

SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM
Természettudományi és Informatikai Kar
Környezettudományi Doktori Iskola
Ökológiai Tanszék

**AZ AKVAKULTÚRA HATÁSA A ZOOPLANKTON KÖZÖSSÉGEK
SZERVEZŐDÉSÉRE**

Doktori (PhD) értekezés

TÓTH FLÓRIÁN

Témavezető: Dr. Körmöczi László
Dr. Kerepeczki Éva



Szeged
2022

1. Bevezetés és célkitűzés	4
2. Irodalmi áttekintés	5
2.1 Zooplankton fogalma, tagjai, bioindikációja és közösség-szerveződése	5
2.1.1 Kerekessféreg (Rotifera).....	9
2.1.2 Ágascsapú rákok (Cladocera).....	11
2.1.3 Evezőlábú rákok (Copepoda).....	12
2.2 Az akvakultúra környezeti hatása	13
3. Anyag és módszer	15
3.1 Vizsgálati és mintavételi helyek.....	15
3.1.1 Halastavi kísérlet	16
3.1.2 A „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”	17
3.1.3 Kákafoki Holt-Körös	19
3.2 Mintavételek.....	20
3.3 Statisztikai elemzések	22
4. Eredmények.....	30
4.1 Halastavi kísérlet zooplankton közösségei.....	30
4.1.1 Abundancia.....	30
4.1.2 Biomassza.....	31
4.1.3 Közösségi összetétel.....	32
4.1.4 Diverzitás értékelés	36
4.1.5 Zooplankton közösségek és környezeti paraméterek kapcsolata	41
4.2 A „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”-ben természetesen felnövő zooplankton állomány	51
4.3 Kákafoki-holtág kerekessféreg közösségei.....	55
4.3.1 Tápanyagbejutás.....	55
4.3.2 A kerekessféreg közösségek összetétele	59
4.3.3 Biodiverzitás, és diverzitás rendezés.....	61
4.3.4 Funkcionális és filogenetikai elemzés.....	71
5. Diskusszió.....	74
5.1 Halastavi kísérlet	74
5.2. „Létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”.....	76
5.3 Kákafoki holtág kerekessféreg közösségeinek taxondiverzitása	77
5.4 Kákafoki holtág kerekessféreg közösségeinek funkcionális és filogenetikai diverzitása	80
6. Új tudományos eredmények.....	84

7. Összefoglalás.....	85
8. Summary	89
9. Irodalomjegyzék.....	94
10. Köszönetnyilvánítás	103
11. Tudományos tevékenység jegyzéke	103
11.1 Teljes cikkek idegen nyelven	103
11.2 Teljes cikkek magyar nyelven.....	104
11.3 Nyomtatásban vagy elektronikus formában megjelent konferencia kivonatok	105
11.4 Konferencia előadások	108
11.5 Elismerések	109
11.6 Tudományos ismeretterjesztő tevékenység.....	109
12. Mellékletek.....	111

1. Bevezetés és célkitűzés

A növekvő mezőgazdaság és az akvakultúra a természet értékeit és forrásait próbálja kiaknázni a folyamatosan növekvő emberi populáció élelmezésének biztosítására. A mezőgazdasági kutatások fő iránya emiatt a növekvő igény kiszolgálására irányul, hogy minél gazdaságosabb és fenntartható legyen (FAO, 2018). Nem mehetünk el szó nélkül amellett, hogy ezzel párhuzamosan legalább olyan fontos a kizsákmányolás és a természetkárosítás elkerülése, minimalizálása. Így a termelés fokozására irányuló kutatások mellett legalább olyan fontos a természetre gyakorolt növekvő hatás elemzése, valamint a káros hatások csökkentési lehetőségeinek vizsgálata. A természetes életközösségek, mint a vizes élőhelyek is, minden elemükkel védendők. Az együtt élő élőlények sokaságában mindegyiknek megvan a saját helye, nem nevezhetjük egyiket sem feleslegesnek vagy fontosabbnak a másiknál. A rendszer stabilitásához, a megfelelő anyag- és energiaáramláshoz, valamint a biológiai sokféleség megőrzéséhez mind hozzájárulnak. A természet forrásainak a mezőgazdaság számára történő haszonvételével megváltoztatjuk a rendszer abiotikus, élettelen környezeti feltételeit, ami az életközösségek struktúrájában is kedvezőtlen változást okozhat. Ezzel a rendszer stabilitását kockáztatjuk. Mindezek miatt kellő hangsúlyt kell fektetnünk az agroökológiai kutatások fontosságára is. Az akvakultúra termelés is hatást gyakorol a természetes ökoszisztémákra, emiatt fontos, hogy vizsgálat tárgyát képezze (Edwards, 2015). Ennek a termelésnek, valamint a természetes rendszereknek is fontos elemét képezik a zooplankton közösségek, mivel egyrészt a termelt halak természetes táplálékát, valamint a természetes vízi ökoszisztémák energia piramisának is nélkülözhetetlen elemét jelentik (Horváth és mtsai., 2011).

Dolgozatomban célul tűztem ki egy komplex, rendszerszintű elemzés elkészítését az akvakultúra és a zooplankton közösségek kapcsolatára nézve. Vizsgáltam közvetlenül a tógazdasági haltermelés halastavi közösségeit eltérő takarmányok hatásai szerint, egy intenzív, átfolyóvizes rendszerű, afrikai harcsanevelő (*Clarias gariepinus*) telepről származó elfolyóvíz

„létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”-rel való kezelése során kialakult közösséget, valamint a Békésszentandrási (Kákafoki) Holt Körös, mint a természetes befogadó víztest közösségeit. Utóbbihoz olyan funkcionális és filogenetikai megközelítéseket is használtam, ami a modern ökológiában egyre inkább előtérbe kerül. Dolgozatom alap hipotézise szerint tápanyagdús környezetben kevésbé diverz közösségek alakulnak ki, mint tápanyagszegényebb viszonyok között. E hipotézis mentén következő kérdésekre keresem a választ:

- Van-e különbség a kereskedelemben kapható halliszt és halolaj tartalmú haltáp, egy kísérleti növényi olaj alapú haltáp, valamint a hagyományos szemes takarmány tógazdasági használata mellett kialakult zooplankton közösségek között?
- Okoz-e az említett kísérleti haltáp olyan terhelés a zooplankton közösségekre, ami alapján annak halastavi alkalmazhatósága megkérdőjelezhetővé válik?
- Milyen zooplankton közösség alakul ki egy intenzív akvakultúrából származó, tápanyaggazdag elfolyóvíz kezelését végző „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer” tavaiban?
- Az akvakultúrából származó elfolyóvíz hogyan befolyásolja a természetes befogadó víztér kerekeshéreg közösségeinek funkcionális, filogenetikai és taxondiverzitását?

2. Irodalmi áttekintés

2.1 Zooplankton fogalma, tagjai, bioindikációja és közösség-szerveződése

A plankton elnevezés görög szóból származik, melynek jelentése vándorlás, sodródás. Az elnevezést Victor Hensen német kutató vezette be 1887-ben. A terminológia szerint a plankton olyan organizmusok csoportja – akár állati, vagy növényi – amelyek passzívan áramlanak, sodródnak a vízáramlás, az árapály jelenségek, vagy a hullámozás szerint. Ezen

csoport állati komponensét nevezzük zooplanktonnak (Santhanam és mtsai., 2019). Fontos és feltehetően a legjelentősebb szerepet játszanak az akvatisz produktivitasban, élő kapcsolatot jelentenek a vízi táplálékhálózatokban az elsődleges termelők és a másodlagos fogyasztók között (Santhanam és Srinivasan, 1994; Perumal és mtsai., 1998; Perumal és Sampathkumar, 2002, Wallace et mtsai., 2006). Különbözö állati csoportok taxonjai tartozhatnak ide. Ilyen például a Rotifera, Gastrotricha, Bryozoa és Arthropoda. Mikroszkopikus állatok (Manickam és mtsai., 2019), melyek aktív helyváltoztatási képességgel ugyan rendelkeznek, de ez elhanyagolható a víz általi passzív helyváltoztatásukhoz képest (Horváth és mtsai., 2011). Az édesvízi zooplankton domináns csoportjai a protozoák, kerekeshégek (Rotifera) és a rákok két alosztályát jelentö ágascsapú rákok (Cladocera) és evezölábú rákok (Copepoda). A kerekeshég, valamint Cladocera és Copepoda csoportok csendes, nyugodt vizekben gyakran lényegesebb helyváltoztató mozgásra is képesek (Manickam és mtsai., 2019). A különbözö vizekben mérhető biomassza és tömegességi értékeik ismertek, melyek halastavakban magasabb felsö értékkel is rendelkezhetnek. A zooplankton alkotó alsóbbrendű rákok koncentrációja (nedves tömeg) 0,06-70 mg l⁻¹, ami literenként 1-700 állatot jelent. Ennek száraz tömege átlagosan 10 mg (Ördög, 2000).

Egy környezeti hatásvizsgálat elengedhetetlen része referencia-közösségek biodiverzitás-változásának vizsgálata. A biológiai sokféleség összes elemének teljes leltára ritkán valósítható meg, így egy megfelelő indikátorcsoport kiválasztása fontos döntés. Az alkalmas bioindikátor fajok gyors változásokat mutatnak, amikor a környezetük körülményei megváltoznak, legyenek azok fizikai, kémiai vagy biológiai természetűek (Marbá és mtsai., 2013). A fő zooplankton csoportok között is a kerekeshégek a legapróbbak, rövid életciklusúak és a leggyorsabban szaporodó csoportok (Allan, 1976), és mint ilyenek, javasolt taxonok a vízminőség bioindikátoraként, mivel gyorsan reagálnak a környezeti változásokra (Gannon és Stemberger, 1978; Sládeček, 1983). A kerekeshéget széles körben használják vízminőség-

értékelésre Új-Zélandtól (Duggan és mtsai., 2001) Írorszáig (Caroni és Irvine, 2010). Számos szerző használja a kerekcséreg zooplankton csoportot az eutrofizáció (Berzins, 1949; Lillieroth, 1950; Jarnefelt, 1952; Thunmark, 1945; Pejler, 1957, 1965) és a szaprobitás (Gulyás, 1983; Sládeček, 1983) jelzésére és trofitási indexek kidolgozására (Ejsmont-Karabin, 2012; Ochocka és Pasztaleniec, 2016). Mikroszkopikus méretükből adódóan kozmopolita és ubikvista szervezetek (Finlay, 2002; Fenchel és Finlay, 2004), bár alacsonyabb mértékben, mint azt korábban gondolták (Segers és de Smet, 2008), és több endemizmussal rendelkeznek, szűk biogeográfiai elterjedéssel (Dumont, 1983; Segers, 2008). Mindezen megfontolásból érthető, hogy a zooplankton közösségek gyakori objektumai faunisztikai és ökológiai felméréseknek. A közösségszerveződés megértése tehát az elméleti ökológiai szempontok mellett gyakorlati hasznosulást is jelenthet a környezeti hatásvizsgálat során. A taxondiverzitáson felül azonban a funkcionális és filogenetikai diverzitás-értékelés beépítése egyrészt javíthatja megértésünket a vizsgált közösségről (Cadotte és mtsai., 2010; Swenson, 2013; Magura, 2017), másrészt általánosíthatóvá teszi az eredményt, mivel nem csak az elkülönülő fajokkal operál, hanem azok rendszerben elfoglalt helyét, funkcióját valamint rokoni kapcsolatait is számításba veszi, és ezzel makro-ökológiai kérdésekre is választ adhat. (Magura és Lövei, 2014, Moretti és mtsai., 2017). A fajok tulajdonságainak különbségei (vagy hasonlóságai) kulcsfontosságú változók a közösség értékelésében, mivel a közösségszervező mechanizmusok az alkotó organizmusok hasonlóságaira és különbségeire hatnak (Cadotte és mtsai., 2013). Az ilyen különbségek számszerűsítésére a funkcionális és a filogenetikai információk felhasználhatók, mivel a funkcionálisan hasonló fajok valószínűleg ugyanazokat az erőforrásokat használják fel, míg a filogenetikailag rokon fajok közel egyforma morfológiai és ökológiai tulajdonságokkal rendelkeznek közös származásuk és evolúciójuk révén (Webb és mtsai., 2002). Ezek a tulajdonságok számszerűsítése és vizsgálata segíthetnek magyarázni az éghajlatváltozás fajok eloszlására és az elterjedtség változására gyakorolt hatásait (Kaustuv, Jablonski és Valentine

2001; Berg és mtsai., 2010; Diamond és mtsai., 2011), vagy a környezeti gradiensek és a fajok elterjedésére és a közösségek összetételére gyakorolt stresszt okozó tényezőke hatását (Dias és mtsai., 2013; Astor és mtsai., 2014; Woodcock és mtsai., 2014). A funkcionális alapú megközelítést a közelmúltban ígéretes eszközként javasolták a vegyi anyagok ökotoxikológiájának és környezeti kockázatának felmérésében is (Rubach és mtsai., 2011; Van den Brink és mtsai., 2013).

A zooplankton organizmuscsoport továbbá hozzájárul a tógazdasági körülmények között a fontos halfajok növekedéséhez, mivel fontos közvetítője a fitoplankton és a halak közötti energiaátadásnak (Howick, 1984). Ezt a csoportot az aminosavak, fehérjék, zsírsavak, lipidek, enzimek és ásványi anyagok jelentős forrásának tekintik (Watanabe és mtsai., 1983; Millamena és mtsai., 1990). Míg a gabona takarmány fehérjeszegény és magas szénhidrát tartalmú, addig a zooplankton gazdag proteinben, de szénhidrátszegény (Ruttkay, 1975). A zooplankton azonban az egyenetlen növekedés ellen is hat (Ruttkay, 1973), valamint a megtermelt halaknak jobb egészséget biztosít. A zooplankton közösségek összetétele és abundanciája tehát egyaránt tekinthető a vízminőség és a termelékenység indikátorának (Bhuiyan és Nessa, 1998), továbbá hasznosak a sikeres és kiszámítható halhozamok menedzseléséhez (Jhingran, 1975).

A Tisza zooplankton közösségeinek felmérése a 20. század közepén kezdődött (Megyeri, 1955). A Körösök kutatásai kaptak némi figyelmet (Zsuga, 1997a-b), de a holtágainak közösségeit kevésbé vizsgálták. Egy nemrégiben készült tanulmány (Gulyás, 2000) a közeli védett holtágakkal foglalkozott, de kihagyta a legnagyobb ármentesített holtágat, a Szarvas-Békésszentandrás (Kákafok) nevet viselőt, mivel nem áll természetvédelmi oltalom alatt. E vizsgálatok közös jellemzője, hogy az egyes vízterekből évente csak egy-két mintát vettek, amelyek ismereteket szolgáltatottak a közösség teljes összetételéről. Tehát a térben és időben kialakult különbségeket nem vették figyelembe. Azonban a szezonális eltérések és a

lokálisan kialakult közösségek is fontosak, így ezek az értékelések nem tarták fel a zooplankton szervezetek környezeti változásokra való gyors reagálásnak előnyét.

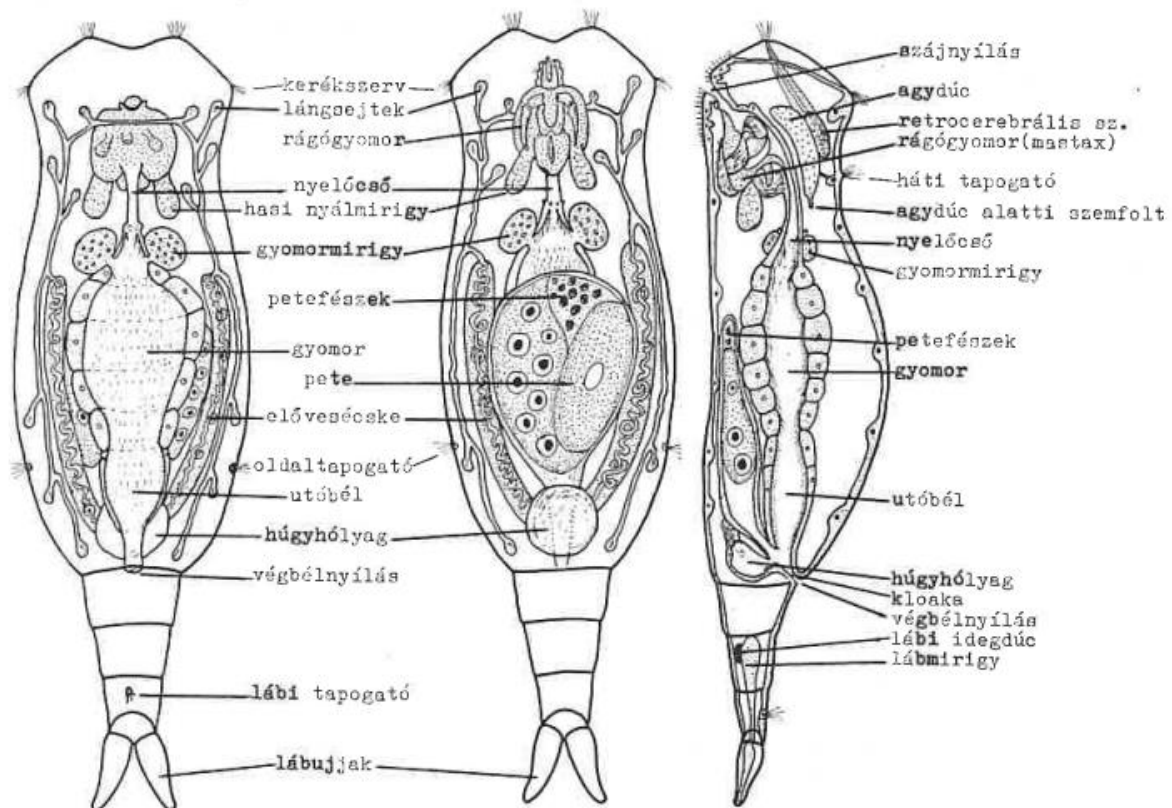
Az akvakultúra termelés során kialakuló zooplankton közösségek vizsgálata egy kevésbé kutatott téma, mivel a termelés során mindösszesen az zooplankton állományok összes biomasszája tart számot érdeklődésre. A halastavakban található zooplankton közösségeket páran tanulmányozták korábban, ám ezek nem voltak összefüggésben a különböző takarmány-összetevők hatásaival. Pechar és mtsai. (2002) megjegyezték, hogy az elmúlt 50 évben a halastavak zooplankton fajainak dominanciája a kisebb fajok irányába mozdult el. Ruttkay (1996, 2003) leírta a ponty mono- és polikultúrás tavak különbségeit a zooplankton közösségek tekintetében. Donászy (1966) nagy mintaszámmal elemezte a halastavakban kialakult zooplankton biomasszát különböző kezelésekkel (kombinált hal-kacsa technológia, búzaetetés) esetében. Körömdi (2010) leírta a halastavak rotifera faunáját Magyarország dél-dunántúli régiójában.

Ezek a vizsgálatok a korábbi gyakorlatnak megfelelően nagyrészt leíró jellegűek, és főleg a taxondiverzitásra alapoznak. A zooplankton közösségi ökológiában az olyan tanulmányok száma, amelyekben a zooplankton közösségi szerveződést funkcionális csoportok szerint vizsgálták (Obertegger és Flaim, 2015, Oh és mtsai., 2017, Obertegger és Manca, 2011.), vagy amelyekben ezeket filogenetikai összefüggésekkel egészítették ki (Korponai és mtsai., 2019, Thomson, Davies és Gonzales, 2015), jóval kevesebb.

2.1.1 Kerekesférgek (Rotifera)

A kerekesférgek egy forgómozgást idéző örvénykeltő szervvel, az ún. kerékszervvel rendelkeznek a szájníylásuk körül, melyről nevüket kapták. Ez a szerv segít mind a táplálkozásban mind a mozgásban. A törzs két főosztályba sorolható, ez a Pararotatoria (Seisonacea rend: tengeriek) és az Eurotatoria (araszó kerekesférgek (Bdelloidea) és

egyvetefészkűek (Monogononta) osztályok: minden élőhelyen előfordulnak). Több mint 2000 fajjal rendelkeznek (Wallace és mtsai., 2006). Ebből több mint 450 tartozik a Bdelloideák és több mint 1550 a Monogononták közé (Segers és de Smet, 2008). Magyarországon nagyjából 600 fajuk fordul elő (Bancsi, 1986). A genetikai vizsgálatok előretörésével a morfológiai alapon történő besorolás felülvizsgálatra szorul, és emiatt a fajszám folyamatosan változik genetikai alapon leírt új fajokkal, alfajokkal (Fontaneto és Jondelius, 2011; Wilts és mtsai., 2012). Méretük apró (40-2000 μm), főleg mikroszkóppal vizsgálható élőlények. Alakjuk változatos, lehet orsószerű, zsákhhoz hasonló, kör alakú lapított, függelékekkel ellátott. Testükön fej, törzs és láb különül el. Általános megjelenésüket az 1. ábra szemlélteti. A Bdelloidea osztály tagjai szűznemzéssel szaporodnak, míg a Monogononta osztály tagjai váltivarúak, ahol a megfigyelt hímek általában kisebbek a nőstényeknél és csökevényes szervekkel rendelkeznek. Algák, egysejtűek, baktériumok fogyasztói, míg ők táplálékul szolgálnak különböző élőlénycsoportoknak (halivadékok, egysejtűek, rovarlárvák, ágascsapú- és evezőlábú rákok, szűrő táplálkozású halak) (Bancsi, 1986).

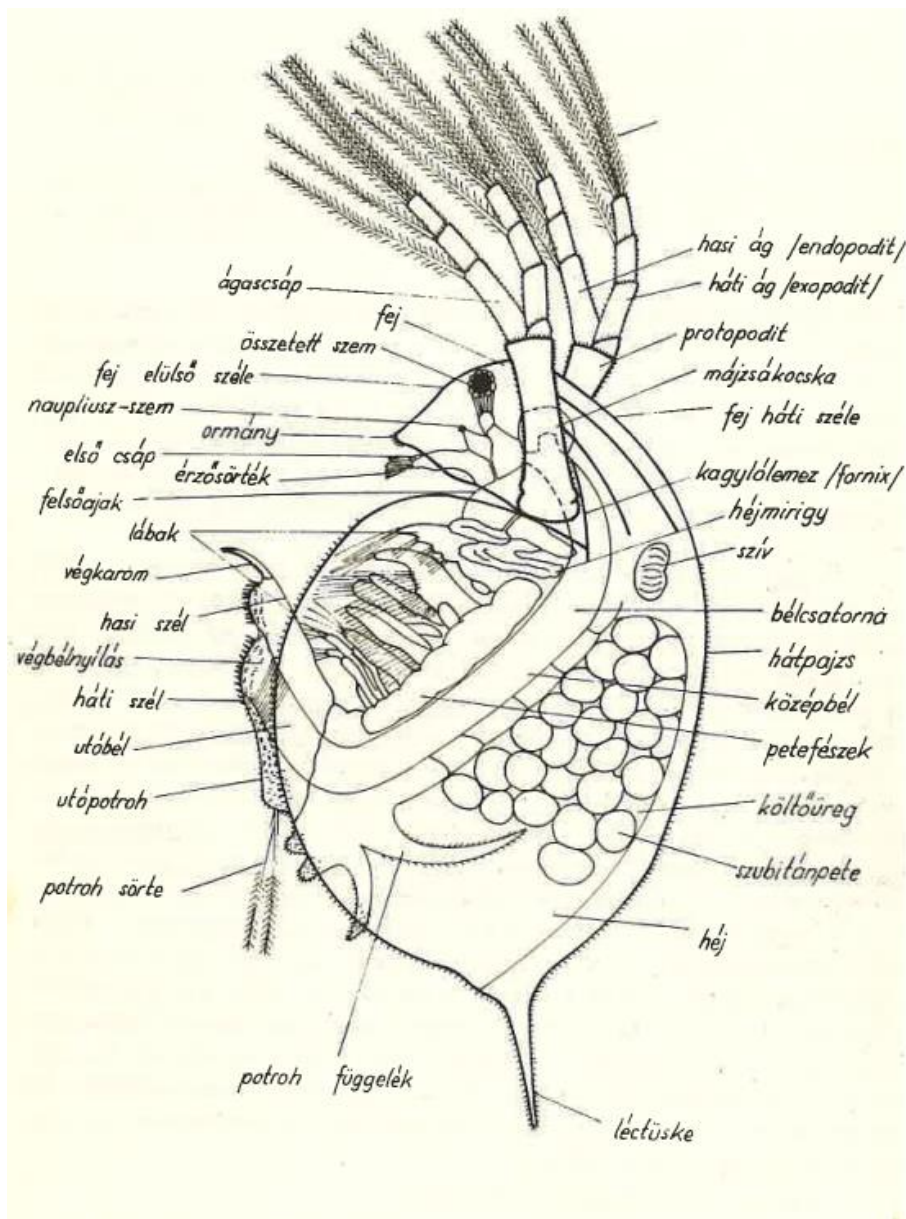


1. ábra - Kerekesféreg szervezet vázlatos felépítése (Bancsi, 1986)

2.1.2 Ágascsapú rákok (Cladocera)

Nevüket legjellegzetesebb szervükről, az ún. ágascsapot jelentő második pár csápjukról kapták. A csápokkal keltett vízáram szerepet játszik a mozgásukban valamint a táplálkozásukban egyaránt (Gulyás és Forró, 1999). Az ágascsapú rákrendbe 11 család tartozik 65 nemmel, és több mint 600 fajjal. A hazai fajszám megközelíti a százat (Forró és mtsai., 2008; Gulyás és Forró, 1999). Kisméretű, de már szabad szemmel is látható állatok, melyek testhossza 0,25 és 18 mm között változik. testük határozatlanul tagolt, egy fej és egy törzs különböztethető meg rajtuk (2. ábra). Szelvényeik elmosódottak. Kevés kivételtől eltekintve testüket egy többé-kevésbé átlátszó héj fedi két oldalról (Gulyás és Forró, 1999). Szaporodásuk során előfordul a tisztán szűznemzés, de főleg egy- és kétivaros szaporodás szabályos váltakozásával szaporodnak (Innes és Herbert, 1988). Táplálékuk főleg növényi eredetű szerves anyag, vagy törmelék. Akadnak ragadozók, melyek főleg kerekesféregre vadásznak (Williamson, 1983),

de akár saját testméretüknél kisebb más Cladocérákat is zsákmányolhatnak (Manca és Comoli, 1995).

