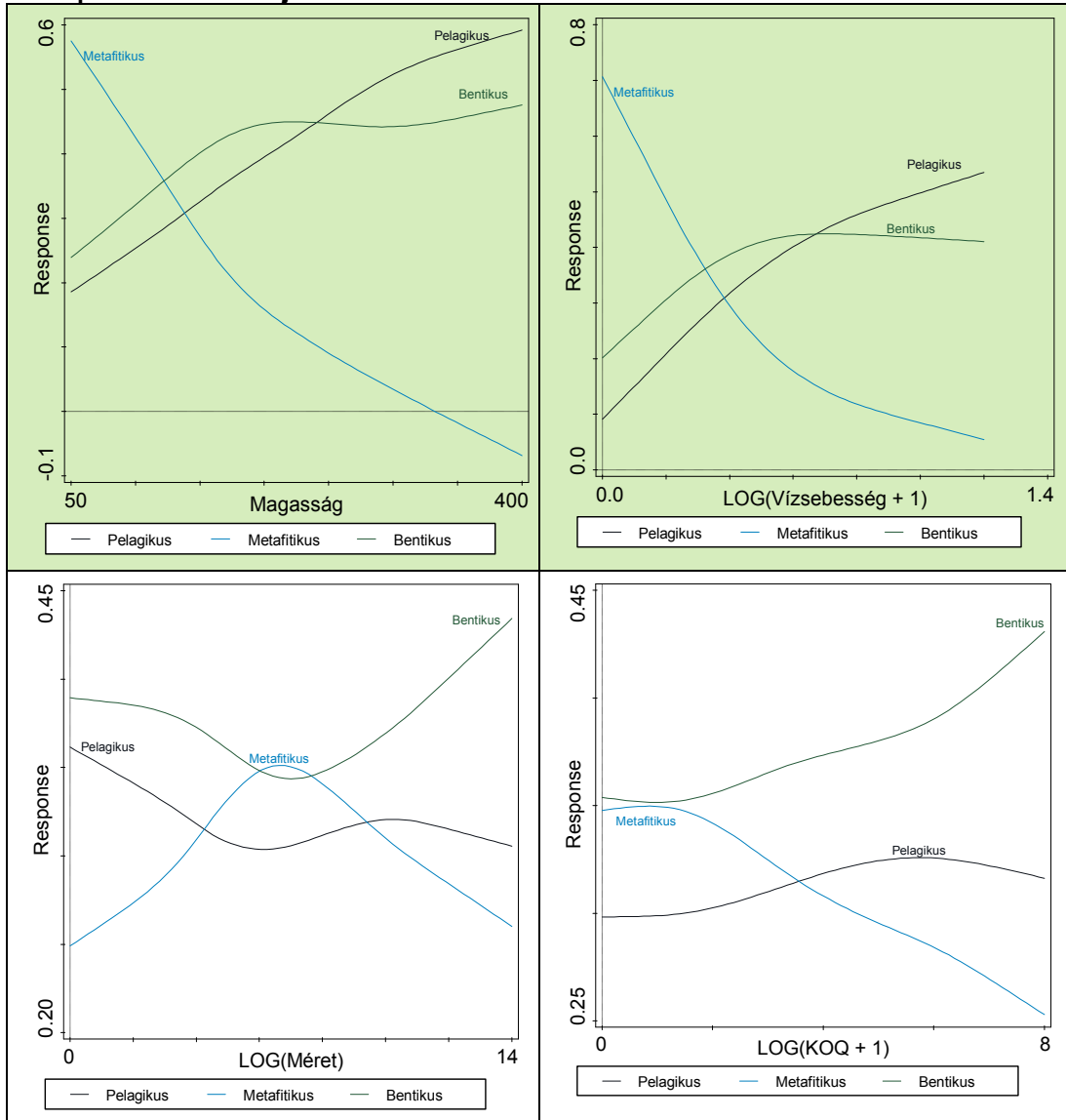
## XII. Funkcionális jellemzők regressziós grafikonjai

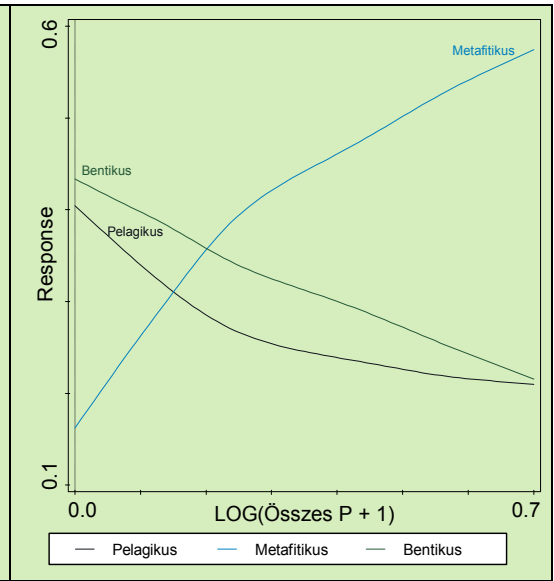