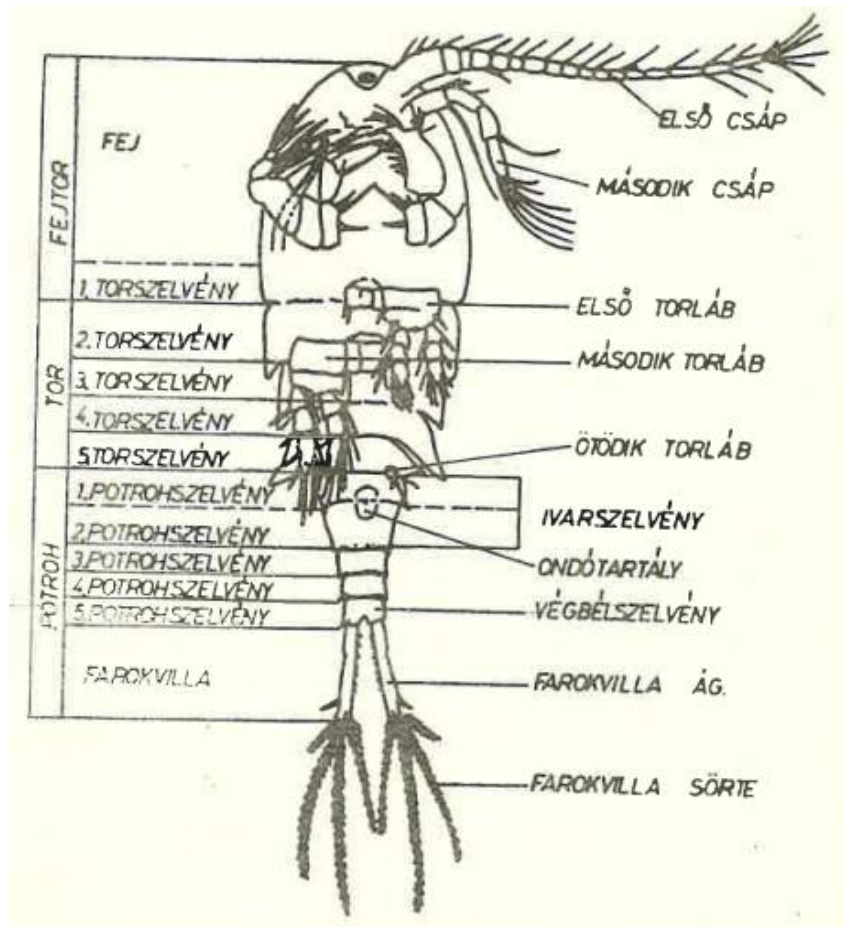


2. ábra - Ágascápú rák szervezet vázlatos felépítése (Gulyás, 1974)

2.1.3 Evezőlábú rákok (Copepoda)

Nevüket az első négy torsi szelvényen található négy pár hasadt, ún. evezőlábról kapták. A taxon 5 alrendje ismert (Calanoida, Cyclopoida, Harpacticoida, Caligoida, Lernaecoida), melyeket mintegy 4500 faj alkot, de ezek közül csak a hazánkban előforduló első három alrend szabadon élő, és nem élősködő fajait kell külön kiemelni, ami nagyjából 60 fajt jelent. Már

szabad szemmel látható állatok, általános testhosszuk 1-2 milliméter, de a legnagyobb példányok mérete sem haladja meg az 1 cm-t. Testük szelvényezett, és 3 részre (fej, tor, potroh) osztható (3. ábra). Szaporodásuk váltivarú és mindig ivaros (Dévai, 1977). A fajok jelentős része szűrővel táplálkozik, de komoly ragadozók is előfordulnak, amik a hallárvákra is veszélyesek lehetnek (Lillelund, 1967).



3. ábra - Evezőlábú rák szervezet vázlatos felépítése (Dévai, 1977)

2.2 Az akvakultúra környezeti hatása

A humán populáció növekedésével párhuzamosan az élelmiszertermelés - beleértve a mezőgazdaságot és az akvakultúrát is - rohamosan bővül. Minden termelési ágazatban megfigyelhető a profitorientált berendezkedés, de jelenleg az akvakultúra az egyik leggyorsabban növekvő állattenyésztési szektor a világon (FAO, 2018). 2016-ban a globális haltermelés meghaladta a 171 millió tonnát, amelynek 47% -át az akvakultúra adta (FAO,

2018). Magyarországon a ponty (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) termelése meghatározó a fogyasztási célú haltermelésben. Ez 2019-ben elérte a 17 388 tonnát, ami a tavi termelés során előállított halak 84,33%-át teszi ki. Ugyanakkor Európában hazánk piacvezető az intenzív haltermelő üzemekben előállított afrikai harcsa (*Clarias gariepinus* Burchell, 1822) termelésével. Ennek mennyisége 2019-ben meghaladta a 4 400 tonnát, ami a Magyarország intenzíven előállított halmennyiségének 93,7 %-a (Kiss, 2020). Ahogy az akvakultúra termelés intenzifikálódik, a takarmánybevitel, valamint az elhasznált anyagok (szerves anyagok, tápanyagok, lebegőanyagok) mennyisége is növekszik (Edwards, 2015). Ezzel párhuzamosan ökoszisztémáink világszerte gyorsan veszítik funkcionális, genetikai és filogenetikai sokféleségüket az élőhelyek megváltozása, a természeti erőforrások kiaknázása, valamint a kórokozók, egzotikus és domesztikált állatok és növények terjedése miatt (Naeem és mtsai., 2012). A folyamatosan növekvő haltermelés növekvő elfolyóvíz mennyiséggel jár, melynek környezeti kockázatai lehetnek, melyek potenciálisan negatív hatást fejthetnek ki a környező életközösségekre. Különösképpen, hogy ez az elfolyóvíz a magas természetvédelmi értékű vizes élőhelyeket érinti, melyek nemzetközi egyezmények tárgyát képezik (Carp, 1972). A Ramsari (1971), Berni (1979) és Rio de Janeiro-i (1992) konvenció is részben vagy teljes egészében a vizes élőhelyekkel foglalkozik. Általánosan elmondható, hogy a vizes élőhelyek száma és mérete jelentősen csökkent Európa szerte a 20. század folyamán (Čížková és mtsai., 2013). A tudomány alig hatvan évvel ezelőtt még nem használta a „vizes élőhely” (wetland) kifejezést. Elterjedése arra az időszakra tehető, mikor az Amerikai Egyesült Államok vízimadarai élőhelyének felmérésébe kezdett (Gopal, 2003). Ezután azonban nem telt bele húsz év, és a fogalom máris nemzetközi egyezmény tárgyát képezte (Carp, 1972). A vizes élőhelyek a 20. század folyamán nagymértékű csökkenést szenvedtek Európában (Čížková *et al.*, 2013), és a fennmaradók sokasága - gyakran védett területeken is - akvakultúra hatása alatt áll (Carp, 1972). Az akvakultúra rendszerekből elfolyó víz tápanyagban és lebegőanyagban jellemzően

gazdag, ami a természetes befogadó víztestben az eredeti életközösség összetételére módosító hatással lehet már akár a táplálékhálózat alapját képező plankton közösségekben (Horváth és mtsai., 2011). Míg oligotrofikus körülmények között általában fajgazdag közösség alakul ki alacsony dominancia szintekkel, addig tápanyaggazdag viszonyok mellett kevés fajra lehet számítani magas abundanciával (Gliwicz, 1969; Odum, 1969). Ahogy az akvakultúra-termelés növekszik, a takarmánybevitel és hulladék növekedésével a szerves anyagok, tápanyagok és lebegőanyagok mennyisége is növekszik (Edwards, 2015). Egyre növekvő aggodalomra adnak okot az akvakultúra lehetséges negatív környezeti hatásai (Naylor, 2000), különösen az ilyen rendszerek elfolyóvizéből származó tápanyagok kibocsátása. A takarmányösszetevők vízminőségre gyakorolt hatását különféle rendszerekben széles körben vizsgálták, mivel ezek befolyásolják a befogadó víz vízminőségét és a halak növekedési teljesítményét (Milstein és mtsai., 2002; Ćirić és mtsai., 2015; Davidson és mtsai., 2016; Nagy és mtsai., 2017), de ezt ki kell egészíteni a zooplankton közösségekre gyakorolt hatás megismerésével is.

3. Anyag és módszer

3.1 Vizsgálati és mintavételi helyek.

A Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem – Halászati Kutató Központ (MATE - HAKI) (Korábban Nemzeti Agrárkutatási és Innovációs Központ, Halászati Kutatóintézet) központi telepének nettó tóterülete 90 497 m². Általánosságban elmondható, hogy a tavak tavasszal kerülnek feltöltésre, és télen lecsapolásra. Természetesen akad kivétel, és előfordul évközi lecsapolás, vagy egész évben való vízen tartás is. A tavak feltöltése és leengedése az intézet szomszédságában levő Szarvas – Békésszentandrás (Kákafoki) Holt-Körösből, illetve a holtágba vissza történik. Ebből a tómenyiségből 4 tó, összesen 11 871 m² területtel egy kísérleti, ún. „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”-ként üzemel, mely működése során egy intenzív, elfolyóvizes afrikai harcsanevelő telep (*Clarias gariepinus*) elfolyóvizét kezeli,

ami szivattyúzás során kerül a rendszerbe. A kezelt víz a vízkezelő rendszerből folyamatosan, gravitációs úton folyik tovább az említett holtágba.

Ennek a komplex rendszernek három különböző tápanyagellátottságú egységében történtek vizsgálatok a zooplankton közösségekre nézve. Ezek a következők:

- Halastavi kísérletben eltérő pontytakarmányozás mellett felnövő zooplankton közösségek (későbbi említés: Halastavi kísérlet).
- Intenzív afrikai harcsanevelő telep elfolyóvizét kezelő „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer” egyik tavában vizsgált zooplankton közösség (későbbi említés: „Létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”).
- A MATE-HAKI kísérleti tavainak és a „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”-ből kijutó elfolyóvíz befogadó vízterét jelentő, a Szarvas – Békésszentandrás (Kákafoki) Holt-Körös különböző pontjainak kerekeshéreg közösségeinek vizsgálata (későbbi említés: Kákafoki Holt-Körös).

3.1.1 Halastavi kísérlet

A halastavi vizsgálat egy ponty takarmányozási kísérlet során történt. Ennek elsődleges célja a halliszt alapú kereskedelemben kapható takarmány (FF), egy kísérleti növényi liszt- és olaj alapú takarmány (PF) és a hagyományos szemes takarmány (CT) halakra gyakorolt hatásának összevetése volt. Minden ilyen kísérletnek fontos eleme egy környezeti hatásvizsgálat, így vízkémiai és zooplankton összetételi vizsgálatok is történtek. A kísérletet egységes méretű halastavakban végeztük a MATE HAKI kísérleti tavaiban (4. ábra) 2015-ben. A tavak átlagos területe $1754 \pm 74 \text{ m}^2$, az átlagos mélység 1,3 méter volt. A kísérlethez használt takarmányt a halak félig intenzív tenyésztési körülményeinek megfelelően állítottuk össze. Az összetevők arányát a kísérleti és a hagyományos takarmányokban az 1. táblázat mutatja. A két takarmánytípusnak gyakorlatilag azonos a nyersfehérje és a nyers zsír koncentrációja. A két

takarmány közötti fő különbség a halliszt és a szója tartalmában van. A harmadik típusú takarmány a gabonafélék (CT) voltak, amelyet Magyarországon hagyományosan használnak. A kísérletet kilenc földmedrű tóban végeztük, takarmányonként három ismétléssel. A tavakat a közeli Kákafoki Holt-Körösből töltötték fel. Minden tóban 200 db 2+ éves ponty (átlagos súly: 745 ± 80 g) egyed volt.

1. táblázat - A kísérleti és a kereskedelmi takarmányok összetevői.

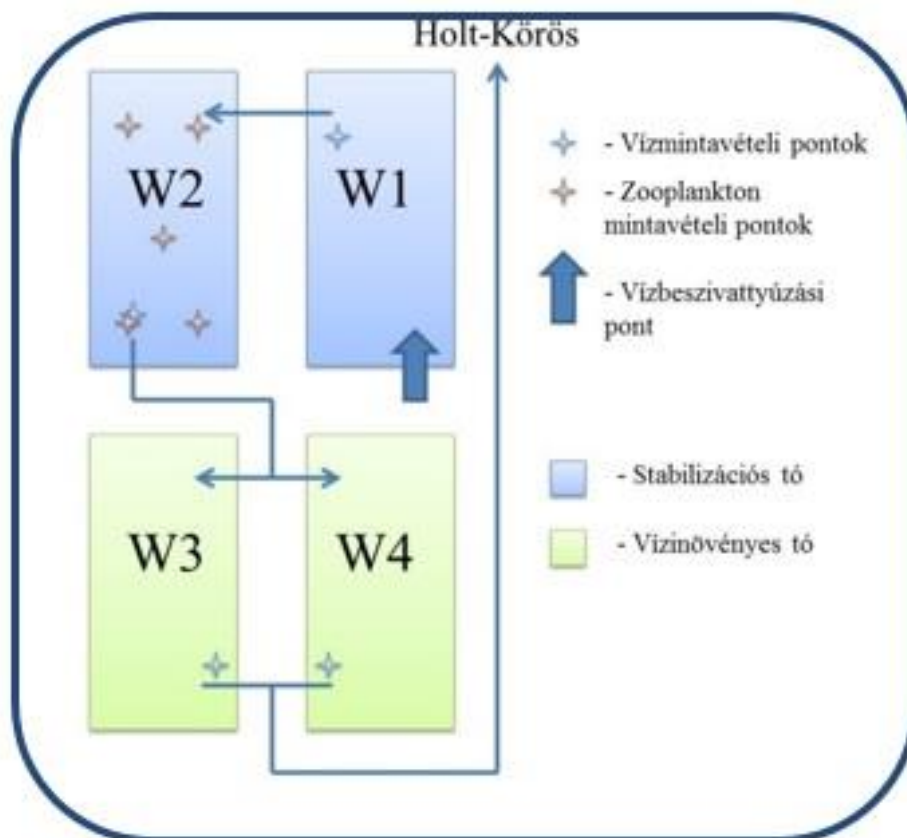
Halliszt alapú takarmány (FF)		Növényi alapú takarmány (PF)	
(Kereskedelmi)		(Kísérleti)	
Összetevő	%	Összetevő	%
Halliszt 60	14.0	Halliszt 60	0.0
Téli búza	20.5	Téli búza	16.5
Kukorica	27.5	Kukorica	27.5
Full-fat szója	6.5	Full-fat szója	9.5
Extrudált szója	17.5	Extrudált szója	29.5
Vérliszt	5.0	Vérliszt	8.0
Halolaj	2.0	Len olaj	2.0
Egyéb	7.0	Egyéb	7.0



4. ábra. A kísérleti elrendezés a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Halászati Kutató Központ (MATE HAKI) telephelyén egy halliszt és halolaj tartalom haltakarmányban való kiváltását vizsgáló kísérletben; CT - Kontrol; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány (Fotó: Túri Norbert).

3.1.2 A „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”

A létesített vizes élőhelyi kísérleti vízkezelő rendszert a MATE - HAKI központi telepének négy földmedrű halastavából alakították ki 2000-ben. A rendszer egységeinek alapterülete egyenként megközelítőleg 2500 m², összesen 1 ha; a vízmélység az első két tóban átlagosan 1,5 m, a vízinövényes tavakban 50 cm volt. A tavak 2001 óta folyamatosan működnek. 2011-ig a haltermelő telep vizét részlegesen kezelte. 2012-ben a W1, W2 egységek felújításra kerültek. 2013-tól a telep szabályozza a tavakra kerülő víz mennyiségét. Az afrikai harcsanevelő telep elfolyóvizét közvetlenül a W1 jelzésű stabilizációs tóba szivattyúzzák, amelynek mennyiségét napi szinten regisztráltam. Ez 2016-ban összesen közel 333 500 m³, míg 2017. első felében megközelítőleg 177 000 m³ volt. Innen gravitációs úton jutott tovább a víz a W2 jelzésű stabilizációs tóba, ahonnan párhuzamosan a W3 és W4 jelzésű vízinövényes egységekbe folyt (5. ábra).



5. ábra: A létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer vízvezetésének vázlatos rajza, Forrás: saját szerkesztés

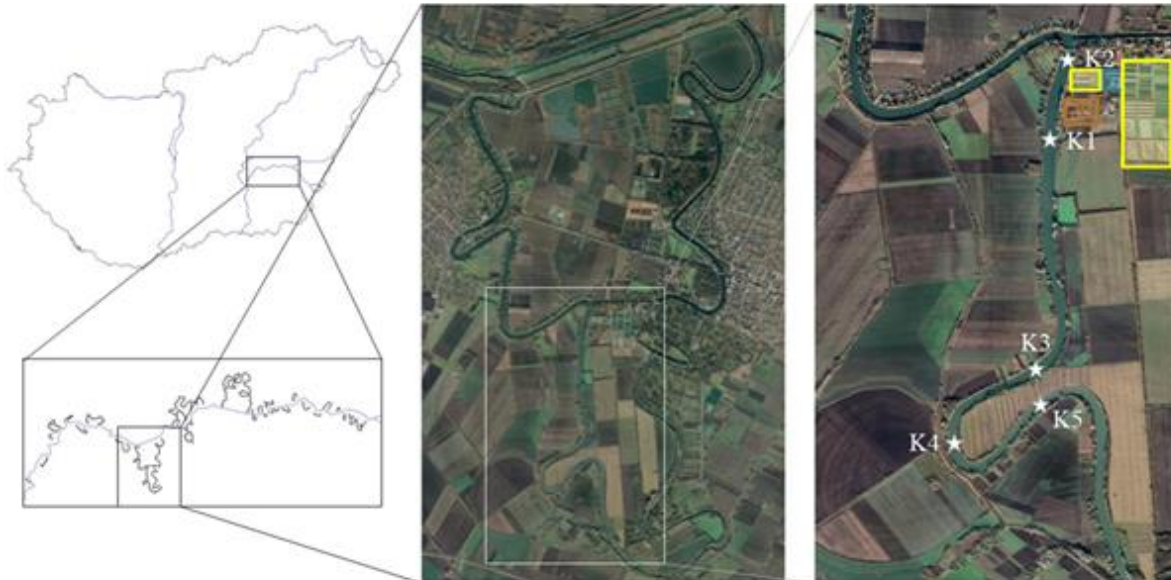
A vízi makrofitákkal telepített tavak közül a W3 jelzésűben a közönséges nád (*Phragmites australis*), míg a W4 jelzésűben gyékény fajok (*Typha latifolia* és *Typha angustifolia*) dominanciája tapasztalható a nád terjedése mellett. A vizsgálat évében a tavakba haltelepítés nem történt. Az ezekből az egységekből kifolyó kezelt víz közös kivezető csatornában egyesül, és jut a MATE HAKI L1 csatornáján keresztül a Kákafoki Holt-Körös vizébe.

3.1.3 Kákafoki Holt-Körös

A Szarvas és Békésszentandrás településeket összekötő Kákafoki-holtág a Tisza vízgyűjtőjének legnagyobb területű ármentesített holtága és egyben Magyarország ötödik legnagyobb állóvíze. 29 km hosszú, 207 hektáron terül el, átlagos mélysége 2,2 m, 4,5 millió m³ vizet tart (Pálfai, 2001). A tó szemipaleopotamikus, ahol az élő folyótól átpumpálva lehetőség van a víz kiegészítésére vagy pótlására (Józsa és mtsai, 2017). A holtágot az év elején feltöltik, év végén téli szintre engedik. E két esemény között jelentős vízmozgás vagy áramlás nincs, ezért állóvíznek tekintetem. Így a fajok beáramlása az év során nem lehetséges. A holtág a szárazföldi felesleges és öntözővíz tárolására, valamint különféle tevékenységekre (horgászat, halászat, vízi sportok és rekreáció) szolgál (Pálfi, 2001).

Egy 3,5 km-es szakaszon öt mintavételi pontot (K1-K5) (6. ábra) választottam ki különböző helyeken, az afrikai harcsa nevelő telep (*Clarias gariepinus*) termálvíz eredetű elfolyóvíz és a MATE HAKI kísérleti tavaiból származó lecsapolt víz hatásának vizsgálatára. A holtág ezen szakaszán nem ismert más bevezetés. A K1 helyszínen található beáramlás tápanyagokban gazdag volt és részben geotermikus eredetű. A holtágba való bevezetés előtt a „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”-rel történt kezelésem esett át. A kezelési folyamat során a harcsafarm termálvize lehűlt, így a beáramlás helyén nem történt termikus szennyezés. További mintavételi pontokat választottam a holtág jellemzői alapján. Mivel nem volt jelentős vízhozam, csak a beáramlástól számított távolságot vettem figyelembe. A K2 pont 500 m-nél,

a K3 2,5 km-nél volt (K1 és K3 pontok között intenzív halmintavételre került sor, ezért itt nem jelöltem ki mintavételi pontokat), a K4 3,0 km-nél és a K5 3,5 km-re volt a beáramlási ponttól.



6. ábra A Kákafoki Holt-Körös mintavételi pontjainak (K1-K5) helyzete. A sárga négyszögek jelölik a MATE HAKI kísérleti halastó-rendszerét, a kék négyszög az afrikai harcsa nevelő telepet, a narancssárga négyszög pedig a „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”-t. A K2 pont fölötti híd már gátolta a további mintavételi pontokat, és a víz keverése ettől a ponttól is korlátozott volt. A K1 és K3 pontok között intenzív halmintavételre került sor, ezért itt nem jelöltem ki mintavételi pontokat. (Forrás: Google Earth)

3.2 Mintavételek

A vízkémiai paraméterek vizsgálatára oszlop mintavevővel vett vízminta szolgált, mely során két méter magas vízoszlopot mintáztam. A halastavak és a „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer” tavainak esetében vízmintát a kifolyó műtárgynál vettem, míg a holtágon a kijelölt pontoknál a középvonalon. A vízminták térfogata 1,5 liter volt. A különböző paraméterek (összes nitrogén (TN) (ISO, 1997), ammónium-nitrogén (TAN) (ISO, 2005), összes foszfor (TP) (ISO, 2004), összes lebegőanyag (TSS) (ISO, 1997), klorofill-a (Cl_a) (ISO, 1992) és vezetőképesség (CON) (ISO, 1985)) vizsgálatát a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem – Egyetemi Laborközpont – akkreditált Környezetanalitikai Vizsgálólaboratórium végezte a Nemzetközi Szabványügyi Szervezet szabványai szerint.

Zooplankton vizsgálatokhoz minden mintavétel esetében 100 liter vizet szűrtem 50 µm szembőségű plankton hálón. A leszűrt mintákat (100 ml) egy 120 ml-es műanyag palackba tettem, formaldehid (4% végkoncentráció) hozzáadásával tartósítottam, és a laboratóriumba vittem, ahol a taxonok azonosításáig 4 ° C-on tároltam. A zooplankton vizsgálatok során a csoportot alkotó legnagyobb jelentőségű taxonokat vizsgáltam: Cladocera, Copepoda és Rotifera. A fajszintű meghatározáshoz Zeiss márkájú fénymikroszkópot, valamint Nikon ShuttlePix P-400Rv típusú digitális mikroszkópot használtam, mely során az 5 ml-es számláló kamra egyes részeiben számoltam a vizsgált mintában az egyedeket, majd egyed/m³ egységben adtam meg az összetételt. Denzitástól függően vizsgáltam a számlálókamra teljes vagy részterületét. A fajszintű azonosítás volt a cél, de ez egyes csoportoknál nem lehetséges, így ilyen esetekben magasabb taxonómiai kategóriát jelöltem meg. A határozás során a következő köteteket használtam:

- Ágascsápú rákok: Gulyás (1974), Gulyás, Forró (1999).
- Kerekesférgek: Bancsi (1988).
- Evezőlábú rákok: Dévai (1977), Gulyás, Forró (2001).

A szükséges biomassa-bebecsléseket Németh (1998) által ismertett fajlagos adatok segítségével számítottam. A vizsgálat során előkerült, de az irodalomban nem szereplő fajok esetében hasonló fajok fajlagos tömegével történt a számolás.

A zooplankton-mintákban mérhető különböző kémiai paraméterek: a szervesanyag tartalom meghatározásához szükséges nedvességtartalom (MSZ, 1978), szárazanyagtartalom (MSZ, 1983) és izzítási veszteség (MSZ, 1979), a Kjeldahl-nitrogén tartalom (MSZ 2009), valamint a foszfor tartalom (MSZ, 1985) vizsgálatát a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem – Egyetemi Laborközpont – akkreditált Környezetanalitikai Vizsgálólaboratórium végezte a Magyar Szabványügyi Testület szabványai szerint. Erre egy alkalommal került sor a 2017. augusztusi mintából.

A mintavételek időpontját a 2. táblázat mutatja.

2. táblázat – Az egyes vizsgálatok mintavételi időpontjai

Vizsgálat	Időpontok									
Halastavi kísérlet	2015.06. 24	2015.08. 05	2015.09. 22							
Kákafoki Holt-Körös	2016.04. 20	2016.05. 10	2016.06. 01	2016.06. 29	2016.07. 21	2016.08. 10	2016.08. 30	2016.09. 21	2016.10. 24	
"Létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer"	2017.05. 23	2017.06. 20	2017.07. 04	2017.07. 26	2017.08. 16	2017.09. 06				

3.3 Statisztikai elemzések

A környezeti tényezők hatásait a zooplankton közösségek szerkezetére kanonikus korrespondancia analízissel (CCA) elemeztem R szoftverkörnyezetben (R Core Team, 2013) *vegan* (Oksanen, 2007) programcsomag használatával. Az elemzésben az egyes taxonok számolt egyedszámait használtam, míg a környezeti változók a vízkémiai paraméterek (összes ammónium-nitrogén, összes nitrogén, összes foszfor, összes lebegő szilárd anyag, elektromos vezetőképesség, kémiai oxigénigény, klorofill-a) és az összes takarmány-összetevő (halliszt és szójakomponens, valamint takarmánybúza) koncentrációit tartalmazták.

Az elfolyóvíz holtmedri kerekeshéreg közösségekre gyakorolt hatásának vizsgálata során a rang-abundancia görbék statisztikai elemzését *vegan* (Oksanen, 2007) programcsomaggal hajtottam végre R-ben (R Core Team, 2013). A görbéket az EXCEL alkalmazásban vizualizáltam (Whittaker, 1965; Southwood és Henderson, 2013).

A mintahelyek közötti kerekeshéreg biodiverzitás összehasonlításához a Rényi-diverzitási függvényt (HR; Eq.1) használtam (Rényi, 1961):

$$HR(\alpha) = \frac{1}{1-\alpha} \log \sum_{i=1}^S p_i^\alpha \quad (1)$$

ahol p_i az i -edik faj relatív abundanciája, S a mintában lévő fajok száma, α pedig a skála paramétere, pontos biológiai jelentés nélkül.

A Rényi-függvény egy általánosított entrópiafüggvény, ahol az α skálaparaméter speciális értékeinél a Rényi-diverzitás értéke több, gyakran használt diverzitásindex értékét veszi fel (3. táblázat) (Rényi, 1961; Lövei és mtsai., 2013). Általánosságban elmondható, hogy a skálaparaméter alacsony értékeinél (közel 0) a Rényi-index a ritka és gyakori fajokra egyaránt érzékeny, míg az α növekedésével a diverzitás értékét a nagyobb abundanciájú fajok egyre jobban befolyásolják (Rényi, 1961). A diverzitás profilokat az R (R Core Team, 2013) *vegan* (Oksanen, 2007) programcsomagjával számoltam ki.

3. táblázat - A Rényi-diverzitás során használt skálaparaméter (α) speciális értékei, * A skála parameter matematikai okokból nem veheti fel pontosan az 1 értéket, de tart felé

Skála paraméter (α)	Rényi diverzitás (HR)	
0	fajszaám logaritmus	$\log S$
$\lim_{\alpha \rightarrow 1}^*$	Shannon diverzitás	$-\sum_{i=1}^S p_i \log(p_i)$
2	inverz Simpson diverzitás logaritmus	$\log \frac{1}{\sum_{i=1}^S p_i^2}$
$\lim_{\alpha \rightarrow +\infty}$	Berger-Parker index logaritmus	$\log \frac{1}{p_{max}}$

Mivel a diverzitási profil egy monoton csökkenő görbét eredményez, az összehasonlítható közösségek biodiverzitási profiljainak három féle kapcsolata lehet:

- Az egyértelműen sorba rendezhető közösségek profiljai nem rendelkeznek metszésponttal.
- Az egyértelműen nem sorbarendeazhető biodiverzitású közösségek profiljai egy vagy két metszésponttal rendelkezhetnek.

A kerekeseféreg fajok funkcionális jellemzőinek elemzése során nyolc ökológiai és élettörténeti tulajdonságot használtam fel (4. táblázat):

- Testméret - Ehhez a határozóban (Bancsi, 1988) fellelhető tartomány geometriai átlagát használtam. A szervezet anyagcseréjének a testmérethez való igazodása általában elfogadott (Gillooly és mtsai., 2001; Brown és mtsai., 2007), tehát a testméret közvetetten befolyásolja a létfenntartást. A vízi életformákban további kapcsolat lehet a testméret és az áramlási viszonyok között, ami önmagában is befolyásolhatja a táplálkozási viselkedést (Humphries, 2007). A nagyobb fajok nagyobb részecskéket fogyasztanak (Bogdan és Gilbert, 1984; Rothhaupt, 1990), a nagyobb ragadozó fajok pedig nagyobb zsákmányt ejtenek (Obertegger és mtsai., 2011; Obertegger és Manca, 2011), míg a nagyobb fajok kisebb valószínűséggel válnak prédává (Green és Shiel, 1999; Lapesa és mtsai., 2002).
- Rágó típus - A kerekese férgek faringeális apparátusát, amely kemény, szklerotizált és tagolt állkapcsokból és izmokból álló, meghatározott térbeli elrendezésben álló rágókészülék, összefoglaló néven rágó szájszervnek nevezzük (Wallace és mtsai., 2006; Sørensen, 2002). A rágó alakja alapvető információkat nyújt a táplálkozási viselkedésről, valamint az élettörténetről és az élőhely-preferenciáról. A táplálkozási viselkedés nemcsak az élelemfogyasztást és a kompetíciót jelzi, hanem valószínűleg az antropogén környezetre gyakorolt hatások indikátora is (Palkovacs és mtsai., 2012). A rágó típus lehet rágó, csípő, őrlő, szívó, fogó, sokfogú őrlő (Oh és mtsai., 2017; Bancsi 1988).
- Táplálkozási típus – Lehet mikrofág vagy ragadozó. A fogyasztásra alkalmas táplálék típusát a rágó típusa és a táplálkozás módja határozza meg (Salt és mtsai., 1978; Obertegger és mtsai., 2011). Ezek a tényezők összefüggenek, de a táplálékgyűjtés különböző aspektusaira fókuszálnak: míg a táplálkozási mód a

táplálékgyűjtési folyamathoz, addig a rágótípus a táplálkozási stratégiákhoz és a különböző életmódokhoz köthető (Obertegger és mtsai., 2011).

- Fizikai védelem a ragadozók ellen – Lehet aktív vagy passzív a mozgáshoz szükséges szervek és függelékek megléte alapján. Az aktív védekezés, például az „ugráló” mozgás növeli a ragadozók elkerülésének esélyét a színlelt halálhoz képest (Roche, 1987).
- Kültakaró típusa – Három kategóriát használtam: lágy, kemény vagy kemény és tüskés. A kemény kültakaró védelmet nyújt a ragadozók ellen (Roche, 1987), amit a tüskék fokozhatnak, míg a lágy kültakarójú állatok kevésbé védettek (Obertegger és Flaim, 2015).
- Kerékszerv típusa - Az állat csúcsi végén lévő szerv a kerékszerv, ami egy csillókoszorús régió az élelemszerzéshez, a zsákmány észleléséhez (Salt 1987) és a mozgáshoz (Wallace és mtsai., 2006; Koste, 1978). Ezt a jellemvonást a megfelelő jellemző nemzetségekről nevezték el. Így megkülönböztetünk Asplanchna-, Philodina-, Euchlanis/Brachionus-, Notommata-, Dichranophorus-, Conochilus-, Hexarthra/Testudinella- és Collotheca-típusú kerékszerveket (Bancsi, 1986).
- Élőhelypreferencia - Gulyás (1983) szerint az azonosított fajokat béta-, béta/alfa-mezoszaprób, oligo/béta-mezoszaprób vagy oligoszaprób kategóriába sorolhatók, aszerint, hogy milyen szapróbikus állapotú vizekben találhatóak meg jellemzően.
- Tolerancia - A különböző szapróbikus zónákban való előfordulás alapján egy toleranciaszint is megállapítható aszerint, hogy a faj hány zónában fordulhat elő jellemzően. Ebben a szűk tűrőképességű fajokra, amelyek csak egy zónában fordulnak elő, 1, az összes zónában előforduló fajokra 5 érték adható (Gulyás,

1983). 2 értéket kap az a faj, amely két szomszédos szaprobitási zónába tartozó vízre jellemző 8:2 vagy 7:3 arányban, illetve 3 szomszédos zónára 1:8:1 arányban. A 3-as érték azokra a fajokra vonatkozik, amelyek 6:4 vagy 5:5 arányban fordulnak elő a két szomszédos zónában, vagy három zónában, ahol az arány nagyobb része kisebb, mint 7. A faj 4-es értéket kap, ha előfordul három zónában és az arány nagyobb része 4 vagy 5.

4. táblázat A Káka-foki holtágban azonosított kerekcsigeféreg fajok funkcionális távolságának megállapításához használt ökológiai és élettörténeti tulajdonságok

Név	Testméret (μm)	Rágó típus	Táplálkozási típus	Fizikai védekezés	Kültakaró típus	Kerékszerv típus	Élőhely- preferencia	Tolerancia
<i>Aplachna priodonta</i>	612.4	csipő	ragadozó	passzív	lágú	Asplanchna-típus	oligo/beta	5
<i>Bdelloidea</i> sp.	-	örülő	mikorfág	passzív	lágú	Philodina-típus	-	-
<i>Brachionus angularis</i>	137.5	rágó	mikorfág	passzív	kemény, tüskés	Euchlanis/Brachionus-típus	beta	1
<i>Brachionus calyciflorus</i>	273.9	rágó	mikorfág	passzív	kemény, tüskés	Euchlanis/Brachionus-típus	beta/alfa	3
<i>Brachionus diversicornis</i>	336.2	rágó	mikorfág	passzív	kemény, tüskés	Euchlanis/Brachionus-típus	beta	1
<i>Brachionus falcatus</i>	365.1	rágó	mikorfág	passzív	kemény, tüskés	Euchlanis/Brachionus-típus	beta	1
<i>Brachionus forficula</i>	161.2	rágó	mikorfág	passzív	kemény, tüskés	Euchlanis/Brachionus-típus	beta	1
<i>Brachionus leydigi</i>	204.9	rágó	mikorfág	passzív	kemény, tüskés	Euchlanis/Brachionus-típus	beta	2
<i>Brachionus nilsoni</i>	164.3	rágó	mikorfág	passzív	kemény, tüskés	Euchlanis/Brachionus-típus	-	-
<i>Brachionus quadridentatus</i>	297	rágó	mikorfág	passzív	kemény, tüskés	Euchlanis/Brachionus-típus	beta	1
<i>Brachionus urceolaris</i>	213.3	rágó	mikorfág	passzív	kemény, tüskés	Euchlanis/Brachionus-típus	-	-
<i>Brachionus variabilis</i>	337.6	rágó	mikorfág	passzív	kemény, tüskés	Euchlanis/Brachionus-típus	-	-
<i>Cephalodella biungulata</i>	280.6	szívó	ragadozó	passzív	kemény	Notommata-típus	oligo/beta	-
<i>Dicranophorus forcipatus</i>	331.7	fogó	ragadozó	passzív	kemény	Dichranophorus-típus	oligo/beta	-
<i>Euchlanis dilatata</i>	194.4	rágó	mikorfág	passzív	kemény	Euchlanis/Brachionus-típus	oligo/beta	3
<i>Filinia longiseta</i>	146.7	sokfogú örülő	mikorfág	aktív	lágú	Conochilus-típus	oligo/beta	3
<i>Hexarthra mira</i>	253	sokfogú örülő	mikorfág	aktív	lágú	Hexarthra/Testudinella-típus	beta	2
<i>Keratella quadrata</i>	231.6	rágó	mikorfág	passzív	kemény, tüskés	Euchlanis/Brachionus-típus	oligo/beta	4
<i>Lepadella</i> sp.	-	rágó	mikorfág	passzív	kemény	Collothea-típus	-	-
<i>Platylabus patulus</i>	222.5	rágó	mikorfág	passzív	kemény, tüskés	Euchlanis/Brachionus-típus	beta	2
<i>Polyarthra dolycoptera</i>	114.2	szívó	ragadozó	aktív	lágú	Euchlanis/Brachionus-típus	oligo/beta	-
<i>Synchatea pectinata</i>	340	szívó	ragadozó	passzív	lágú	Asplanchna-típus	oligo/beta	4
<i>Trichocerca pusilla</i>	138.7	szívó	ragadozó	passzív	kemény	Notommata-típus	oligo	2
<i>Trichotria pocillum</i>	200	rágó	mikorfág	passzív	kemény, tüskés	Euchlanis/Brachionus-típus	oligo	1

A funkcionális jellegek alapján vett távolságot a fajok között Gower-féle távolság méréssel (Gower, 1971) határoztam meg a *StatMatch* programcsomagot (D’Orazio, 2006) használva. Ezek az értékek a módszer sajátosságai alapján 0 és 1 közötti tartományban változtak.

A filogenetikai távolságok meghatározására az irodalomban fellelhető filogenetikai fákon (García-Morales és Elías-Gutiérrez 2013; Miquelis és mtsai., 2000) az ágak hosszát mértem, ami a közös őstől vett távolságot jelzi. Ezeket előbb egymással standardizáltam, majd a távolságokat 0 és 1 közötti tartományra konvertáltam. Ez a funkcionális és a filogenetikai távolságok közös skálázása miatt volt szükséges.

A funkcionális és filogenetikai távolságmátrixok közötti kapcsolatot Mantel teszttel vizsgáltam (Mantel, 1967) *ade4* csomaggal 9999 random ismétlésben (Dray és Dofour, 2007). Ez után értékelhető a funkcionális jellegek evolúciója, és hogy hogyan öröztek meg az idők során.

Mivel a fajok közötti különbségekről a funkcionális és filogenetikai jellemzők egymást kiegészítő információt hordoznak, Cadotte és mtsai (2013) ezek kombinált használatára tett javaslatot. Ezt összefoglalóan funkcionális-filogenetikai távolságnak nevezte (FPDist; Eq.2):

$$FPDist = (\beta PDist^\rho + (1 - \beta) FDist^\rho)^{1/\rho}, \quad (2)$$

ahol PDist a filogenetikai távolság; FDist a funkcionális távolság, ρ a nemlinearitás biztosítására szolgáló egész szám, míg β a súlyozási paraméter, amely meghatározza a PDist és az FDist hozzájárulását az FPDist-hez. A képlet alapján belátható, hogy ha $\beta = 1$, az FPDist csak a filogenetikai távolságot, míg a $\beta = 0$ esetében, az FPDist csak a funkcionális távolságot tartalmazza. A számítások során $\rho = 2$ -et használtam, Cadotte és mtsai. (2013) ajánlásai alapján.

A filogenetikai súlyozási paramétert (β) 0,025-ös lépésekben növelve, 0 és 1 között 41 szintet állapítottam meg. Minden szintre kiszámítottam az átlagos páros funkcionális –

filogenetikai távolságot (MFPD). Ezután ugyancsak minden szintre, hogy függetlenséget nyerjünk a mintánkénti fajok számától, kiszámítottam a standardizált hatásnagyság (SES) értékét, az egyes mintavételi pontokon gyűjtött fajok megfigyelt MFPD-jével ($MFPD_{observed}$) és ugyanannyi, a regionális fajkészletből véletlenszerűen kiválasztott faj ($MFPD_{random}$) MFPD használatával (SES; Eq.3):

$$SES = (MFPD_{observed} - MFPD_{random}) / SD_{MFPD_{random}}, \quad (3)$$

ahol $SD_{MFPD_{random}}$ az $MFPD_{random}$ szórása. A vizsgálati helyeken rögzített fajok felhasználásával egy megfelelő véletlenszerű modell létrehozása standard módszer a közösség-szerveződési szabályok tesztelésére (Cadotte és mtsai., 2013; Heikkala és mtsai., 2016). A standardizált hatásméreteket null-modellek alapján számoltam ki 999 randomizálás során, típus keveréssel (Webb és mtsai., 2002), a *picante* csomag segítségével (Kembel és mtsai., 2010). Következő lépésben meghatároztam az β súlyozási paraméter optimális értékét, ahol a minta magyarázata maximalizált. A standardizált hatásnagyságok és az elfolyóvíz bekerülésétől való távolság kapcsolatának erősségét a filogenetikai-súlyozási paraméter (β) szisztematikusan megváltoztatásával, lm függvényű lineáris modellek alkalmazásával teszteltem. A β súlyozási paraméter optimális értéke az volt, amelynél a standardizált hatásnagyságok és az elfolyóvíz bekerülésétől való távolság lineáris modell kiigazított R^2 értéke elérte a maximumát (Cadotte és mtsai., 2013; Bäessler és mtsai., 2016; Heikkala és mtsai., 2016). Végül értékeltem a β súlyozási paraméter optimális értékére kiszámított átlagos standardizált hatásnagyságokat. Mindezt szezonálisan végeztem.

Ha a közösségek felépítése véletlenszerű folyamatok eredménye, az átlagos standardizált hatásnagyságok nem térnek el a nullától (Webb és mtsai., 2002). Ellenkező esetben determinisztikus folyamatok állnak a háttérben. Negatív tartományba való elmozdulás környezeti szűrést jelez, ami során funkcionális és filogenetikai csoportosulás történik. A

pozitív értékek biotikus interakciók hatását jelzik, ami a fajok közötti kölcsönhatások során fellépő kizárást jelenti (Webb és mtsai., 2002; Pausas és Verdú, 2010). A standardizált hatásnagyságok konfidencia intervallumait 999 iterációval a *boot* csomag segítségével számoltam ki (Davison és Hinkley, 1997).

A 0 és 1 értékek közötti diverzitás kvantifikálására alkalmas Rao kvadratus entrópia (Rao, 1973) segítségével kiszámoltam a tisztán funkcionális, illetve tisztán filogenetikai távolságokat alapul vevő biodiverzitást, valamint az évszaknak megfelelően annál a β értéknél, ami az FPDist függvény maximumát eredményezte. Ezt a SYNCSA (Debastiani és Pillar, 2012) programcsomaggal végeztem.

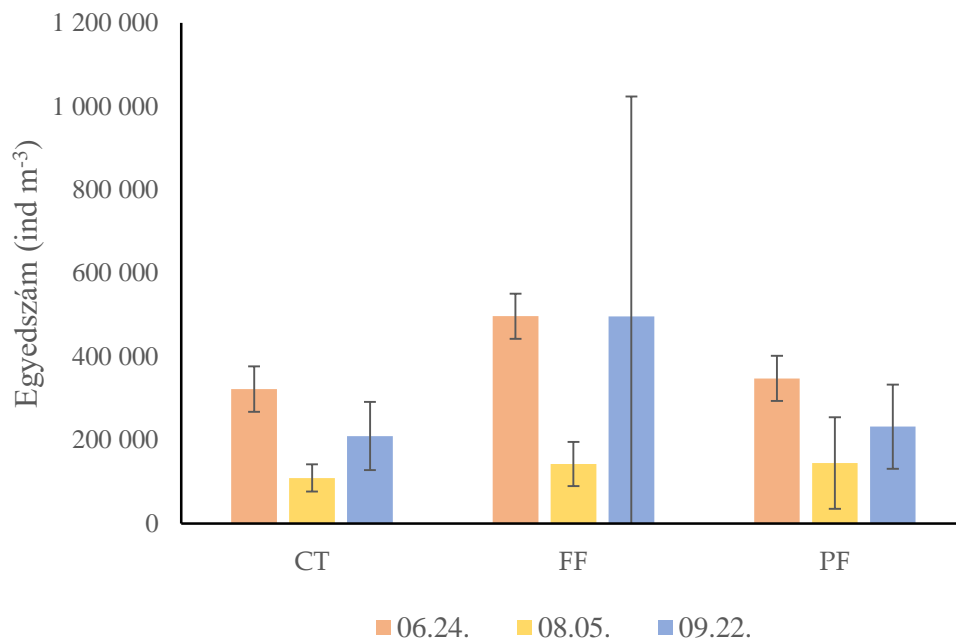
4. Eredmények

4.1 Halastavi kísérlet zooplankton közösségei

4.1.1 *Abundancia*

Összesen 23 kerekeshéreg, 14 ágascsapú rák és 2 evezőlábú rák fajt mutattam ki. A vizsgált időszak alatt a legnagyobb denzitás az FF1 (09.22.) tóban alakult ki. A zooplankton együttes legnagyobb részét a *Bosmina longirostris* ágascsapú rák nagy népessége alkotta, az összes egyedszám 31,7 %-át ez a faj tette ki. Ha a kezelésenkénti átlagokat nézzük, a legnagyobb denzitást a halolaj alapú takarmány esetében mértem júniusban. A legkisebb denzitás az FF1 tóban volt augusztusban, míg a kezelésközvetlen esetében a kontrollt jelentő búza takarmány mellett alakult ki a legkisebb átlagos denzitás ugyanekkor. A zooplankton csoportok denzitás aránya az év során eltérően alakult (7. ábra). A kerekeshéreg mennyisége az CT1 és PF3 jelű tavakban augusztusban mintegy 50 %-ot képviselt, az PF1, PF2, FF2 tavakban júniusban 30-40 %-ot tett ki. A zooplankton közösségben képviselt arányuk az FF1, CT2, CT3, FF3 jelű tavak esetében kevés, a vizsgált időszakban 20 % alatt maradt. A kezeléseket tekintve 10-30 % között alakult az arányuk augusztusi csúccsal, kivéve a halliszt alapú takarmány

esetében, ahol ez júniusban volt tapasztalható. A Cladocera állomány aránya nagy ingadozást mutatott, de szeptemberben valamennyi tóban a zooplankton közösség domináns csoportja volt. Minden kezelés esetében arányuk folyamatosan növekedett. A Copepoda szervezetek denzitás aránya tavanként és időszakonként is nagyon változó (20-90 %) volt, de általánosan elmondható minden kezelés esetében, hogy júniusi dominanciájuk szeptemberre visszaszorult.