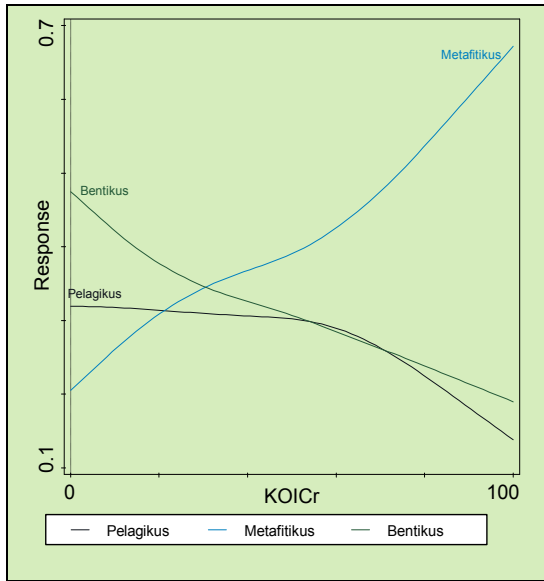
### 1. Élőhely specializáció funkcionális jellemző



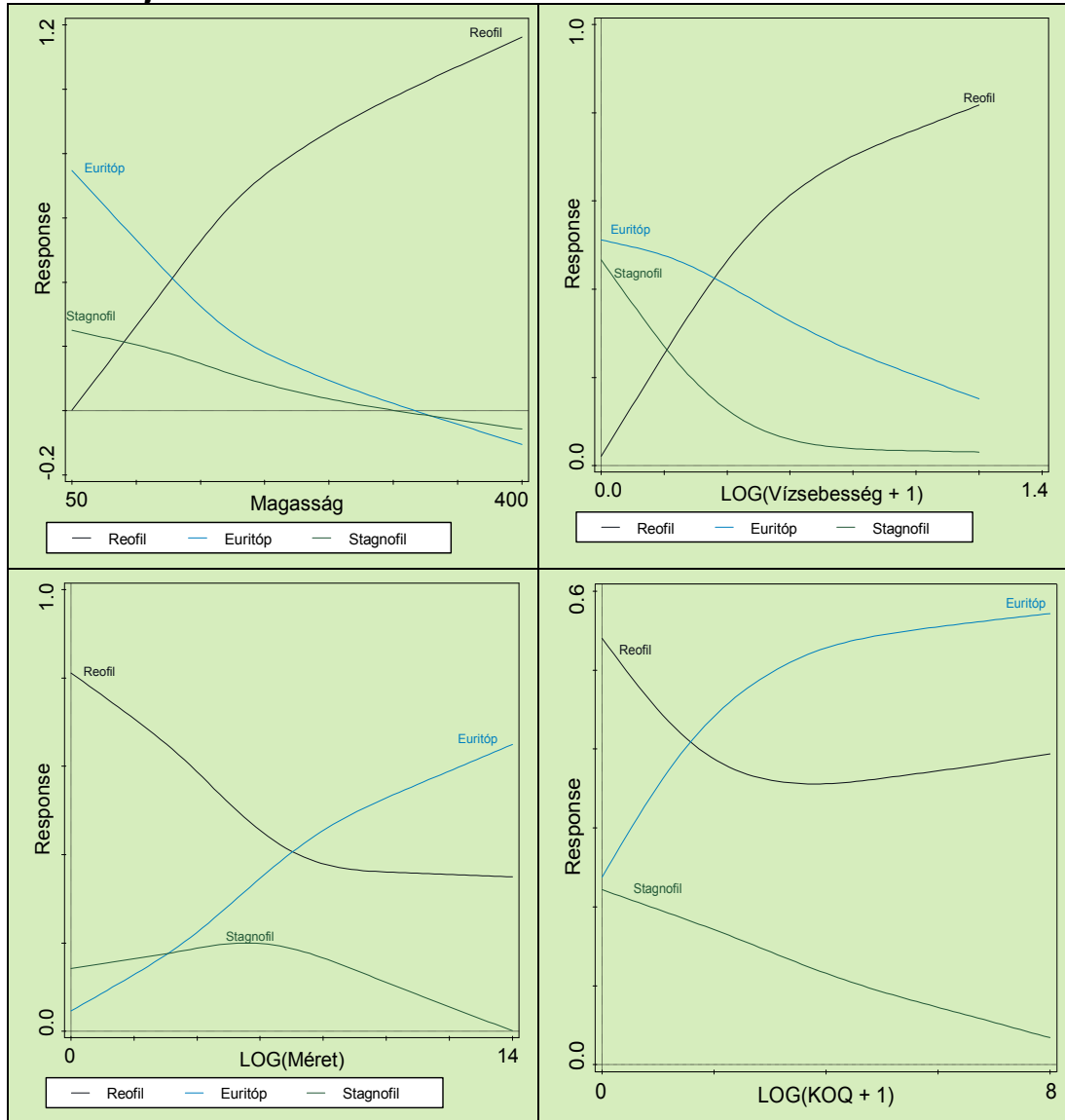


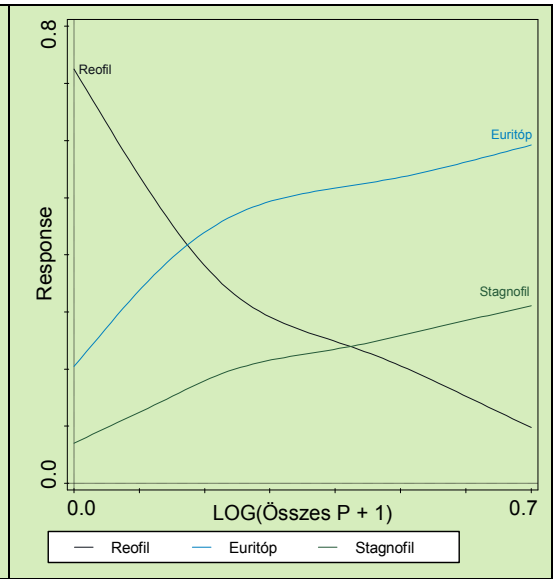
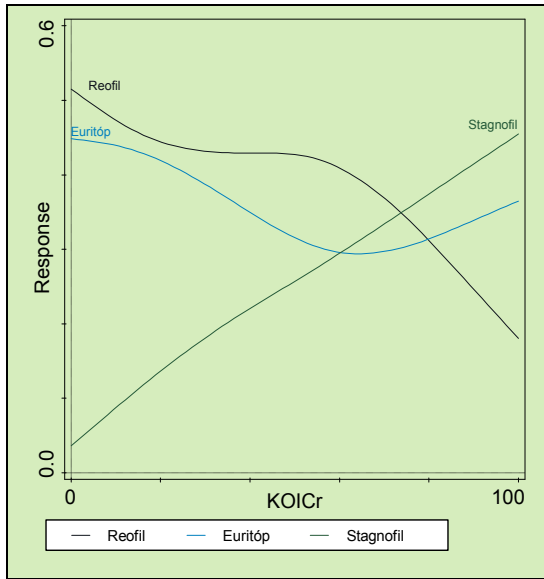
## 2. Táplálkozásihabitat-jellemző



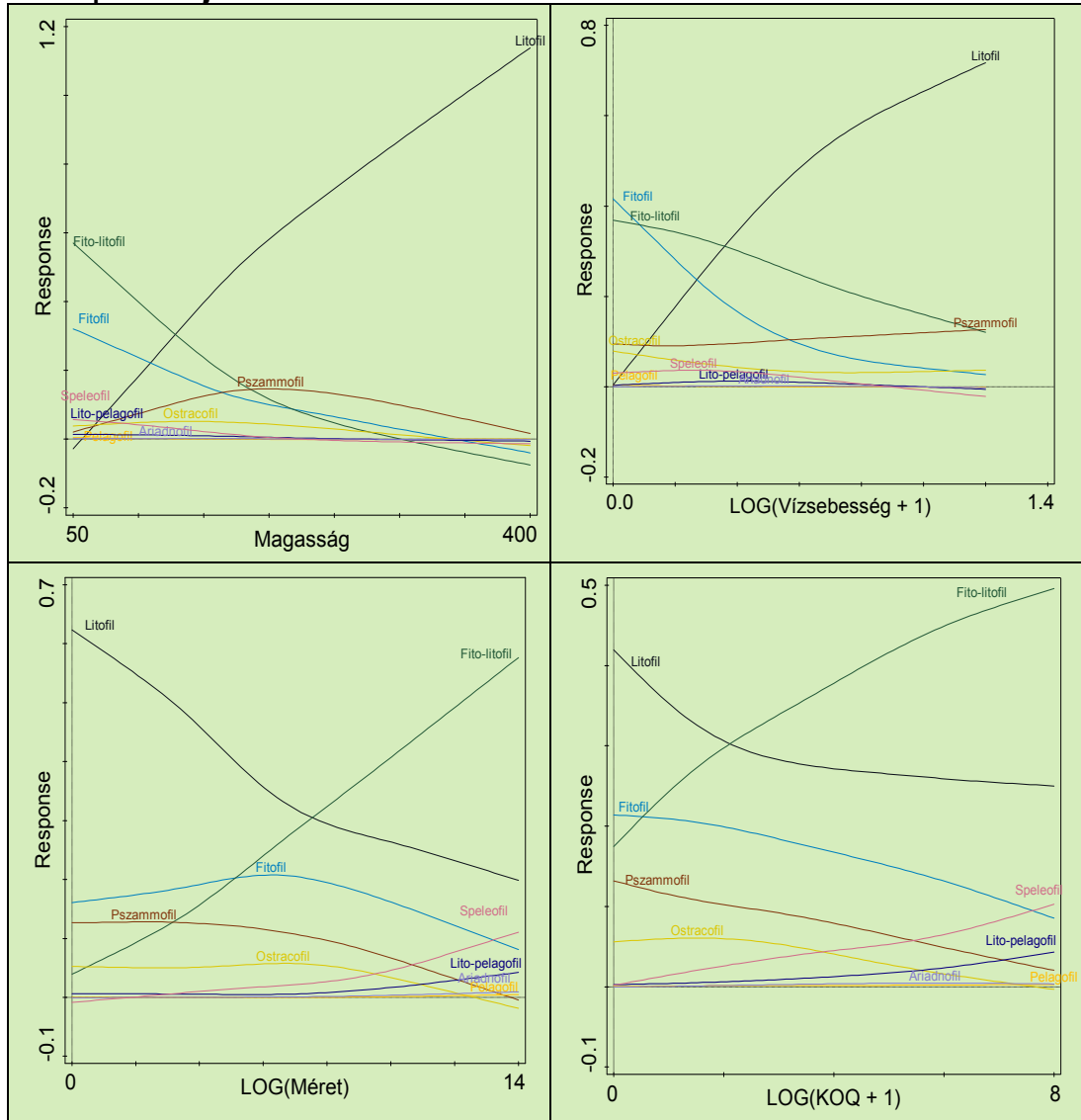


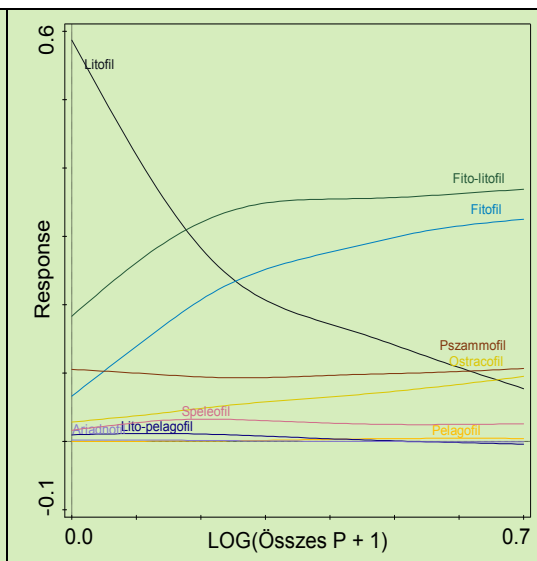