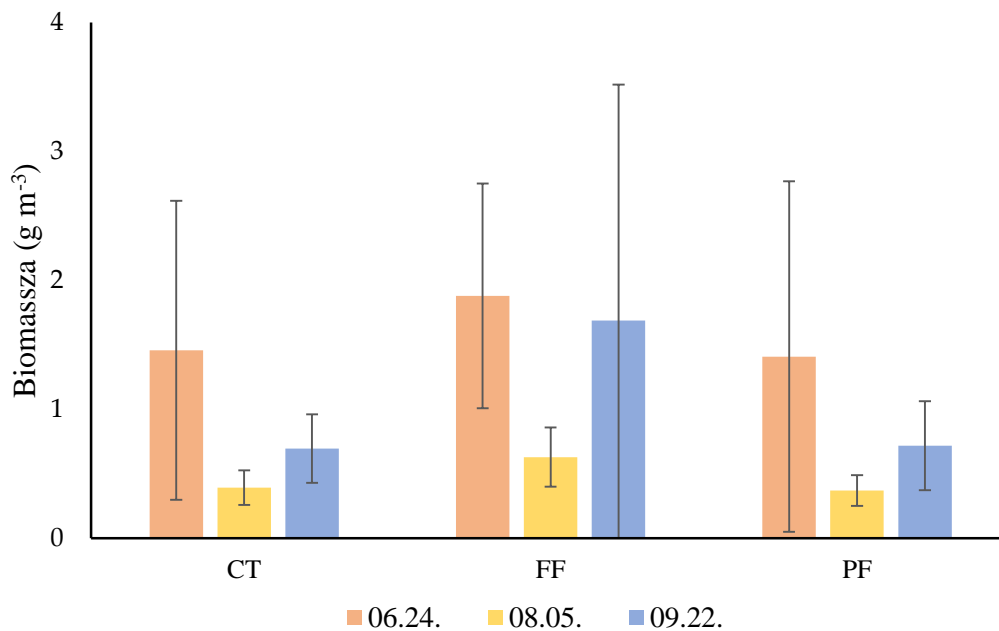


7. ábra A zooplankton fajok egyedeinek átlagos száma kezelésenként, minden mintavételi időpontban; CT-kontrol; FF- halliszt alapú takarmány; PF- növényi liszt alapú takarmány.

4.1.2 Biomassza

A vizsgált időszakban a legnagyobb tömegű biomasszát az FF1 tóban (09.22.) regisztráltam, amelynek nagy részét a *Bosmina longirostris* állománya adta. Ha kezelésenként vizsgáljuk, a halolaj tartalmú táppal etetett tavak átlaga volt a legnagyobb a júniusi mintavétel esetén (8. ábra). A teljes átlagot tekintve emellett a kezelés mellett a biomassza közel 1,7-szeres a másik két takarmánytípushoz képest. Az augusztus eleji mintavétel idején a tavakban alacsony volt a zooplankton tömeg, a legkisebb érték az PF1 tóban alakult ki. Szintén alacsony, egymáshoz közel hasonló érték volt az CT1 és CT2 tavakban. A legnagyobb és a legkisebb átlagos biomassza közötti különbség meghaladta a 2,9-szeres értéket. A legalacsonyabb

biomassza a növényi alapú takarmány mellett volt mérhető augusztusban. A vizsgált csoportok biomasszájában a kerekférgek aránya nem számottevő, a rákokhoz viszonyítva alig mérhető. A zooplankton közösségben az ágascsapú rákok és az evezőlábú rákok tömege a meghatározó, de arányuk az egyes tavakban időszakonként változó. Tendenciájukat tekintve a CT1 – FF1 illetve az PF1 – CT2 – FF2 valamint a CT3 – FF3 – PF3 jelű tavak hasonlítanak legjobban egymáshoz, míg a PF2 tóban az éves tömegarány változás az előbbiektől különböző.



8. ábra A zooplankton fajok átlagos biomasszája kezelésenként, minden mintavételi időpontban; CT- kontroll; FF- halliszt alapú takarmány; PF- növényi liszt alapú takarmány.

4.1.3 Közösségi összetétel

Rotifera együttes

A vizsgált tavakban 23 Rotifera taxon fordult elő, a legkevesebb faj az FF1 tóban volt. A többi tó fajkészlete egymáshoz hasonló volt. A domináns elemek a fenológiai ritmusnak megfelelően változtak. Az *Asplanchna intermedia* és *A. pridonta* júniusban érte el maximumát, később már csak szórányosan jelentek meg. Előbbi augusztustól nem fordult elő a halliszt alapú takarmánnyal kezelt tavakban, utóbbi egyszer sem került elő a kontroll tavakból. Júniustól kezdődően az egész vizsgálati időszakban domináns elemek

voltak a *Brachionus angularis*, *Br. calyciflorus*, *Br. falcatus*. Ebből a genusból a *Br. diversicornis* augusztustól az FF tóból nem került elő, míg a *Br. urceolarisról* ennek pont ellentéte volt tapasztalható. Mellettük augusztus-szeptember hónapokban a meleg sztenotermikus *Filinia opoliensis* és a szintén nyári planktontagként ismert *Keratella tropica* és *Polyarthra euryptera* népsége volt számottevő. Szeptemberben a *Keratella cochlearis* mellett a kerekesféreg együttesben a fajhoz nagyon hasonló *Keratella irregularis* jelenléte emelhető ki, mely esetenként az előbbi egyedszámát is felülmúlta. A kerekesféreg közösségben kiemelendő a Magyarországról korábban nem regisztrált, kevésbé gyakori *Brachionus variabilis* Hempel 1896, amely 2015 júniusában a CT1, FF1 tavakban nagy egyedszámban, domináns elemként volt jelen, a CT2, CT3, FF3 tavakban csak kis abundanciával került elő. Halliszt alapú takarmánnyal kezelt tavakban nem találtuk, míg ezekben a tavakban háromból kettőnél a *Daphnia* fajok előfordultak. A határozókönyvek szerint (Bancsi, 1988; Voigt és Koste, 1978) a *Brachionus variabilis* epizoikus (*Daphnia*, *Ceriodaphnia* felületére tapadva), vagy szabadon élő életmódot folytat. Megjelenésekor a Cladocera állományban nagy arányban található a *Daphnia cucullata* és *Daphnia longispina*, de a fajt nem ezekre tapadva, hanem szabadon élőként találtam. A későbbi időszakban nem volt regisztrálható, s ekkor már a *Daphnia* fajok abundanciája sem számottevő. Ez alapján a kapcsolat nem zárható ki. A kerekesférgek közül több faj csak szórványosan jelent meg, mennyiségük nem számottevő, így pl. a *Lecane luna*, *Lepadella rhomboides*, *Testudinella patina*, *Pompholyx sulcata*, *Trichocerca pusilla* csak egy-két tóban voltak jelen, mennyiségi arányuk kicsi. Hasonló igaz a *Hexarthra mira* fajra, ami csak a kontroll tavakban fordult elő.

Cladocera együttes

A vizsgált tavakban összesen 14 Cladocera taxon fordult elő. Tavanként 3-9 taxon alkotta az ágascsápú rákok együttesét. A fajok közül a *Bosmina longirostris* egész évben

meghatározó eleme volt a Cladocera állománynak, mellette júniusban a *Daphnia cucullata* aránya volt jelentős, ami a későbbi időszakban csökkent. Augusztusban és szeptemberben a *Moina micrura* dominanciája volt jellemző. Egy előzetes vizsgálat során regisztráltuk a *Daphnia ambigua* jelenlétét az egyik tóban, amelynek hazai előfordulásáról korábbi publikációk nem voltak. Az amerikai kontinensen sokfelé elterjedt, közönséges fajnak számít, ugyanakkor európai megjelenése (Bliedzky és Rybak, 2016) csak az utóbbi időszakra tehető. A faj egy korábbi vizsgálati időszakban is megtalálható volt, a májusi és júniusi mintavétel során a FF2 tó kivételével stabil állományalkotóként volt jelen a zooplankton együttesben. A vizsgálati eredményekből arra lehet következtetni, hogy megtelepedése, fennmaradása, szaporodása sikeres volt a területen. Az előzetes gyűjtéseknél ugyancsak előkerült a *Daphnia parvula*, amely korábban szintén Amerikából volt ismert, az utóbbi évtizedekben Európában is több helyen megjelent. Újabb besorolás szerint mindkét szervezet invazív fajnak tekinthető. (Bliedzky és Rybak, 2016). Jelen vizsgálat alkalmával egy olyan Cladocera faj jelenlétét is regisztráltuk - *Ceriodaphnia rigaudi* Richard, 1894 (syn: *Ceriodaphnia cornuta* f. *rigaudi* (Sars, 1896) - melynek földrajzi elterjedése a Bliedzky és Rybak szerint (2016) az európai kontinensen csak Spanyolországra tehető. A vizsgálat alapján a nyári-őszi időszakban a fajnak jelentős egyedszámú, szaporodóképes, stabil populációja található meg a tavakban. A populációban nyáron a fiatal, valamint a szubitán petés alakok jellemzőek. Augusztus végétől a hímek is megjelennek, szeptemberben pedig a tartós petés egyedek aránya is jelentős az állományban. A *Ceriodaphnia rigaudi* az irodalmi adatok alapján a melegebb, trópusi, szubtrópusi övezetre jellemző (Crispim és Watanabe, 2001; Havens, 2002; Martinez-Jeronim és Ventura-Lopez, 2011; Riato és mtsai., 2014; Sendacz és mtsai., 2006). A faj kisméretű, a nőstények hossza átlagosan 0,4 mm, a fejen jellegzetes csőrszerű rostum

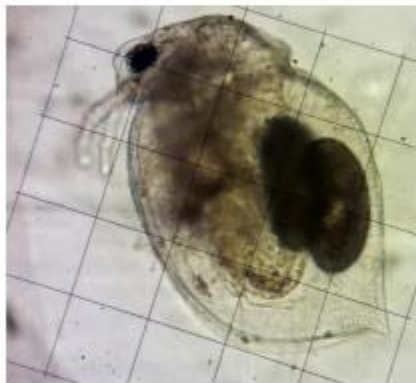
található (9. ábra) Az efiippiumban egy tartós pete van. Az utópotroh vége ferdén lemetszett, rajta 4-6, a test vége felé növekvő tüske található, a végkarom sima.



nőstény egyed



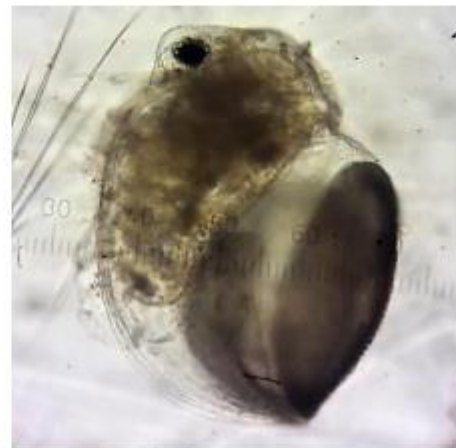
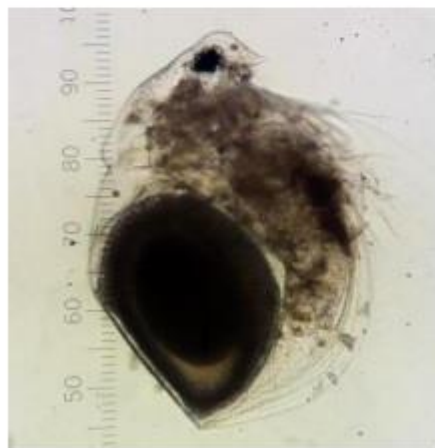
hím egyed



szubitán petés egyed



költőüregből kibúvó ivadék



tartós petés egyedek

9. ábra A *Ceriodaphnia rigaudi* faj azonosítására használt egyedei (Fotó: Zsuga Katalin)

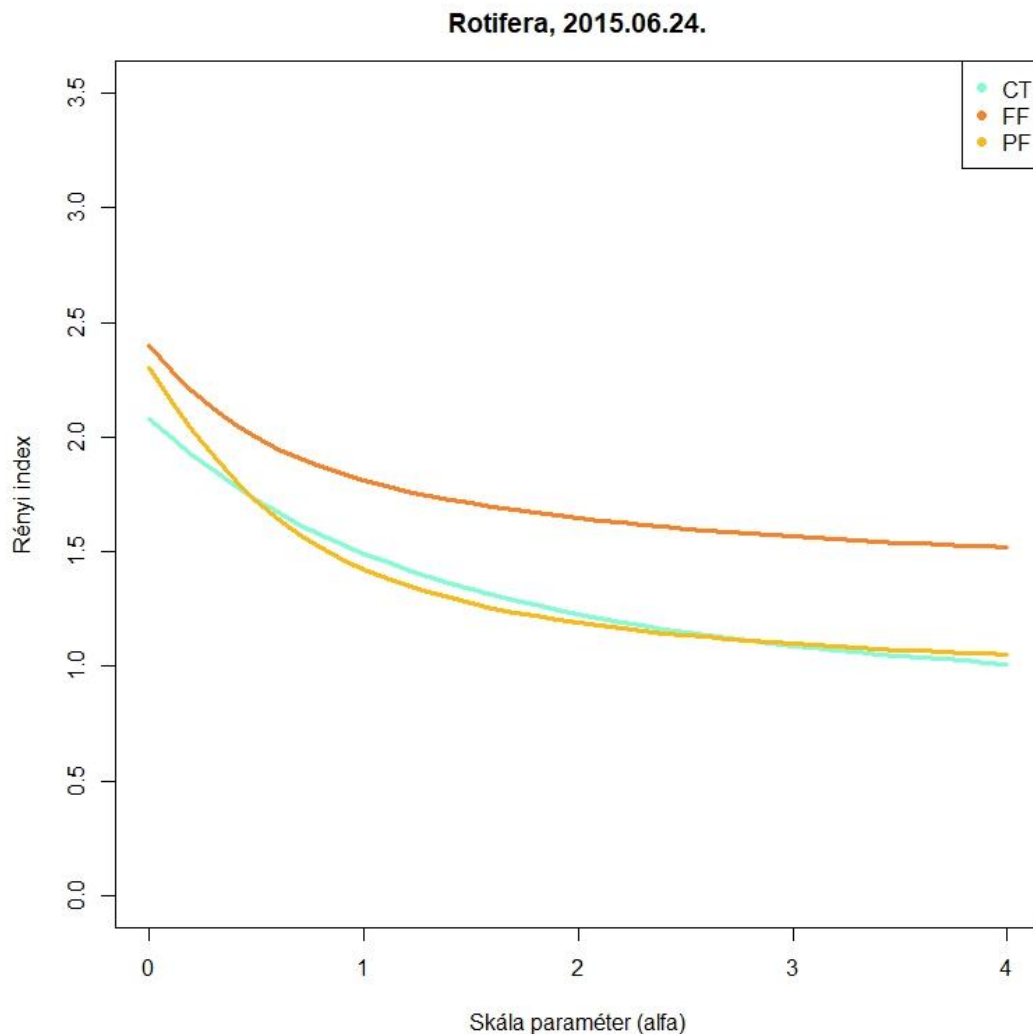
Copepoda együttes

Júniustól kezdve az összes tóban az *Acanthocyclops robustus* volt a tipikus, domináns szervezet, a teljes zooplankton biomassza nagy részét e faj különböző

életszakaszú egyedei adták. Mellette szeptemberben a *Cyclops vicinus* jelenlétét detektáltam két FF-tóban annyira alacsony egyedszámban, hogy nagy mérete ellenére sem rendelkezett jelentős biomasszával. Ez a faj különösen a téli plankton közösségekben jellemző.

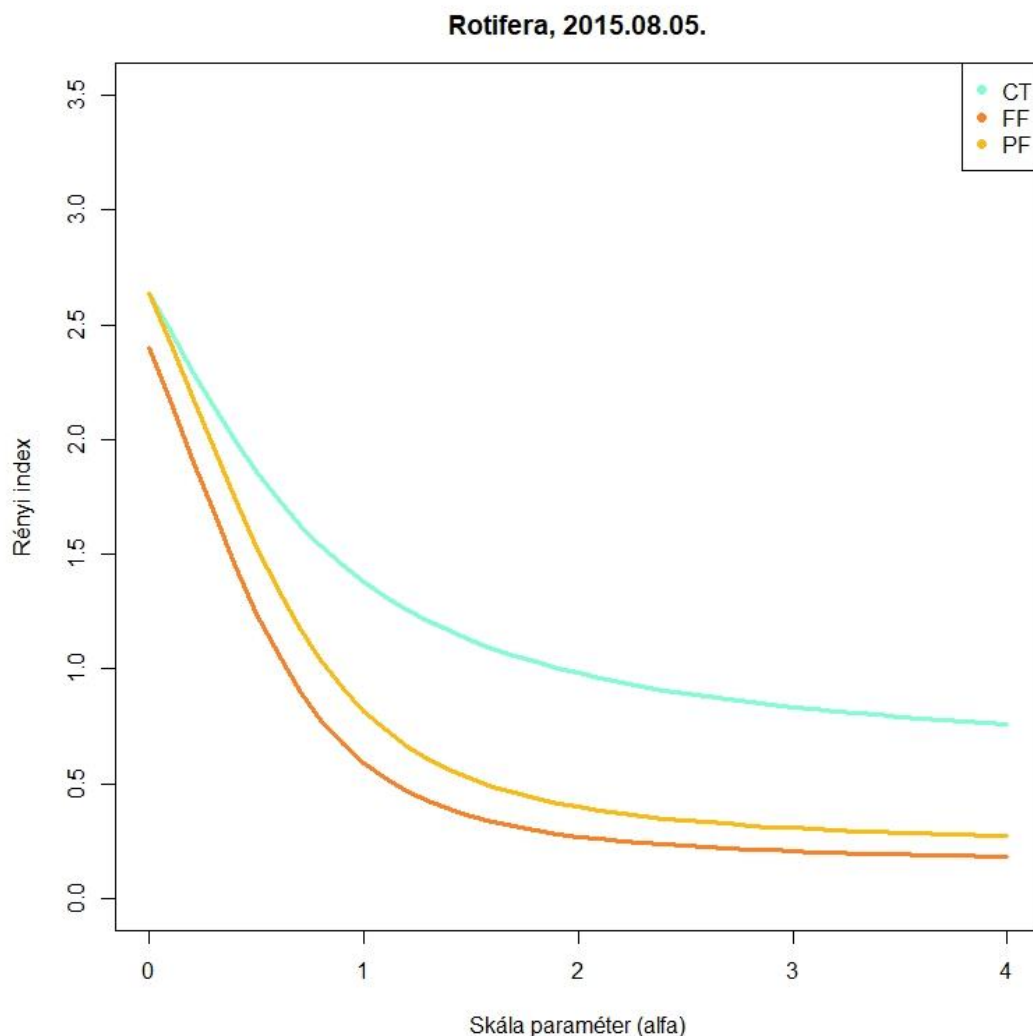
4.1.4 Diverzitás értékelés

Az együttesek Rényi-diverzitási profiljait tekintve a rotifera és a kistrákok (Cladocera és Copepoda) biodiverzitása különbözik egymástól az egyes mintavételi időpontokban. A halliszt alapú kezelésnél a rotifera közösség egyértelműen nagyobb változatosságot mutatott júniusban, mint a másik két kezelés (10. ábra).



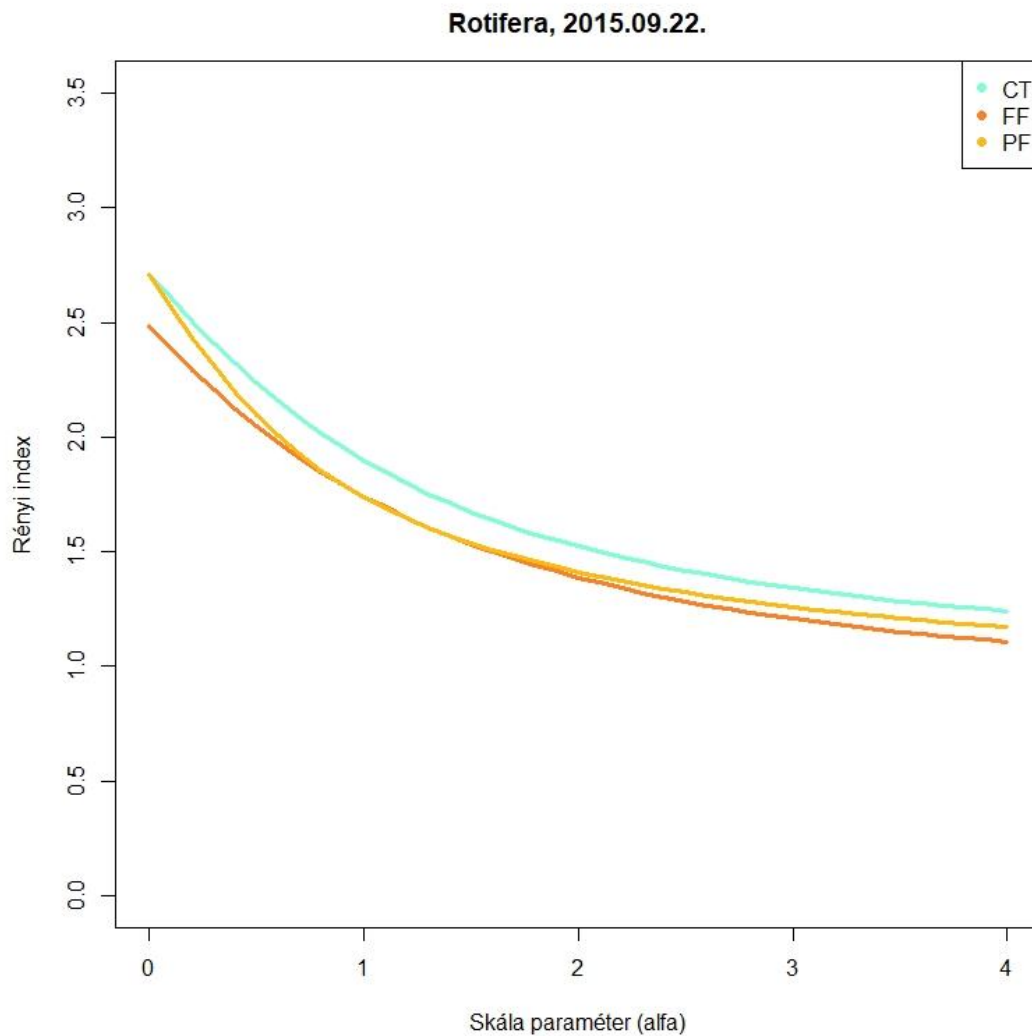
10. ábra A különböző kezelések mellett kialakult kerekeshéreg közösségek biodiverzitásának Rényi féle profiljai júniusban a halastavi kísérlet során. CT - Kontrol; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány

E két utóbbi közösség biodiverzitása egyértelműen nem sorba rendezhető, tekintve, hogy a profilok kétszer is metszik egymást. Kétszeri metszés esetén, a két végén magasabban futó görbe, jelen esetben a halliszt alapú takarmány a ritka és a gyakori fajokra nézve is nagyobb diverzitású, a közepes tömegességűekre nézve nem. Augusztusban egyértelműen a kontroll > növényi takarmány > halliszt alapú takarmány mellett kialakuló biodiverzitási sorrend alakul ki (11. ábra).