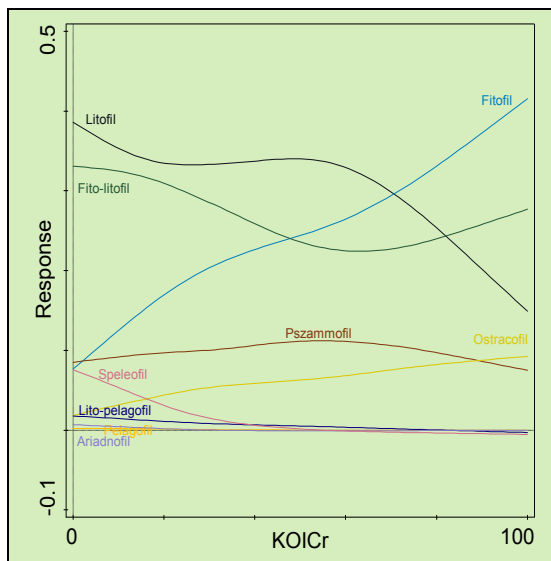
### 3. Áramlásjellemző



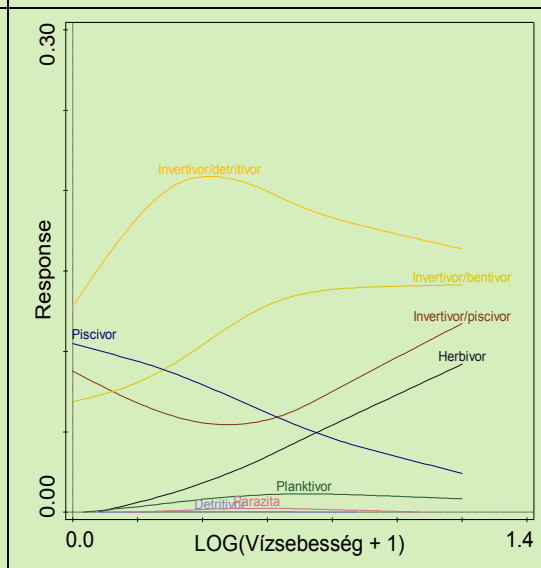
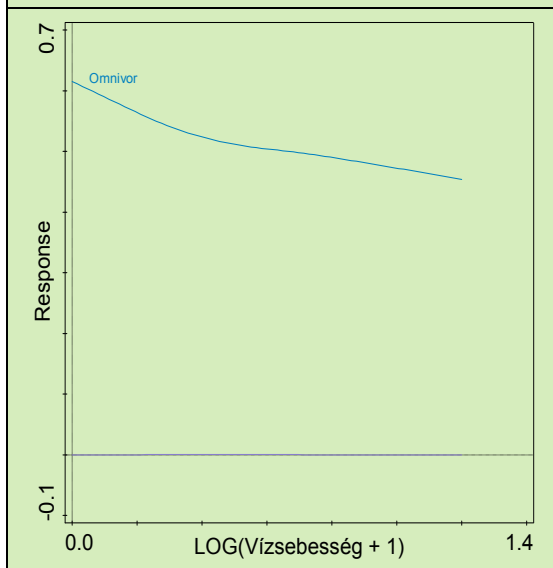