11. ábra A különböző kezelések mellett kialakult kerekeshéreg közösségek biodiverzitásának Rényi féle profiljai augusztusban a halastavi kísérlet során. CT - Kontrol; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány

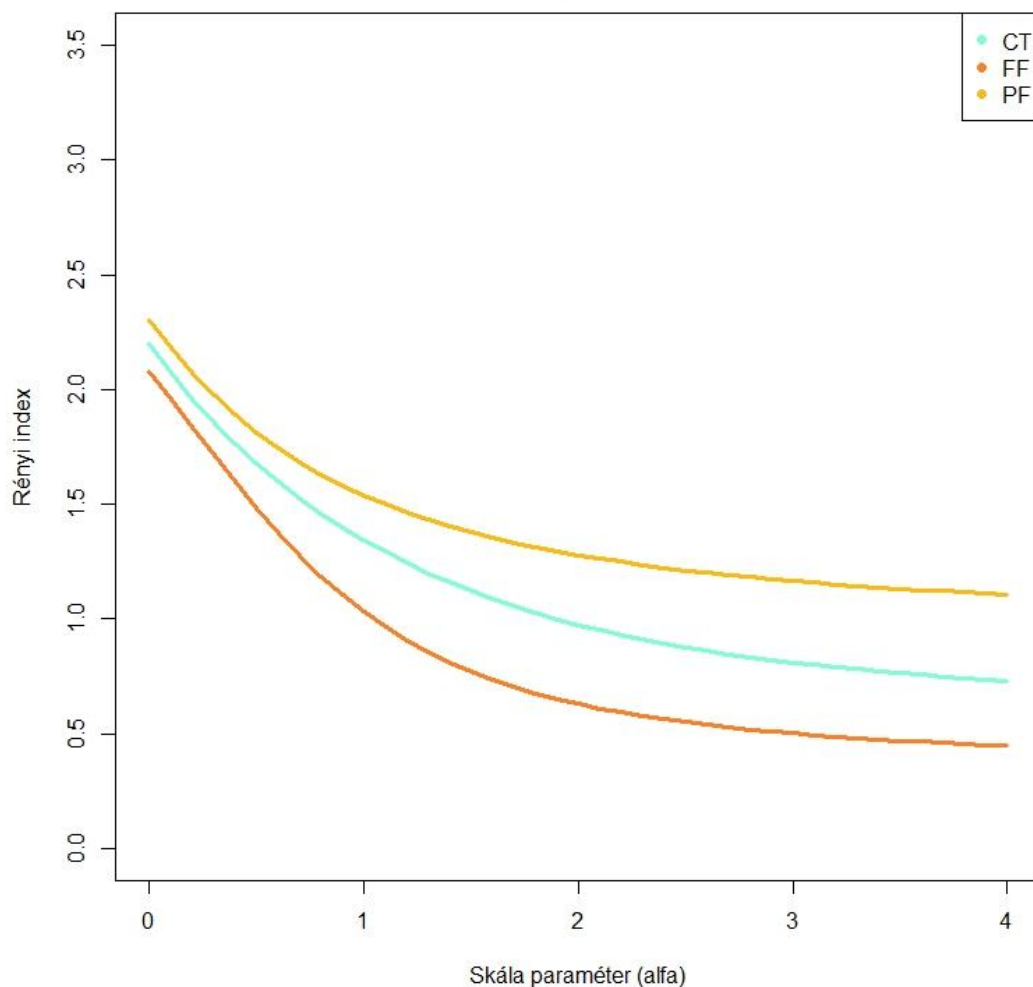
Ugyancsak a kontroll kezelés mellett kialakult kerekeshéreg közösség a legváltozatosabb szeptemberben, azonban az ez után következő, táp takarmány mellett kialakult közösségek biodiverzitása már egyértelműen nem sorba rendezhető (12. ábra). A teljes vizsgálat alatt általános trend nem látszik a különböző kezelések mellett kialakult kerekeshéreg közösségek biodiverzitásában.



12. ábra A különböző kezelések mellett kialakult kerekeshéreg közösségek biodiverzitásának Rényi féle profiljai szeptemberben a halastavi kísérlet során. CT - Kontroll; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány

A rákfélék közösségeinek sokfélesége esetén júniusban egyértelműen meghatározható volt a növényi takarmány > kontroll > halliszt alapú takarmány sorrendje (13. ábra).

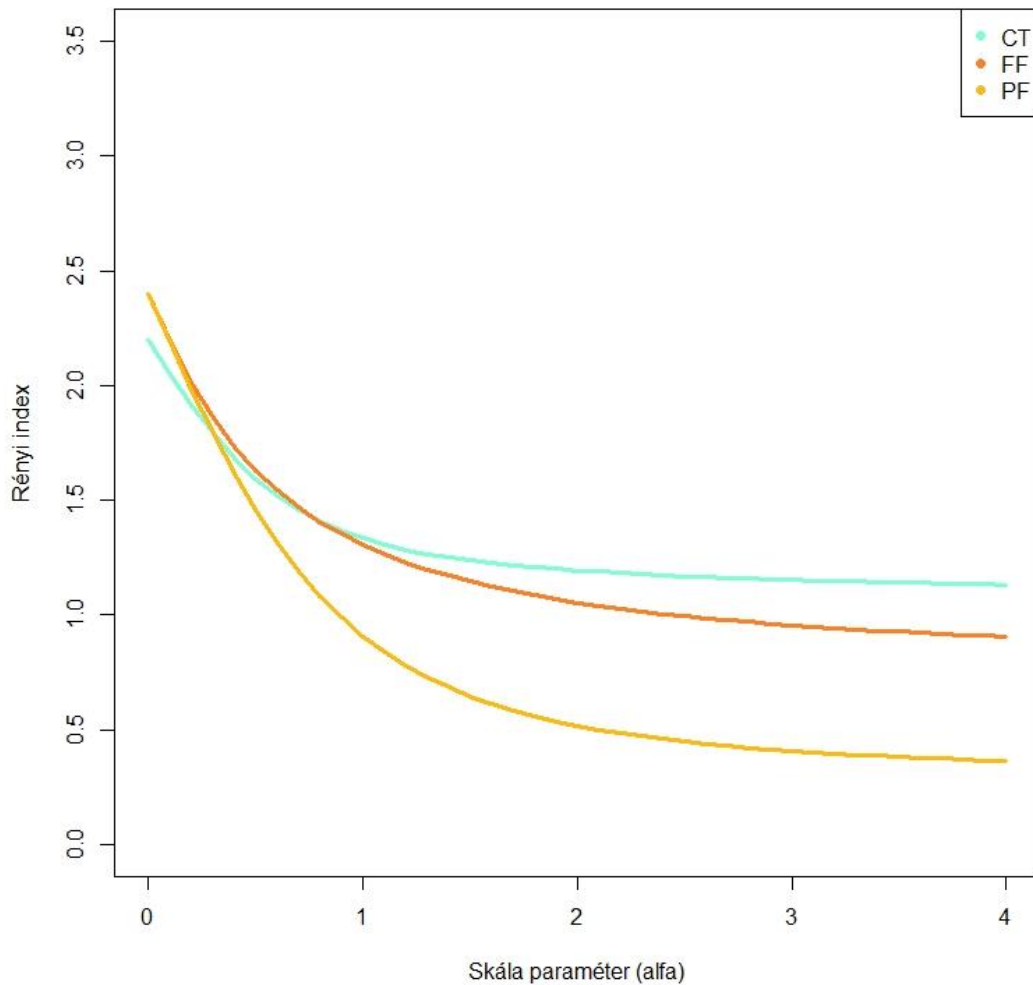
Crustacea, 2015.06.24.



13. ábra A különböző kezelések mellett kialakult kistrák közösségek biodiverzitásának Rényi féle profiljai júniusban a halastavi kísérlet során. CT - Kontrol; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány

A Cladocera és a Copepoda közösségek esetében egyértelmű biodiverzitási sorrend nem állapítható meg augusztusban (14. ábra), de a halliszt alapú takarmány használata mellett egyértelműen nagyobb biodiverzitású közösség alakult ki, mint a növényi alapú takarmány mellett. Ez különösen a gyakori fajok súlyának növelése mellett észrevehető.

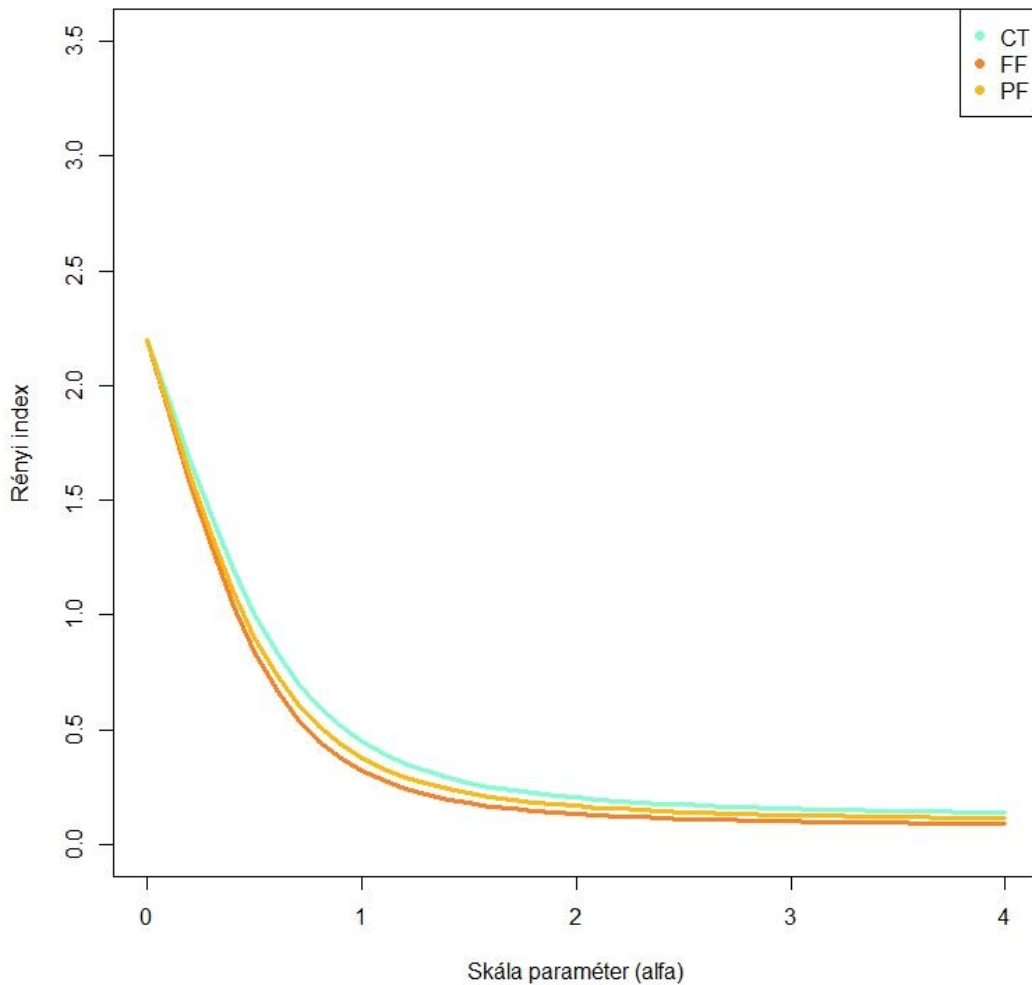
Crustacea, 2015.08.05.



14. ábra A különböző kezelések mellett kialakult kiskrák közösségek biodiverzitásának Rényi féle profiljai augusztusban a halastavi kísérlet során. CT - Kontroll; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány

Szeptemberre a korábbiaknál alacsonyabban futó profilú biodiverzitás figyelhető meg mind a három kezelés mellett, ahol azonos fajszám mellett a sorrend megállapítható a kontroll > növényi takarmány > halliszt tartalmú takarmány formájában de lényegében nincs számottevő különbség (15. ábra). A kerekeshéreg közösségek biodiverzitásához hasonlóan az egész szezonnra érvényes trend nem állapítható meg.

Crustacea, 2015.09.22.

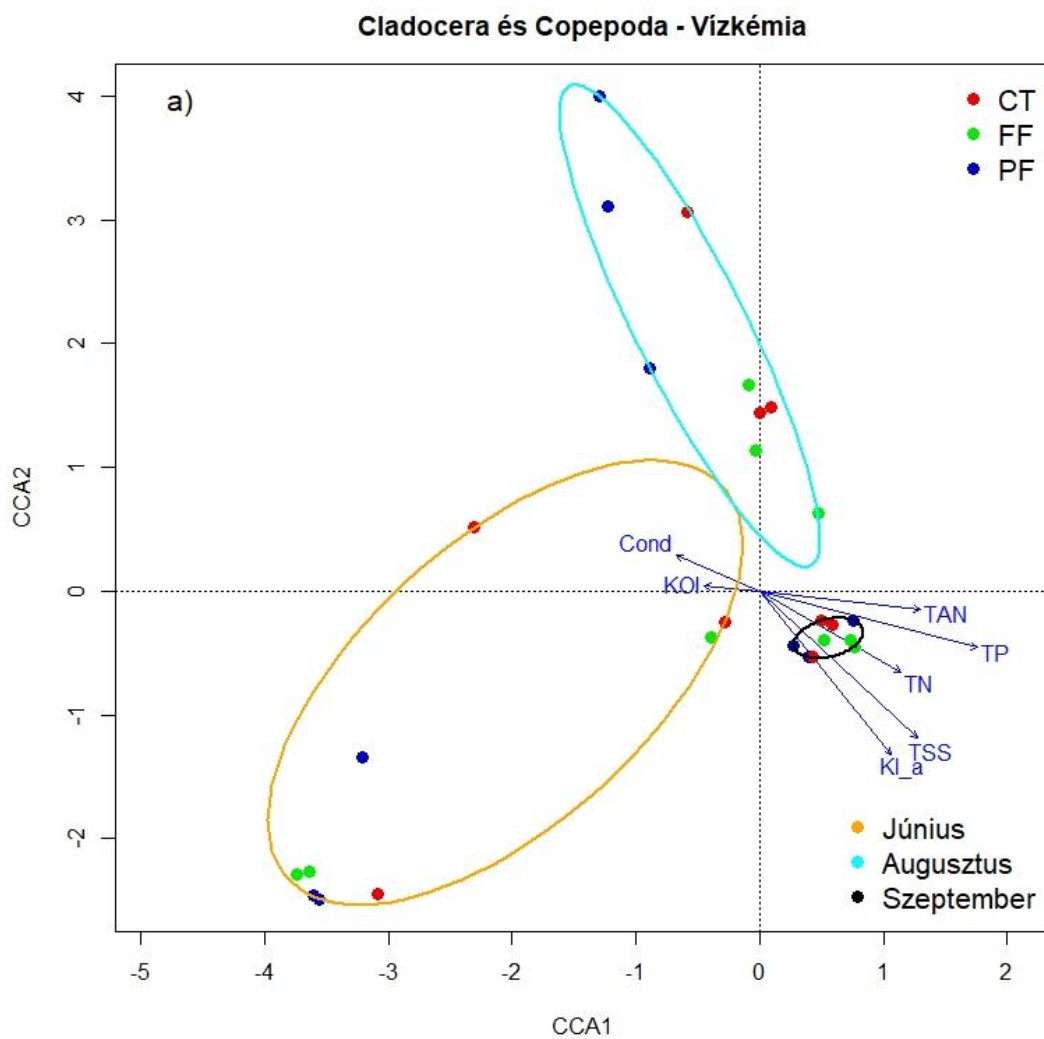


15. ábra A különböző kezelések mellett kialakult kistrák közösségek biodiverzitásának Rényi féle profiljai szeptemberben a halastavi kísérlet során. CT - Kontrol; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány

4.1.5 Zooplankton közösségek és környezeti paraméterek kapcsolata

Hét vízkémiai paraméter (összes nitrogén, ammónium-nitrogén, összes foszfor, összes lebegőanyag, klorofill-a, vezetőképesség, kémiai oxigénigény) és három takarmány-összetevő (gabonafélék, halliszt, szójatartalom) hatását értékeltem a Rotifera és a kistrák (Cladocera és Copepoda) közösségekre CCA alkalmazásával. Az eredményeket az első és a második tengely mentén mutatom be, ahol a közösségeket pontok, a környezeti változókat pedig nyilak jelölik. Az egyes tavak kistrák (Cladocera és Copepoda) közösségeit vízkémiai paramétereik szerint ordinációs térbe helyezve az egyes pontokat a mintavételi idők szerint csoportosítottam. A

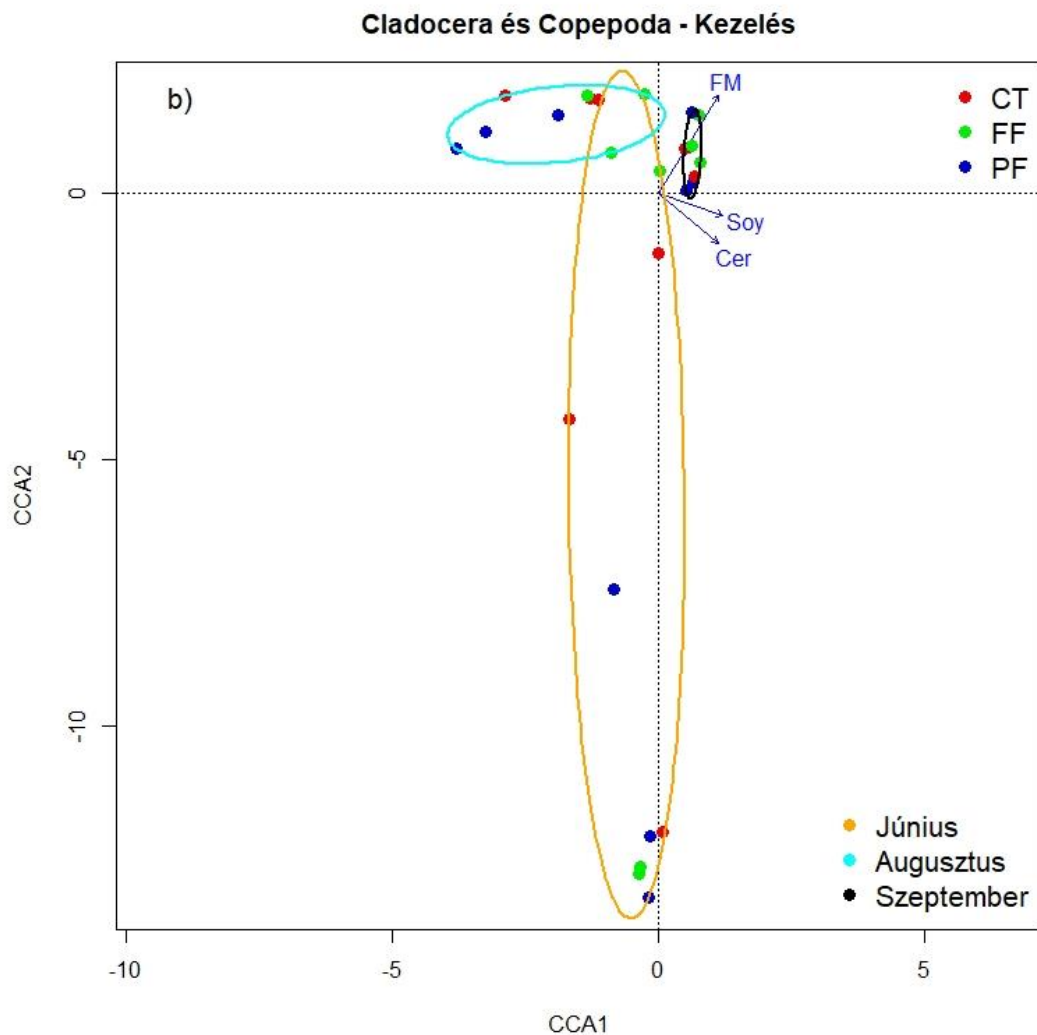
takarmány-összetevők összetétele nem volt hatással a csoportok kialakulására (16. ábra). A teljes ammónium-nitrogén, az összes nitrogén, az összes foszfor, az összes lebegőanyag és a klorofill-a ellentétes hatást mutatott az elektromos vezetőképességhez és a kémiai oxigénigényhez képest. Az előbbi csoport pozitívan befolyásolta a közösségi összetételt szeptemberben, míg az utóbbi két paraméter negatívan. Ezek alapján a vízkémia alig befolyásolja a közösség kialakulását vagy szétválását a másik két hónapban.



16. ábra Kanonikus korrespondencia analízis (CCA) eredményei a vízkémia paraméterek a kistrák (cladocera és copepoda) közösségek eloszlására gyakorolt hatásáról a halastavi kísérlet során; A vízkémiai paraméterek rövidítései: TN - Összes nitrogén; TAN - ammónium-nitrogén; TP - összes foszfor; TSS - összes lebegőanyag; Cl_a - klorofill-a; CON - vezetőképesség. A konfidencia ellipszisek hónapok szerint jelölve. Kezelések rövidítései: CT - Kontrol; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány

A kezelések hatásainak vizsgálatokor részleges időbeli csoportosulás figyelhető meg (17. ábra). A júniusi és augusztusi értékek enyhe átfedést mutatnak. Ebben az esetben a kísérleti

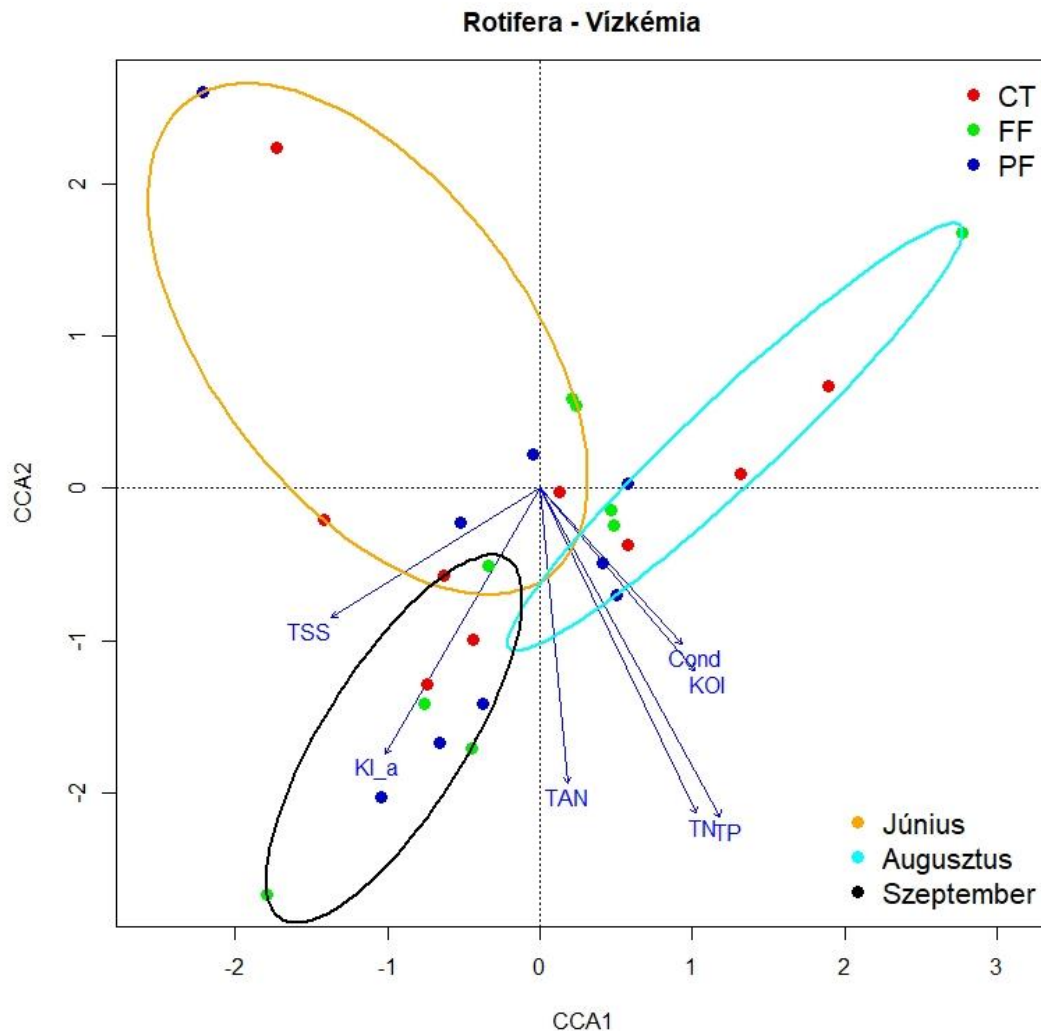
takarmányra és a kontroll búza etetésére jellemző növénytartalom negatívan korrelált az augusztusban kialakult közösségi összetétellel, míg a hagyományos halliszt-takarmány az ellenkezőjét tette a szeptemberi minták esetében. Így a növényi takarmány felelős lehet a júniusi és augusztusi csoportok elkülönüléséért.