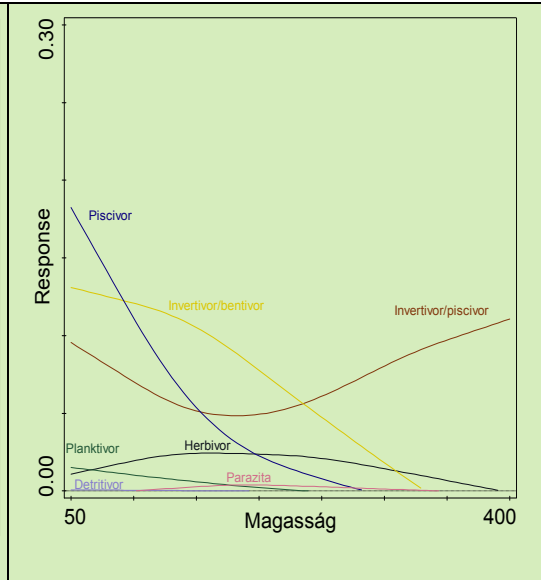
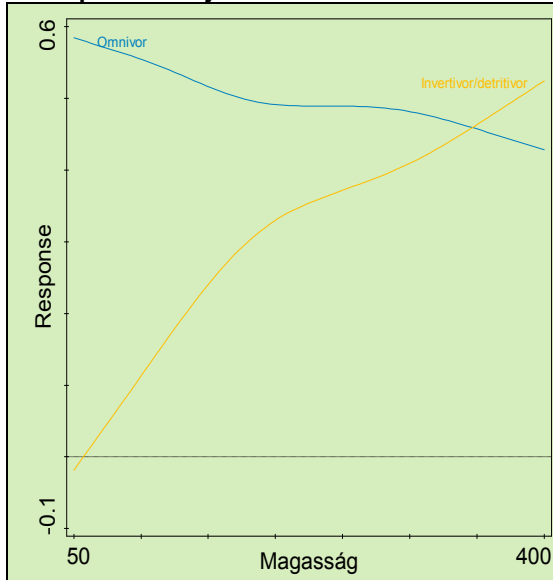


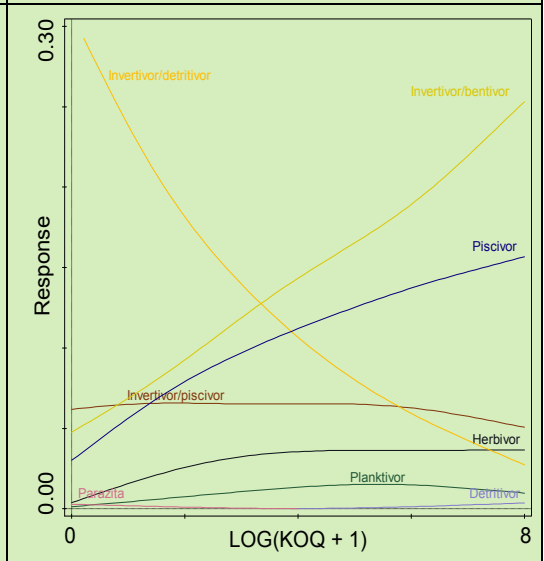
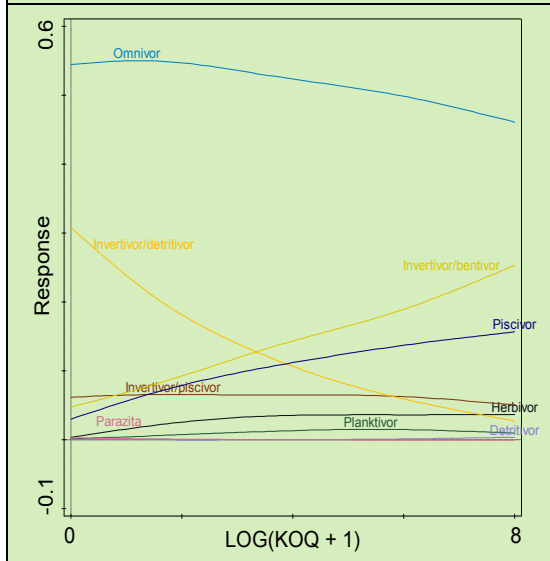