17. ábra Kanonikus korrespondencia analízis (CCA) eredményei a takarmány-összetevőknek a kistrák (cladocera és copepoda) közösségek eloszlására gyakorolt hatásáról a halastavi kísérlet során I; A takarmány-összetevők rövidítései: Cer - Gabonafélék; FM – halliszt, Soy - szójatartalom. A konfidencia ellipszisek hónapok szerint jelölve, Kezelések rövidítései: CT - Kontroll; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány

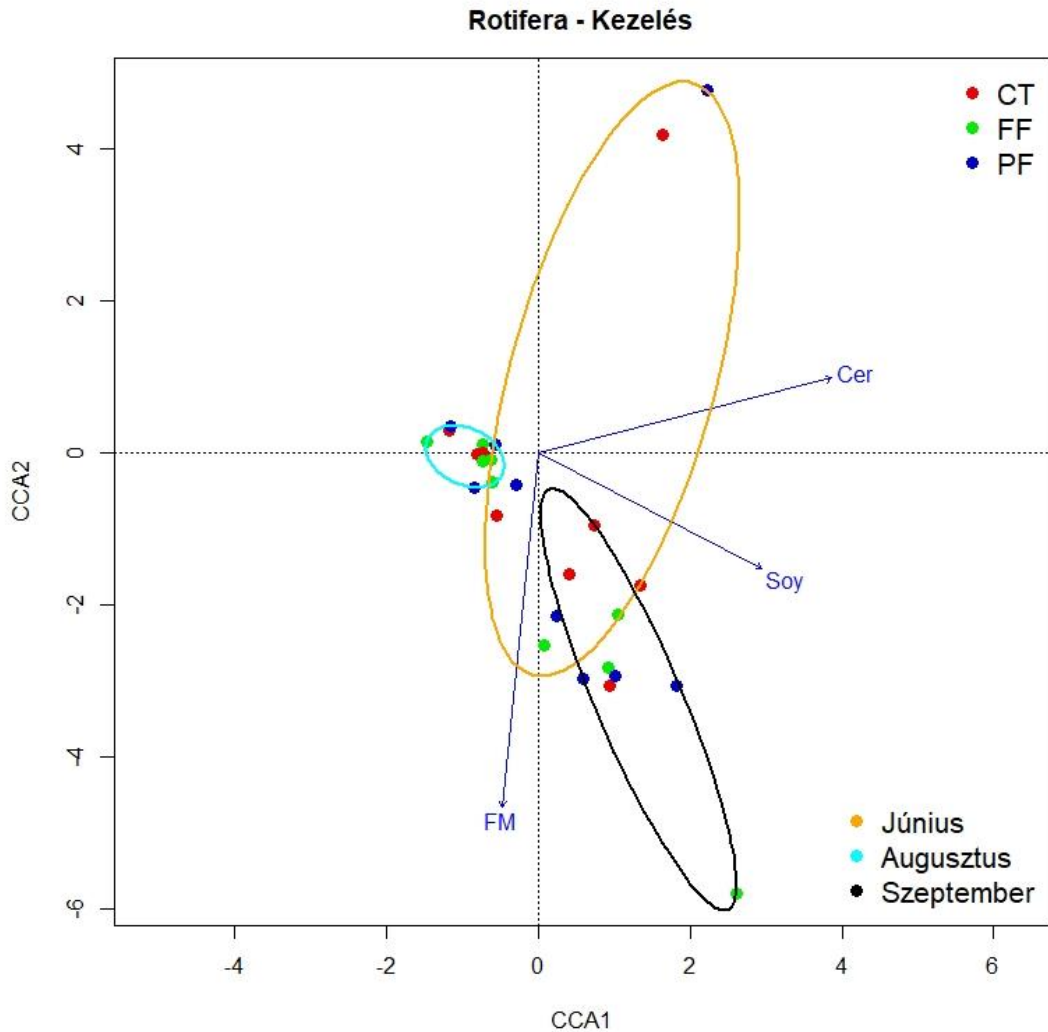
Szintén idő szerinti csoportosulás figyelhető meg az ordinációs térben a vízkémiai paraméterek hatásának vizsgálatával a Rotifera közösségeket ábrázoló ponthalmazában (18. ábra). Az egyes hónapok értékei az ordinációs tér különböző negyedei felé csoportosulnak, de a szeptemberi és júniusi értékekhez illesztett konfidencia ellipszisek minimálisan átfedik

egymást. A szeptemberi közösségek pozitív, az augusztusi közösségek negatív korrelációt mutattak a klorofill koncentrációval és az összes lebegőanyaggal, míg a többi paraméter negatív korrelációt mutatott a júniusi közösségekkel.



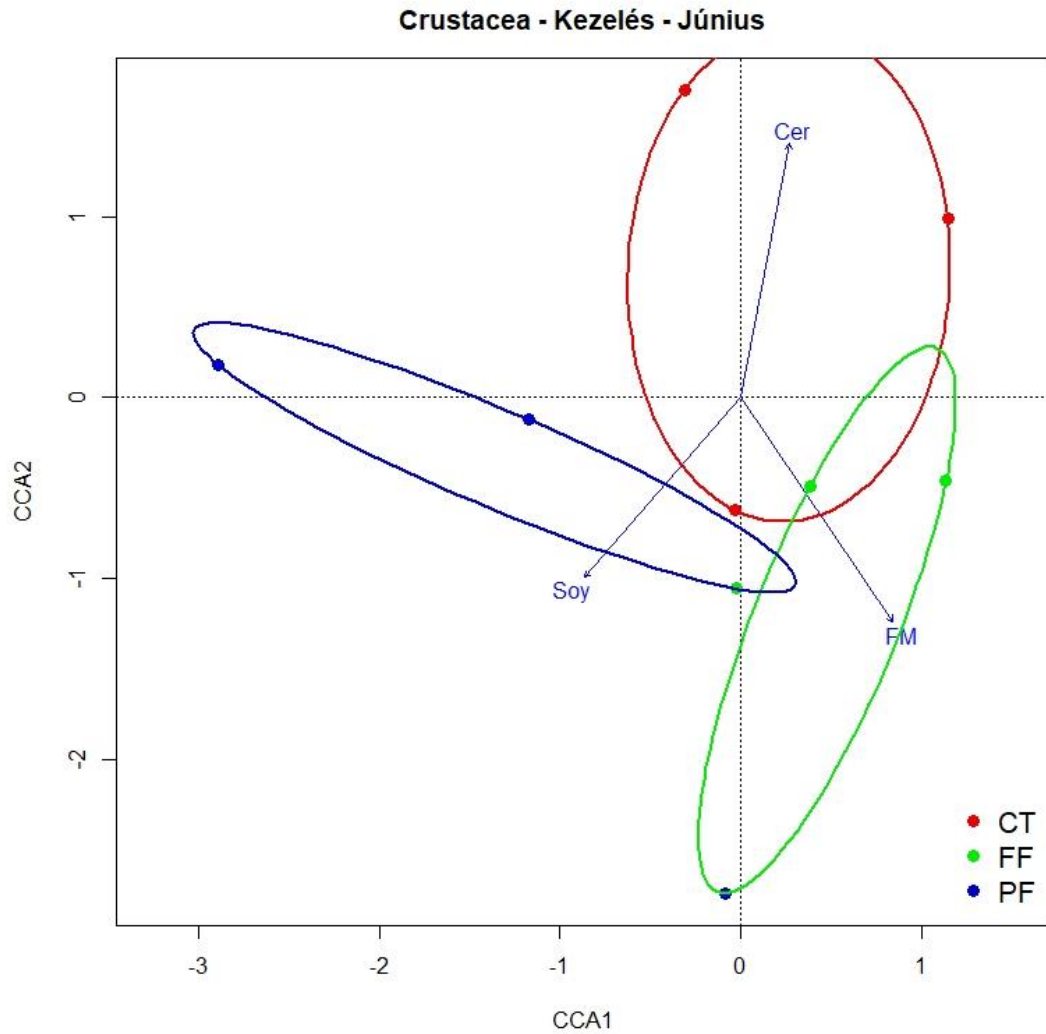
18. ábra Kanonikus korrespondencia analízis (CCA) eredményei a vízkémia paraméterek a kerekeshéreg közösségek eloszlására gyakorolt hatásáról a halastavi kísérlet során; A vízkémiai paraméterek rövidítései: TN - Összes nitrogén; TAN - ammónium-nitrogén; TP - összes foszfor; TSS - összes lebegőanyag; Cl_a - klorofill-a; CON - vezetőképesség. A konfidencia ellipszisek hónapok szerint jelölve, Kezelések rövidítései: CT - Kontrol; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány.

A takarmánykomponenseket vizsgálva a rotifera közösségek időbeli csoportosulást mutatnak, némi átfedéssel (19. ábra). Az augusztusi minták diszkrét halmazt alkotnak, a szója hatása különbözteti meg a szeptemberi mintáktól, a búza pedig a júniusi mintáktól. Ennél a plankton csoportnál a takarmánynak kisebb hatása volt, de a szójabab volt a legnagyobb hatással az összetevők között.

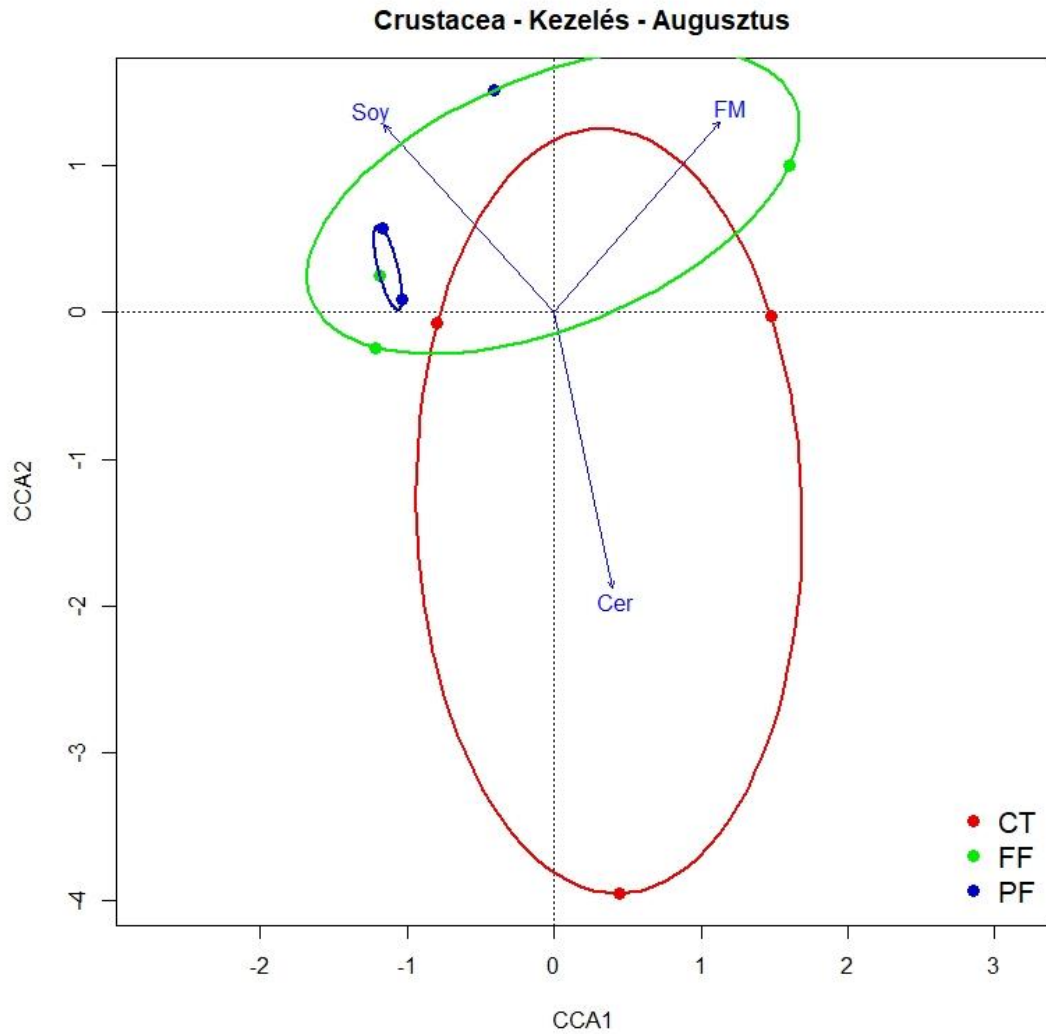


19. ábra Kanonikus korrespondencia analízis (CCA) eredményei a takarmány-összetevőknek a kerekeshéreg közösségek eloszlására gyakorolt hatásáról a halastavi kísérlet során; A takarmány-összetevők rövidítései: Cer - Gabonafélék; FM – halliszt, Soy - szójatartalom. A konfidencia ellipszisek hónapok szerint jelölve, Kezelések rövidítései: CT - Kontrol; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány

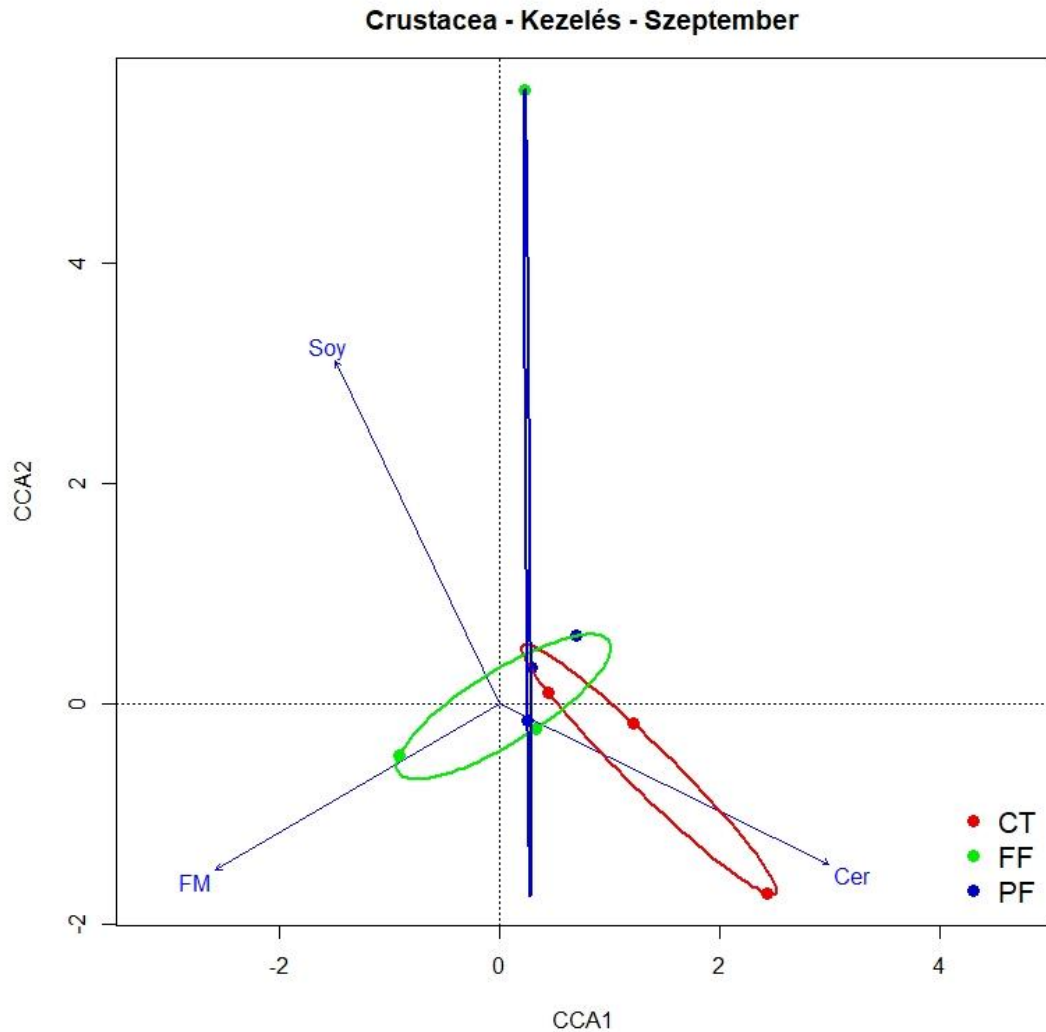
A takarmány-összetevők közösségi szintű hatását havi szinten vizsgálva, a kistrák és a rotifera közösségek eltérően reagálnak. Az előbbi esetében az ordinációs térbe illesztett ellipszisek egyetlen hónapban sem válnak el egymástól átfedés nélkül (20-22. ábra). A takarmány-összetevőknek nincs egyértelmű hatása a közösségi összetételre.



20. ábra A takarmány-összetevők közösségi léptékű hatásának kanonikus korrespondencia analízis (CCA) eredményei a kistrák (cladocera és copepoda) közösségek júniusi kialakulására a halastavi kísérlet során; A takarmány-összetevők rövidítései: Cer - gabonafélék; FM - halliszt Soy – szójatartalom, Kezelések rövidítései: CT - Kontrol; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány.

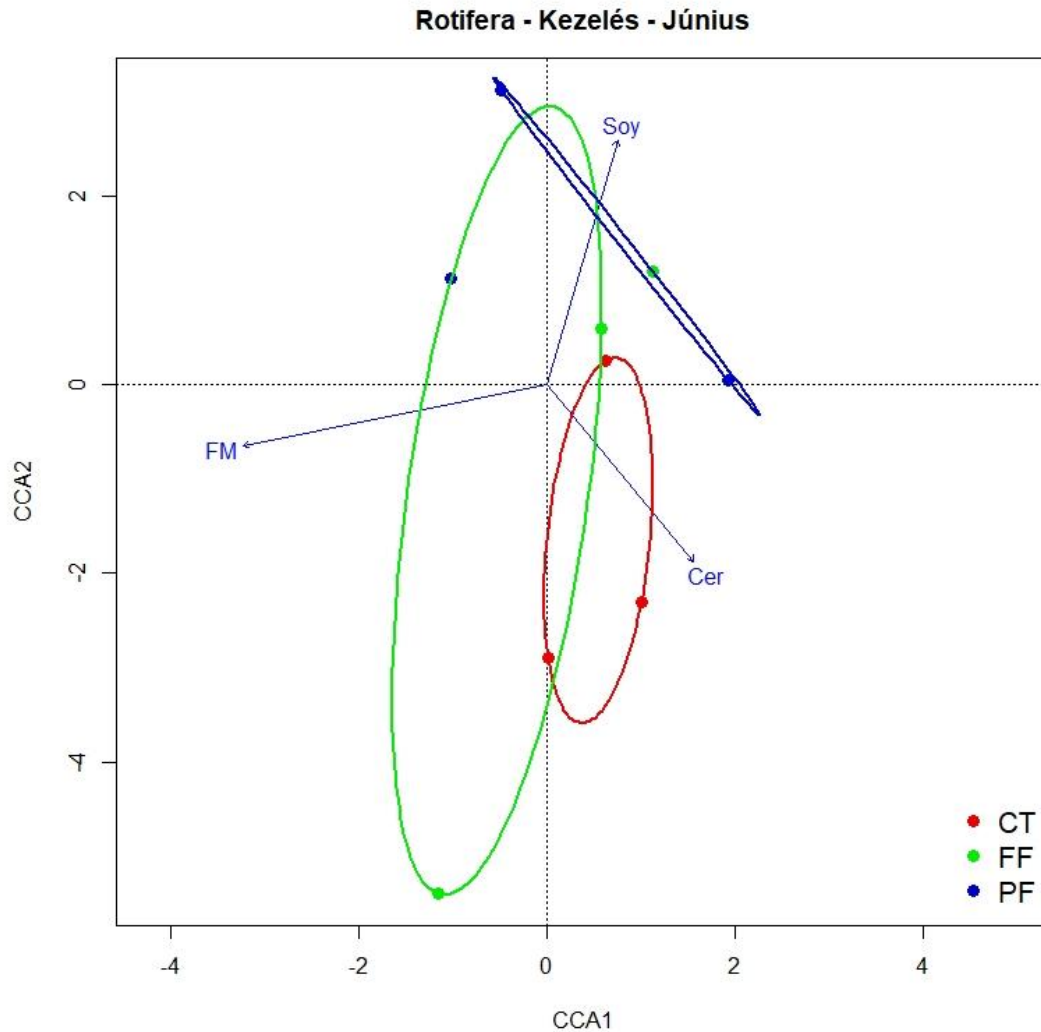


21. ábra A takarmány-összetevők közösségi léptékű hatásának kanonikus korrespondencia analízis (CCA) eredményei a kistrák (cladocera és copepoda) közösségek augusztusi kialakulására a halastavi kísérlet során; A takarmány-összetevők rövidítései: Cer - gabonafélék; FM - hulliszt Soy – szójatartalom, Kezelések rövidítései: CT - Kontrol; FF - hulliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány



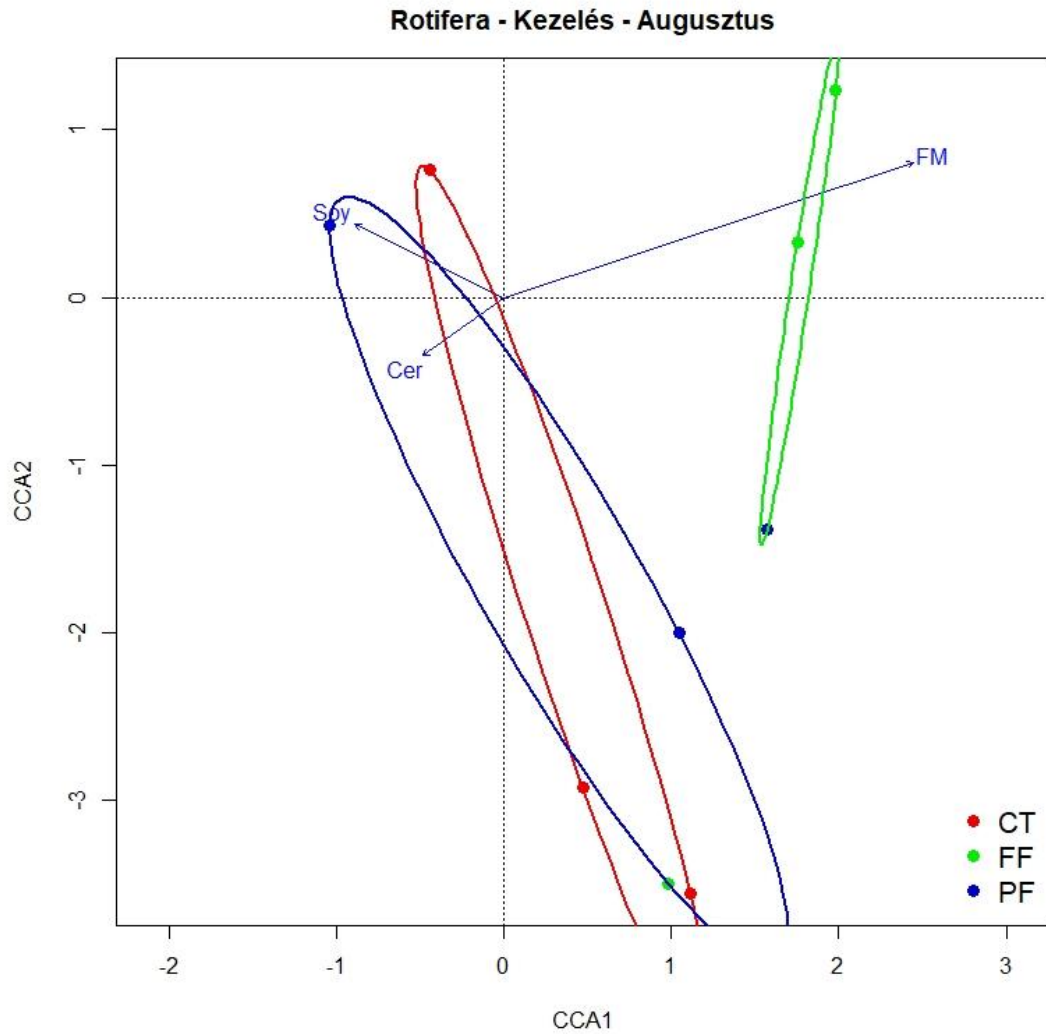
22. ábra A takarmány-összetevők közösségi léptékű hatásának kanonikus korrespondencia analízis (CCA) eredményei a kiskák (cladocera és copepoda) közösségek szeptemberi kialakulására a halastavi kísérlet során; A takarmány-összetevők rövidítései: Cer - gabonafélék; FM - halliszt Soy – szójatartalom, Kezelések rövidítései: CT - Kontrol; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány

Takarmány-összetevők hatására a rotifera közösség esetében nem mondható el teljes csoportosulás (23-25. ábra), de két hónap alatt kialakultak bizonyos takarmány-összetevők jellegzetes közösségei.

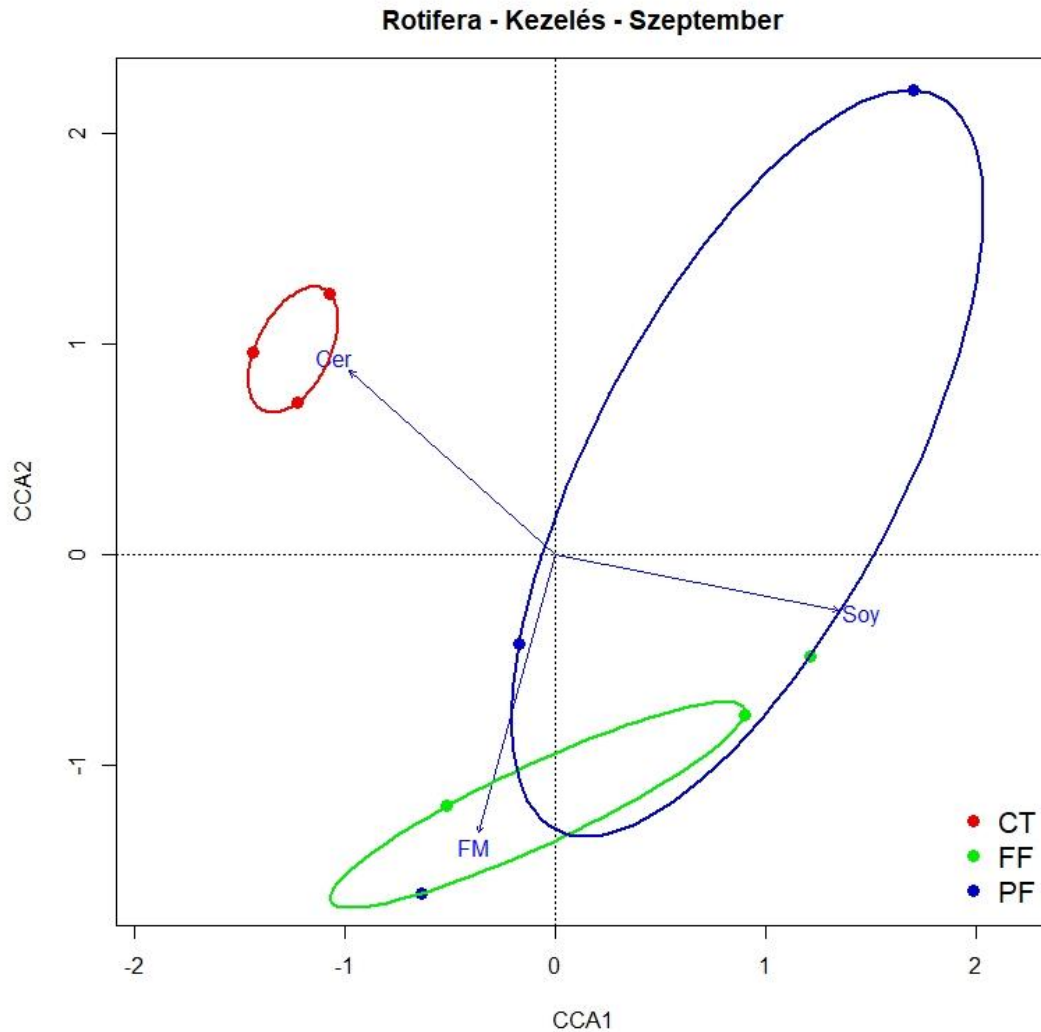


23. ábra A takarmány-összetevők közösségi léptékű hatásának kanonikus korrespondencia analízis (CCA) eredményei a kerekeshéreg közösségek júniusi kialakulására a halastavi kísérlet során; A takarmány-összetevők rövidítései: Cer - gabonafélék; FM - halliszt Soy – szójatartalom, Kezelések rövidítései: CT - Kontrol; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány

Augusztusban a halliszt alapú takarmányok hatása elválik a másik két kezeléstől (24. ábra), míg szeptemberben a gabonával táplált tavakban alakult ki jellemző rotifera közösség, amely élesen elkülönült a másik két kezeléstől (25. ábra). Mindezek fényében azonban a vegetációs időszak alatt nem lehet általános állításokat felhozni a takarmány zooplankton-közösségekre gyakorolt hatásának különbségéről.



24. ábra A takarmány-összetevők közösségi léptékű hatásának kanonikus korrespondencia analízis (CCA) eredményei a kerekeshéreg közösségek júniusi kialakulására a halastavi kísérlet során; A takarmány-összetevők rövidítései: Cer - gabonafélék; FM - halliszt Soy – szójatartalom, Kezelések rövidítései: CT - Kontrol; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány.

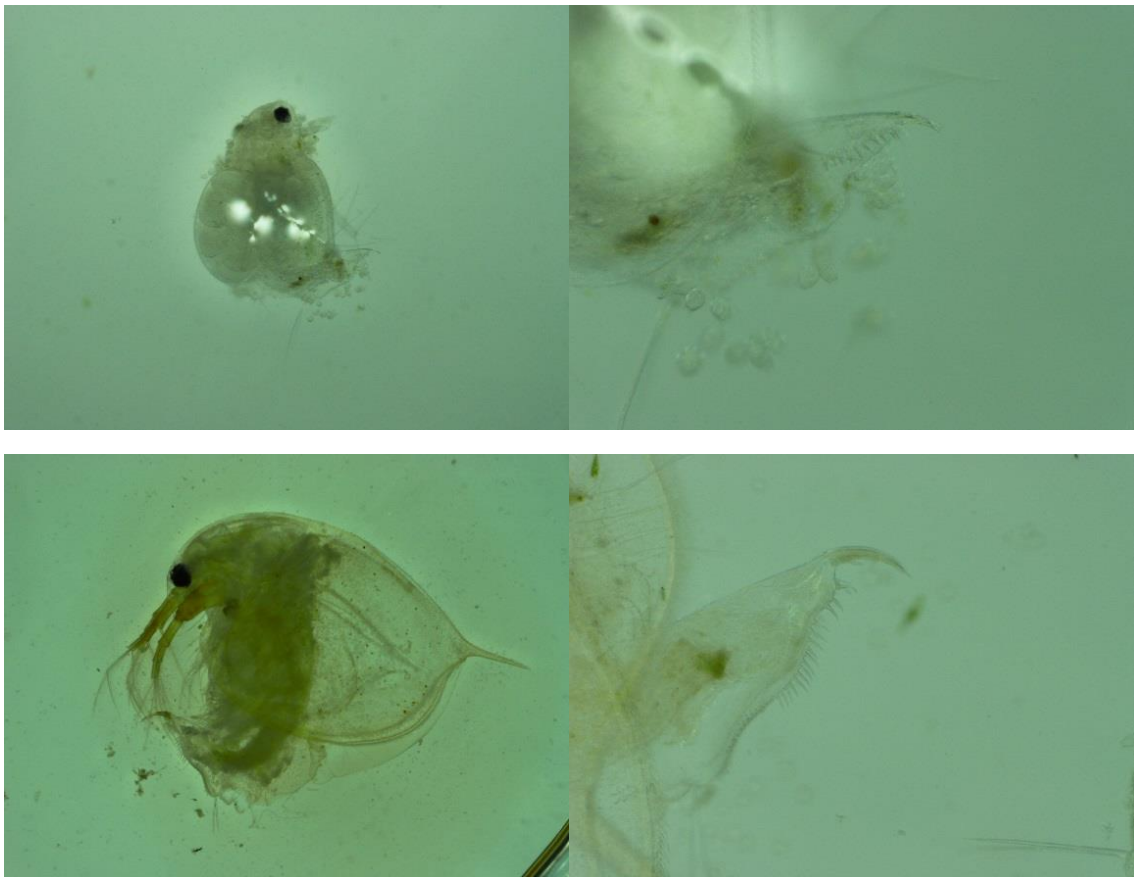


25. ábra A takarmány-összetevők közösségi léptékű hatásának kanonikus korrespondencia analízis (CCA) eredményei a kerekeshéreg közösségek szeptemberi kialakulására a halastavi kísérlet során; A takarmány-összetevők rövidítései: Cer - gabonafélék; FM - halliszt Soy – szójatartalom, Kezelések rövidítései: CT - Kontrol; FF - halliszt alapú takarmány; PF - Növényi liszt alapú takarmány

4.2 A „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”-ben természetesen felövő zooplankton állomány

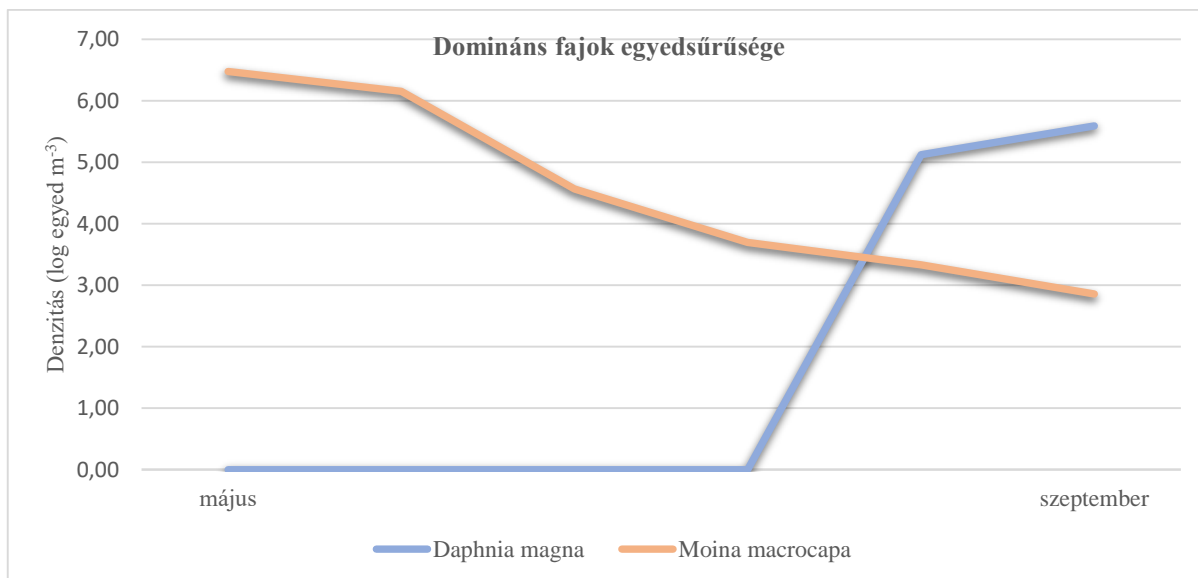
A zooplankton összetételt tekintve az év során összesen tizenkét fajt sikerült kimutatni. Ebből három tartozik az ágascsapú rákok (Cladocera) és kilenc a kerekeshéreg (Rotatoria) csoportjába. Az evezőlábú rákok (Copepoda) közül csak juvenilis példányokat sikerült találni, melyek faji meghatározása nem lehetséges, így a különböző stádiumú lárvák egyedszámát jelöltem meg. A hat mintavételi alkalom alapján augusztusban volt a tó faunája a legdiverzebb tizenegy fajjal és kétféle Copepoda lárvával. A teljes vizsgálat

során, minden alkalommal jelentős mennyiségben tudtam kimutatni nagyobb méretű ágascsapú rákfajt, ami fontos alapját képezi a békés édesvízi halak természetes táplálékának. A vizsgálat elején ez a faj a *Moina macrocopa* volt, majd ennek fokozatos visszaszorulásával a *Daphnia magna* (26. ábra) faj denzitása növekedett meg. Előbbi inkább az alfa-mezoszaprobikus vizekre, utóbbi szintén erre és a poliszaprobikus vizekre jellemző.



26. ábra A *Moina macrocopa* és a *Daphnia magna* Cladocera fajok azonosítására használt egyedek a „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer” vizsgált tavának mintából az utópotroh kinagyításával (Fotó: Tóth Flórián).

A két faj kicserélődött a vizsgálat alatt (27. ábra). Míg májusban nagy egyedszámban csak a *M. macrocopa* volt az egyedüli Cladocera faj a vízben, úgy augusztusi megjelenés után szeptemberre a *D. magna* faj vált dominánssá.



27. ábra A a „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer” vizsgált tavában előforduló nagytömegesséű Cladocera fajok denzitás változása logaritmizált skálán

A két Cladocera faj jelenléte már szabad szemmel is jól látható volt a tó felszínén (28. ábra).



28. ábra A a „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer” W2 stabilizációs tavának felszínén szabad szemmel látható *Moina macrocapa* és *Daphnia magna* rajok (Fotó: Tóth Flórián).

A kerekesszervek közül a *Brachionus variabilis* és egy *Asplanchna* faj volt jelen a legnagyobb mennyiségben. Ez a két faj változó abundanciával, de a teljes vizsgálat során jelen volt. A minták alapján számolt zooplankton egyedsűrűséget az 5. táblázat mutatja.

5. táblázat A „létesített vizesélőhelyi vízkezelő rendszer” vizsgált tavában számolt zooplankton közösségek denzitása (egyed m⁻³)

Faj		2017.05.23.	2017.06.20.	2017.07.04.	2017.07.26.	2017.08.16.	2017.09.06.
		egyed m ⁻³					
Cladocera	<i>Bosmina longirostris</i>	0	0	4 860	0	0	0
	<i>Daphnia magna</i>	0	0	0	0	132 696	388 800
	<i>Moina macrocapa</i>	3 015 900	1 430 640	36 720	4 968	2 160	720
Rotatoria	<i>Asplachna</i> sp.	1 800	7 200	110 700	648	31 104	2 160
	<i>Bdelloidea</i> sp.	0	0	0	216	93 096	53 280
	<i>Brachionus calyciflorus</i>	2 700	3 600	0	13 176	1 728	0
	<i>Brachionus leydigii rotundus</i>	0	0	0	864	3 600	6 480
	<i>Brachionus variabilis</i>	2 700	2 017 440	16 200	13 824	84 456	117 520
	<i>Filinia terminalis</i>	0	0	0	1 080	5 400	25 200
	<i>Hexarthra mira</i>	0	0	0	216	5 256	0
	<i>Polyarthra</i> sp.	900	0	8 640	2 376	7 416	0
	<i>Synchaeta</i> sp.	0	0	0	0	9 000	0
	Copepoda	Copepodit	0	0	1 620	0	8 424
Nauplius		0	0	0	0	7 188	3 600

A becsült biomassza (6. táblázat) értékek szerint a nagyméretű ágascsapú rák fajokból a legtöbb esetben legalább fél gramm biomassza fordul elő a tóban köbméterenként, de a maximális érték *M. macrocapa* esetén május 23-án több mint 46 gramm, míg a *D. magna* esetén szeptember 6-án közel 39 gramm. A kerekcsigák esetében a legnagyobb mennyiséget általában az *Asplachna* és a *Brachionus* fajoknál tapasztaltam, valamint a vizsgálat vége felé a *Bdelloidea* fajok esetében. Az evezőlábú rákfajok lárvái szintén ebben az időszakban mutatkoztak, valamint a júniusi mintázás esetén.

6. táblázat A „létesített vizesélőhelyi vízkezelő rendszer” vizsgált tavában felnövő zooplankton közösségek biomasszája

		2017.05.23. 2017.06.20. 2017.07.04. 2017.07.26. 2017.08.16. 2017.09.06.						
Faj		$\mu\text{g egyed}^{-1}$	mg m^{-3}					
Cladocera	Bosmina longirostris	3,1	0	0	15	0	0	0
	Daphnia magna	100	0	0	0	0	13269,60	38880,00
	Moina macrocapa	15,5	46746,45	22174,92	569,16	77,00	33,48	11,16
Rotatoria	Asplachna sp.	0,48	0,86	3,46	53,14	0,31	14,93	1,04
	Bdelloidea sp.	0,2	0	0	0	0,04	18,62	10,66
	Brachionus calyciflorus	0,2	0,54	0,72	0	2,64	0,35	0
	Brachionus leydigi rotundus	0,2	0	0	0	0,17	0,72	1,30
	Brachionus variabilis	0,2	0,54	403,49	3,24	2,76	16,89	23,50
	Filinia terminalis	0,15	0	0	0	0,16	0,81	3,78
	Hexarthra mira	0,85	0	0	0	0,18	4,47	0
	Polyarthra sp.	0,2	0,18	0	1,73	0,48	1,48	0
	Synchaeta sp.	0,2	0	0	0	0	1,80	0
	Copepoda	Copepodit	10,5	0	0	17,01	0	88,45
Nauplius		n. a.	0	0	0	0	n. a.	n. a.

Az augusztusi mintavétel és a biomassza becslés alapján ebben az időszakban a zooplankton szervezetek köbméterenként 165,87 gramm szerves anyagot, valamint 1251,91 milligramm Kjeldahl-nitrogént és 201,99 milligramm foszfort tartalmaznak.

4.3 Kákafoki-holtág kerekeshéreg közösségei

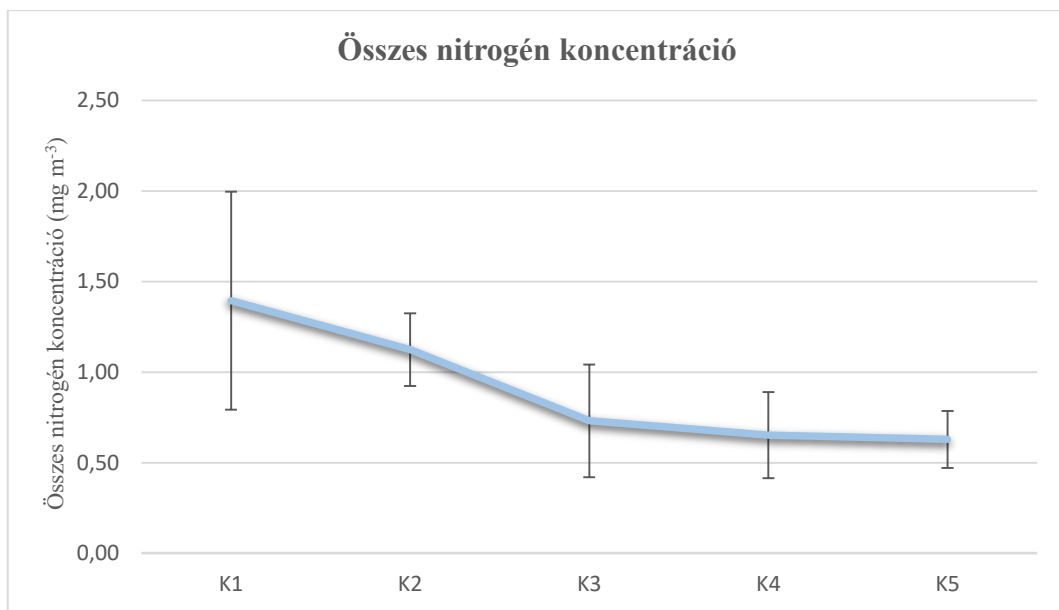
4.3.1 Tápanyagbejutás

A vizsgálati periódus alatt az intenzív akvakultúrából származó, a holtágba került becsült tápanyagmennyiség 4200 kg nitrogén, 475 kg foszfor és 5220 kg lebegőanyag (7. táblázat).

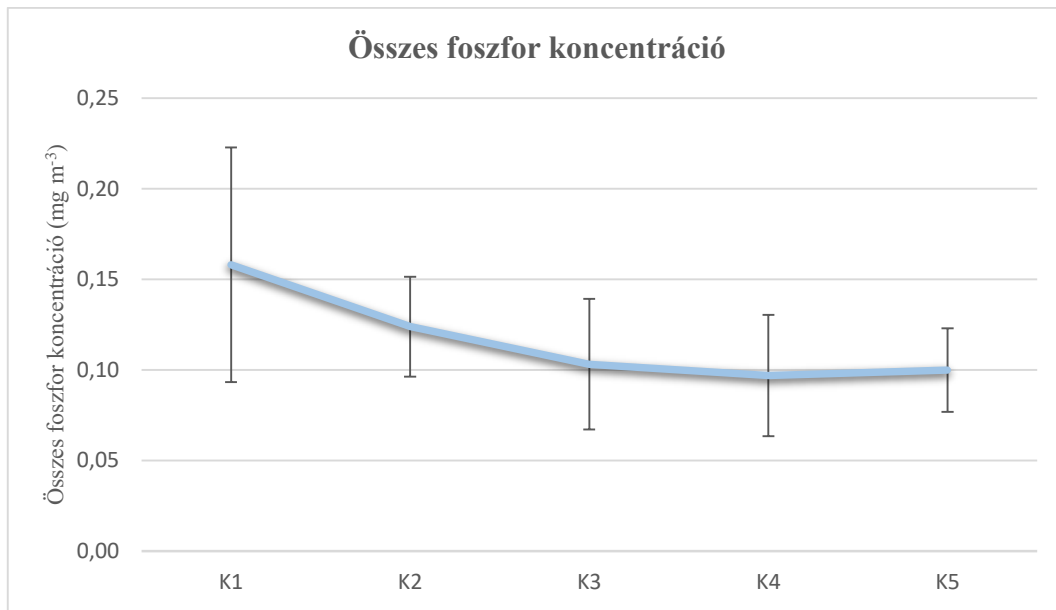
7. táblázat Az elfolyóvíz által a Kákafoki holtágba került tápanyag mennyisége évszakonként

	Összes nitrogén (kg)	Összes foszfor (kg)	Összes lebegőanyag (kg)
Tavaszi	1600	168	1135
Nyári	830	120	1275
Őszi	1770	188	2810
Total	4200	475	5220

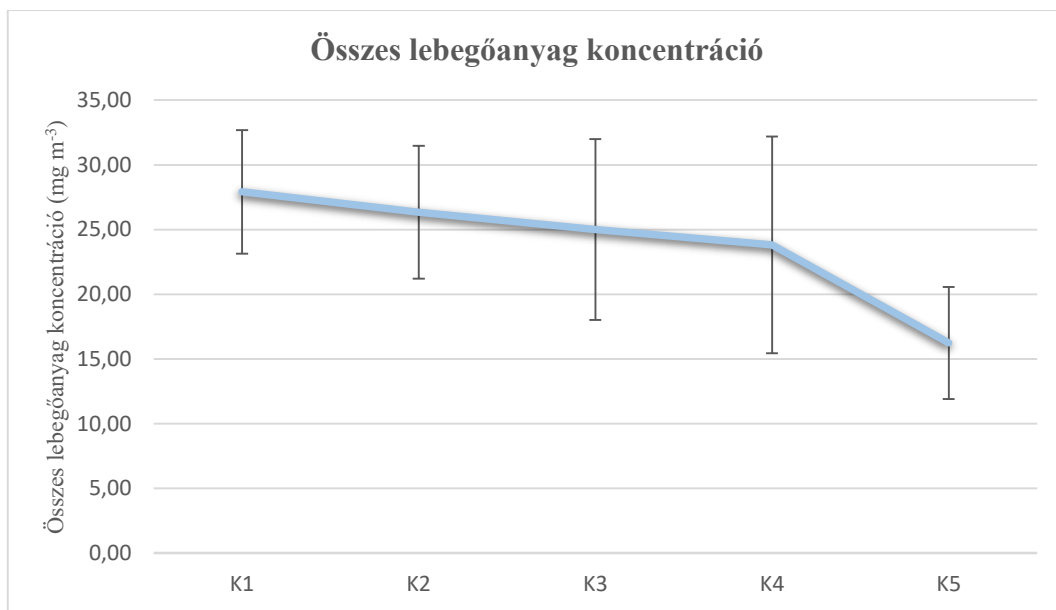
A vizsgálat ideje alatt a befolyási ponttól távolodva a Kákafoki holtág vizében lévő összes nitrogén koncentráció (29. ábra), összes foszfor koncentráció (30. ábra) és összes lebegőanyag koncentráció (31. ábra) is fokozatosan csökkent. Az összes nitrogén koncentráció átlagos értéke az elfolyóvíz befolyási pontjánál (K1) a legmagasabb (1,395 mg dm⁻³), míg a legtávolabbi ponton (K5) a legalacsonyabb (0,629 mg dm⁻³). Az összes foszfor koncentráció esetében is a befolyási pont (K1) rendelkezik a legnagyobb értékkel (0,158 mg dm⁻³), míg a K4-es pont a legalacsonyabbal (0,097 mg dm⁻³). Ennek az elemnek az esetében a három legtávolabbi pont esetében az átlagos koncentráció különbség 3 ezrelék. Az összes lebegőanyag átlagos koncentráció a nitrogénhez hasonló trendet mutat. A legmagasabb érték (K1) 27,92 mg dm⁻³, míg a legalacsonyabb 16,23 mg dm⁻³ (K5).