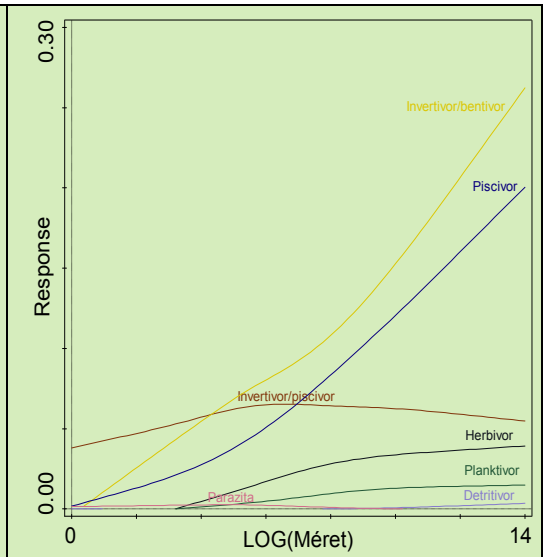
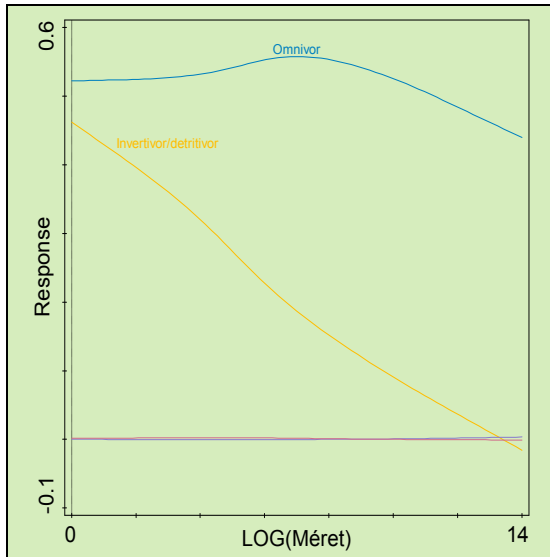
#### 4. Szaporodási jellemző

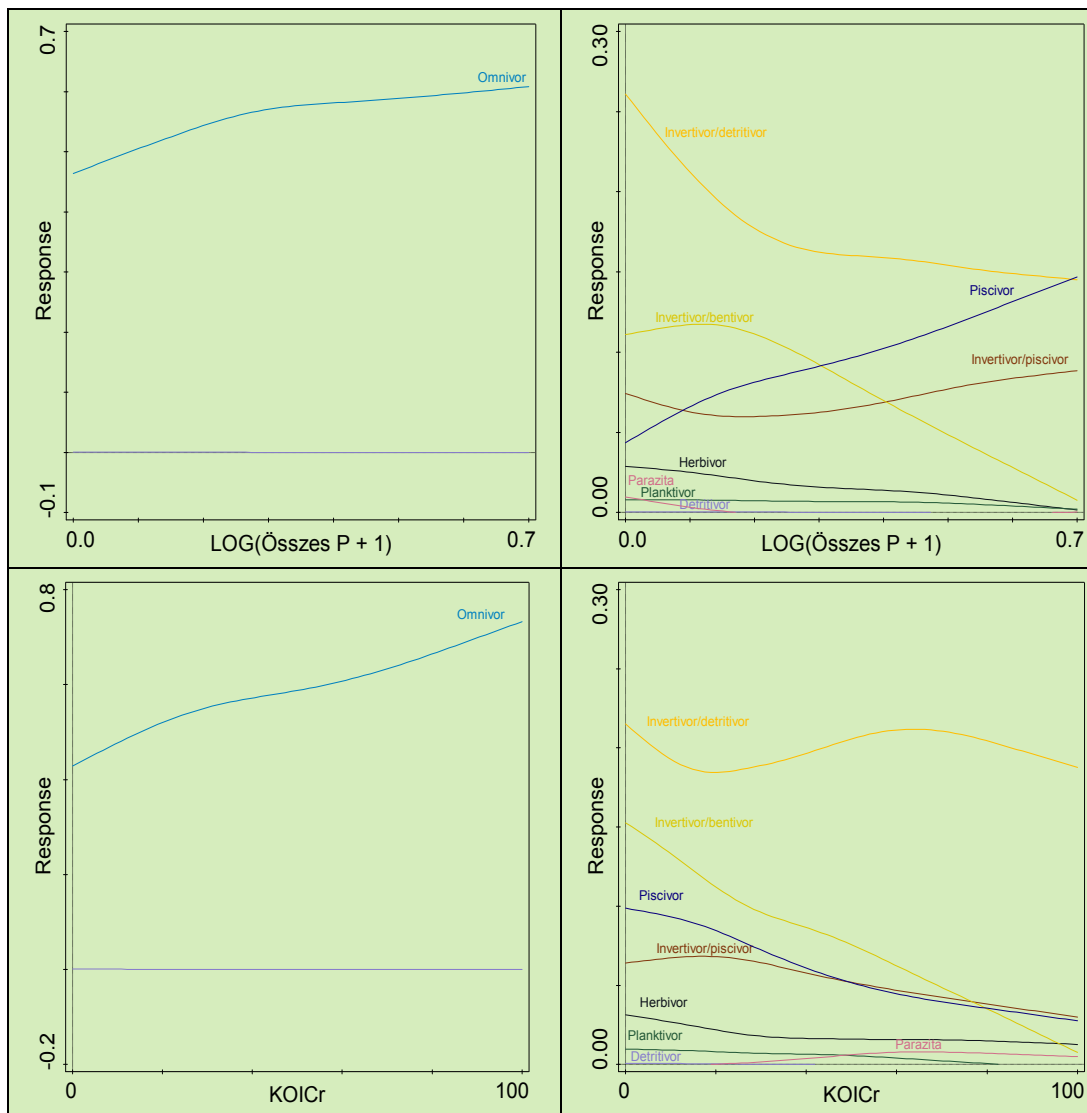




## 5. Táplálkozási jellemző







Zölddel kiemelve a 95%-os valószínűségi szinten szignifikáns mutatók

***XIII. A halközösség és a funkcionális jellemzők diszkriminanciaanalízisének (CVA) háttérváltozói***

<b>Tengely</b>	<b>Sajátérték</b>	<b>Arány (%)</b>
1.	12,01	51,68
2.	5,68	24,45
3.	2,89	12,45
4.	1,30	5,60