29. ábra A Kákafoki holtág összes nitrogén koncentrációjának változása az egyes mintavételi pontoknál (K1-K5)



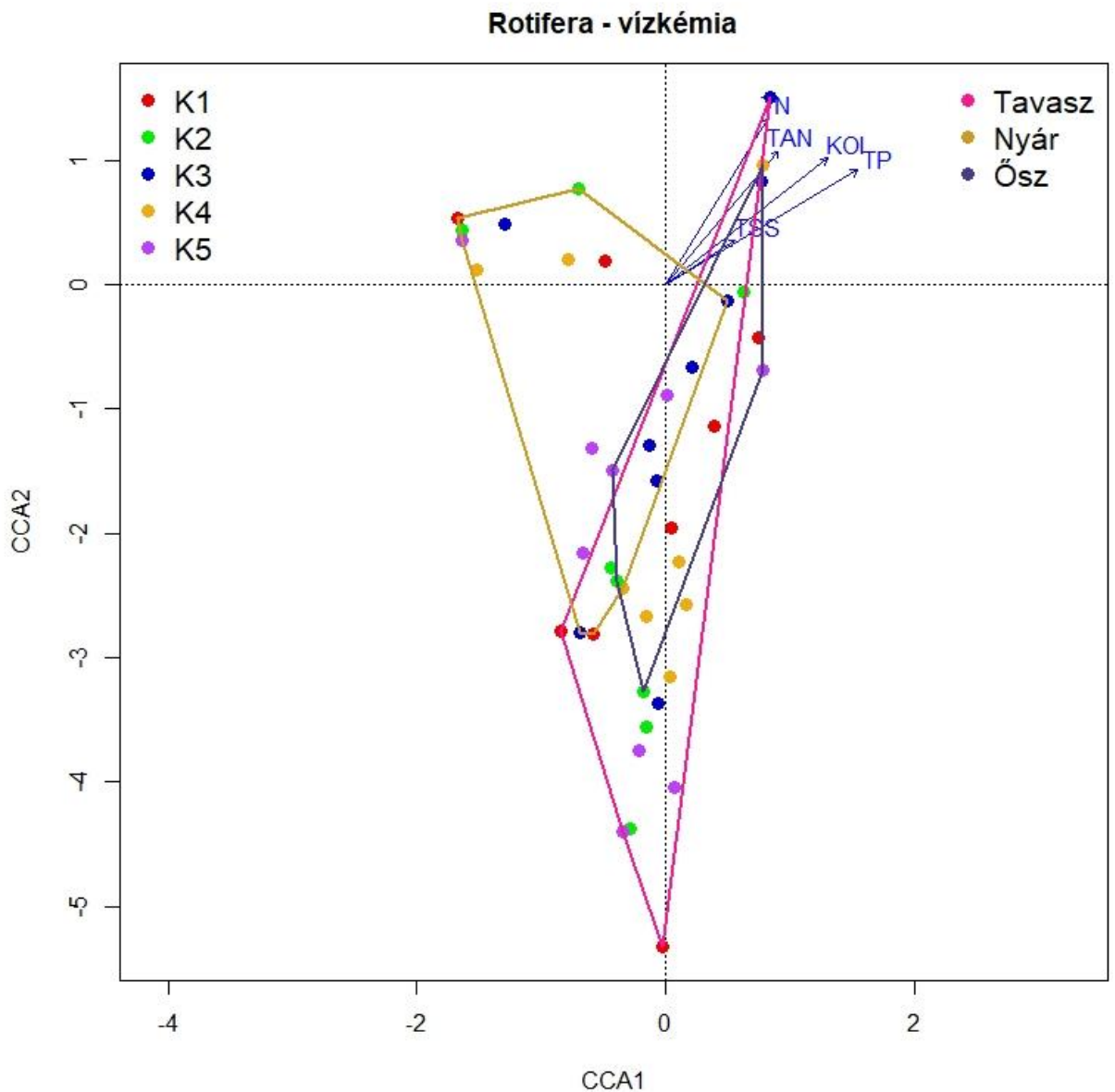
30. ábra A Kákafoki holtág összes nitrogén koncentrációjának változása az egyes mintavételi pontoknál (K1-K5)



31. ábra A Kákafoki holtág összes nitrogén koncentrációjának változása az egyes mintavételi pontoknál (K1-K5)

A vízminőségi paraméterek feltételezhető hatását vizsgálva ez esetben is CCA módszert alkalmaztam. Öt vízkémiai paraméter (összes nitrogén, ammónium-nitrogén, összes foszfor, összes lebegőanyag, kémiai oxigénigény) hatását értékeltem a Rotifera közösségekre. Az eredményeket az első és a második tengely mentén mutatom be, ahol a közösségeket pontok, a környezeti változókat pedig nyilak jelölik. Az egyes mintavételi pontok (K1-K5) kerekcsféreg közösségeit vízkémiai paramétereik szerint

ordinációs térbe helyezve az egyes közösségek a halastavi kísérlethez hasonlóan inkább részleges évszak szerinti csoportosulást mutatnak (32. ábra). A nyári közösségek részben átfednek a tavaszi és őszi közösségekkel, amelyek egymástól nem különölnék el. A vízminőségi paraméterek nagyjából ugyanúgy és ugyanolyan erősséggel hatnak a kialakult közösségekre.



32. ábra Kanonikus korrespondencia analízis (CCA) eredményei a vízkémia paraméterek a kerekeshéjűek közösségek eloszlására gyakorolt hatásáról a Kákafoki Holt-Körös mintavételi pontjai esetében (K1-K5); A vízkémiai paraméterek rövidítései: TN - Összes nitrogén; TAN - ammónium-nitrogén; TP - összes foszfor; TSS - összes lebegőanyag; KOI – kémiai oxigénigény. A poligonok az évszakokhoz tartozó pontok szerint jelölve.

4.3.2 A kerekeshéreg közösségek összetétele

A mintavétel során összesen 26 Rotifera taxont gyűjtöttem: 22-t azonosítottam faj szinten, és további kettőt nemzetség szinten (8. táblázat). A legmagasabb fajgazdagságot (14 faj) és sűrűséget (163 488 ind m⁻³) nyáron a belépési pontnál (K1) regisztráltam, a legalacsonyabb értékeket (2 faj és 864 ind m⁻³) a legtávolabbi ponton találtam (K5) ősszel (8. táblázat). A leggyakoribb és legelterjedtebb fajok a *Brachionus calyciflorus* és a *B. leydigi* voltak; ezek csak 2 helyszínről hiányoztak. 5 faj mindössze csak egy mintában volt jelen. A fajokban leggazdagabb Brachionus nemzetséget 10 faj képviselte.

8. táblázat A Kákafoki-holtág mintavételi pontjainak (K1-K5) Rotifera fajainak évszakonkénti listája, valamint a számított egyedszáma

Taxon	Teljes kalkulált kerekeshéreg tömegesség (egyedszám m-3)															
	Total	Tavaszi					Nyári					Őszi				
		K1	K2	K3	K4	K5	K1	K2	K3	K4	K5	K1	K2	K3	K4	K5
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas	194424	3024	10656	648	1296	1080	44448	29376	57024	24192	21168	216	1080	-	216	-
<i>Bracionus nilsoni</i> Ahlstrom	159480	50760	92952	12528	864	1728	-	-	432	-	-	216	-	-	-	-
<i>Brachionus angularis</i> Gosse	158136	216	-	648	216	216	94848	59400	-	2592	-	-	-	-	-	-
<i>Hexarthra mira</i> (Hudson)	77328	-	-	216	864	-	3672	4752	2592	21168	44064	-	-	-	-	-
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse	63000	648	1440	-	216	216	13824	1728	3024	15552	24408	864	648	432	-	-
<i>Brachionus leydigii</i> Cohn	53136	9936	28080	4968	4320	648	1080	1728	648	648	216	216	432	-	216	-
Unknown "a"	20610	3024	-	432	-	-	648	3240	1296	3024	648	5184	324	1296	846	648
<i>Brachionus diversicornis</i> (Daday)	17496	-	-	-	-	-	1728	1512	7344	2160	3672	432	432	-	-	216
Unknown "b"	11970	5616	1800	2592	864	432	432	18	216	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bdelloidea</i> sp.	10152	432	432	-	-	216	648	1944	648	216	-	3024	2160	216	216	-
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg	7344	-	4320	1296	1080	216	432	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trichotria pocillum</i> (O.F.Muller)	2376	-	-	-	-	2376	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Filinia longiseta</i> (Ehr.)	2016	-	288	-	-	-	864	-	-	864	-	-	-	-	-	-
<i>Polyarthra dolichoptera</i> (Idelson)	1800	-	288	-	-	216	-	-	-	-	-	648	432	-	216	-
<i>Brachionus urceolaris</i> O.F.Muller	1728	1728	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias	1296	-	-	-	-	-	-	1296	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Keratella quadrata</i> (O.F.Muller)	1080	-	-	-	-	216	-	-	-	864	-	-	-	-	-	-
<i>Lepadella</i> sp.	864	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	648	-	216	-	-
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann	648	-	-	-	-	-	216	216	-	-	216	-	-	-	-	-
<i>Synchatea pectinata</i> Ehrenberg	648	-	216	432	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trichocerca pusilla</i> (Lauternborn)	648	-	-	-	-	-	432	-	-	-	-	216	-	-	-	-
<i>Dicranophorus forcipatus</i> (O.F.Muller)	432	-	-	-	-	-	-	-	-	432	-	-	-	-	-	-
<i>Brachionus forficula</i> Wierzejski	216	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	216	-	-	-	-
<i>Brachionus variabilis</i> (Hempel)	216	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	216	-	-	-	-
<i>Cephalodella biungulata</i> Wulfert	216	-	-	-	-	-	-	-	-	216	-	-	-	-	-	-
<i>Platyias patulus</i> (O.F.Muller)	216	-	-	-	-	-	216	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total no. of species		9	10	9	8	11	14	11	9	12	7	12	7	4	5	2
Total no. of individuals/m ³		75384	140472	23760	9720	7560	163488	105210	73224	71928	94392	12096	5508	2160	1710	864

Tavasszal a fajokban leggazdagabb hely a K5 volt (11 faj), de ezen a helyen volt a legkisebb a denzitás (7560 ind m⁻³). A legnagyobb sűrűséget (140 472 ind m⁻³) a K2-nél találtam. A beáramlás pontján és 0,5 km (K2) távolságban a *B. nilsoni* és a *B. leydigi* volt a leggyakoribb.

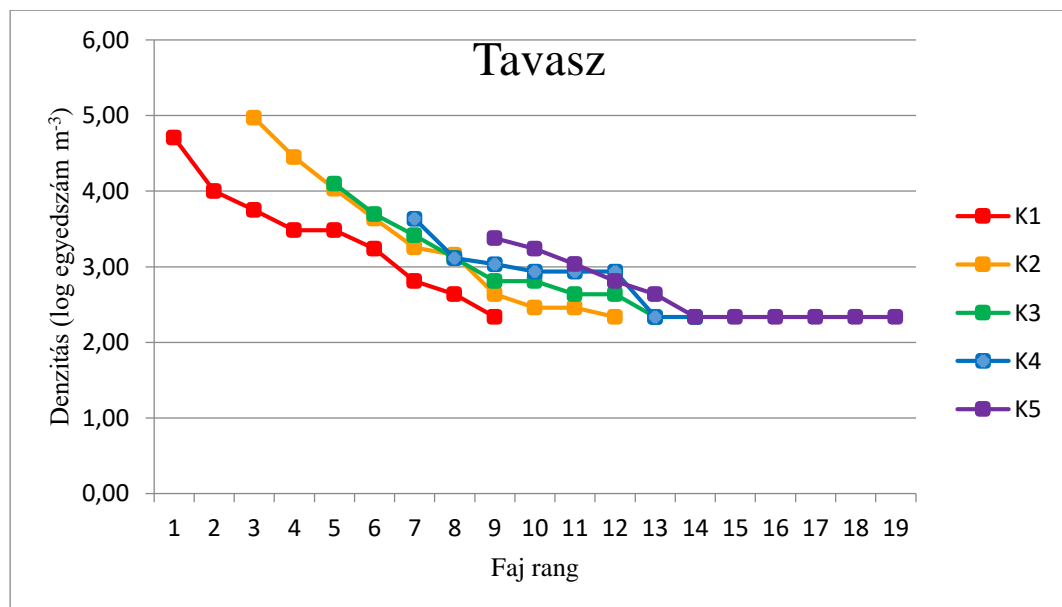
Nyáron a legnagyobb fajgazdagságot és sűrűséget a beáramlásnál (K1) figyeltem meg. Ekkor az egyedsűrűség 71 928 és 163 488 között változott, és a *B. angularis* és a *B. calyciflorus* dominálta. A fajok száma 7 (K5) és 14 (K1) között változott.

Ősszel a legtöbb faj- (12), valamint egyedszámot (12 096 ind m⁻³) a K1 pontnál, a legkevesebbet (2 faj és 864 ind m⁻³) a legtávolabbi helyen, a K5 pont esetében detektáltam.

4.3.3 Biodiverzitás, és diverzitás rendezés

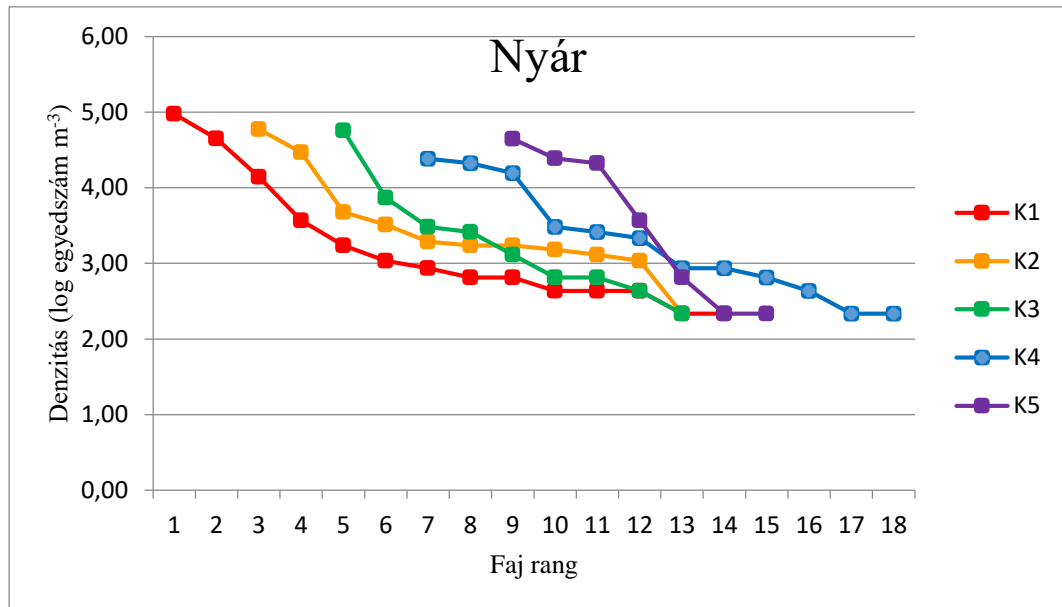
Fajeloszlás

A tavaszi összetételek K1-től K5-ig hasonló fajszámmal rendelkeztek (8-11), de az egyenletesség a beáramlási ponttól való távolság növekedésével nőtt (33. ábra).



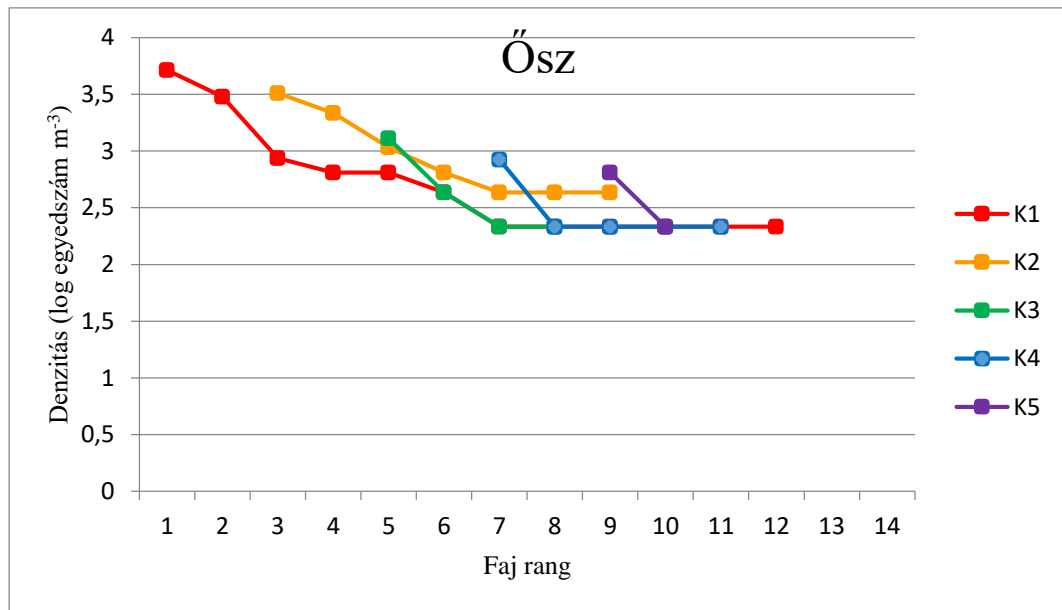
33. ábra A Kákafoki Holt-Körös kerekeshéreg közösségeinek tavaszi rang-abundancia görbéi különböző távolságokra (K1-K5) a beömlési ponttól. (Az átfedés csökkentése érdekében az egyes görbék kezdő pozíciói két pozícióval eltolva.)

Nyáron a beáramlási ponton volt a legnagyobb a fajgazdagság. A leggyakoribb és a legritkább fajokat tekintve a K1 pont rendelkezett a legnagyobb egyedszámmal, de a közepesen elterjedt fajok (fajrang: 3-10) esetében a K2, K4, K5 helyek mutattak nagyobb denzitást (34. ábra).



34. ábra A Kákafoki Holt-Körös kerekeshéreg közösségeinek nyári rang-abundancia görbéi különböző távolságokra (K1-K5) a beömlési ponttól. (Az átfedés csökkentése érdekében az egyes görbék kezdő pozíciói két pozícióval eltolva.)

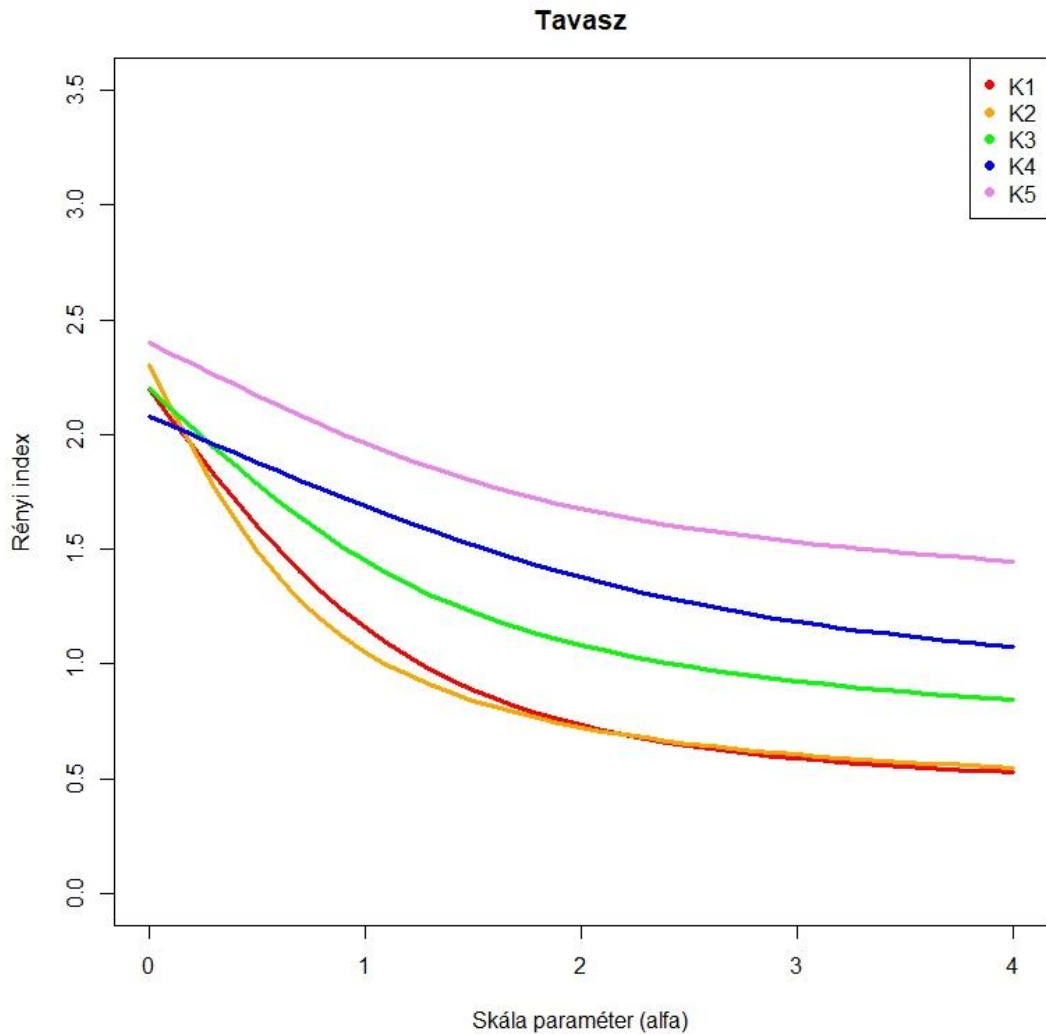
Ősszel a beáramlási pont (K1) fajgazdagsága volt a legnagyobb, ennek megfelelően magas egyedszámmal is rendelkezett. A K3-K5-nél a fajok és egyedek száma alacsonyabb volt (35. ábra).



35. ábra A Kákafoki Holt-Körös kerekesféreg közösségeinek őszi rang-abundancia görbéi különböző távolságokra (K1-K5) a beömlési ponttól. (Az átfedés csökkentése érdekében az egyes görbék kezdő pozíciói két pozícióval eltolva.)

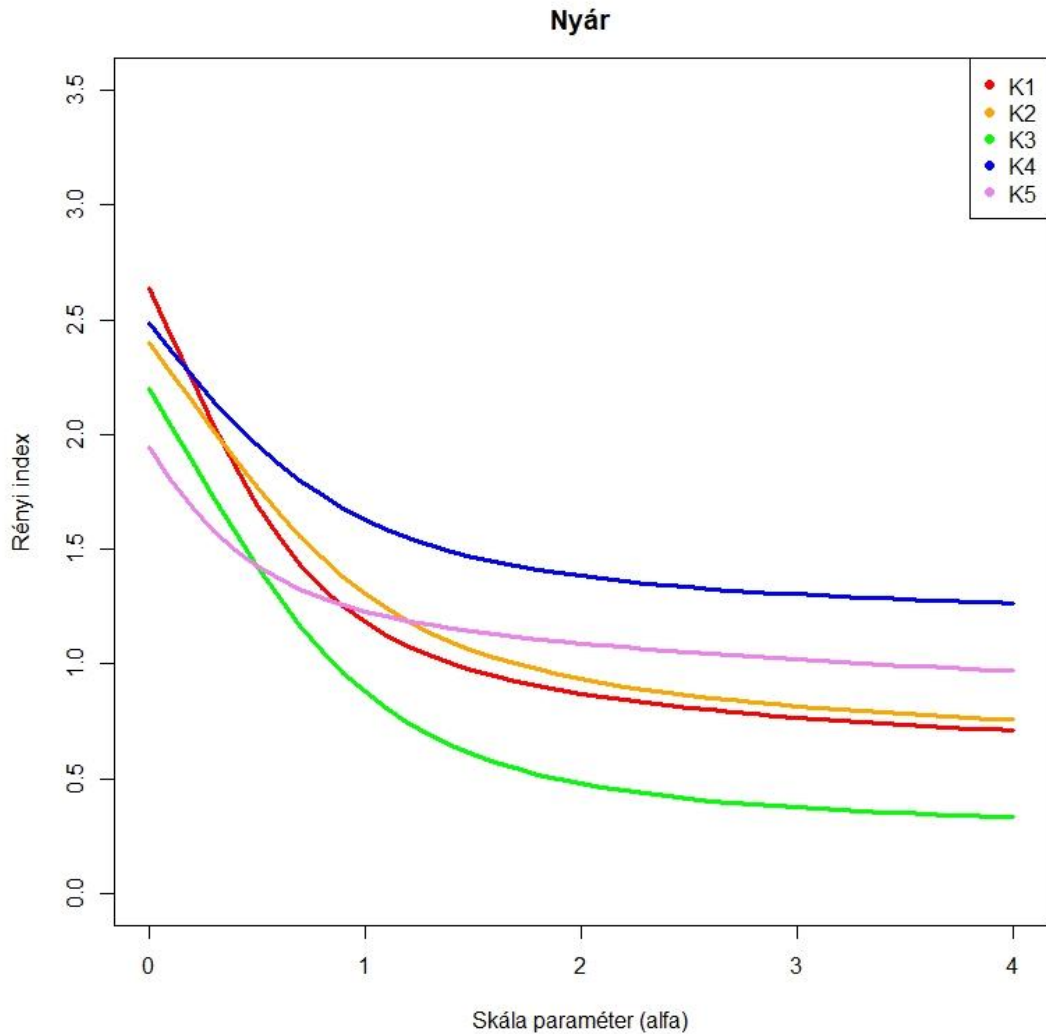
Rényi-diverzitás profilok

Tavasszal a Rényi diverzitás-rendezési sorrend szerint az egyértelműen legváltozatosabb hely a K5 volt (36. ábra). A másik négy profilt nem lehetett egyértelműen sorba rendezni. A skálaparaméter kis értékeinél (ritka fajokat azonos súllyal kezelve) a sorrend $K2 > K3 > K1 > K4$ volt. Nagyobb skála paraméter értékeknél a diverzitás a beáramlástól való távolsággal nőtt ($K4 > K3$). Az első két hely, a K1 és a K2 között alig volt különbség.



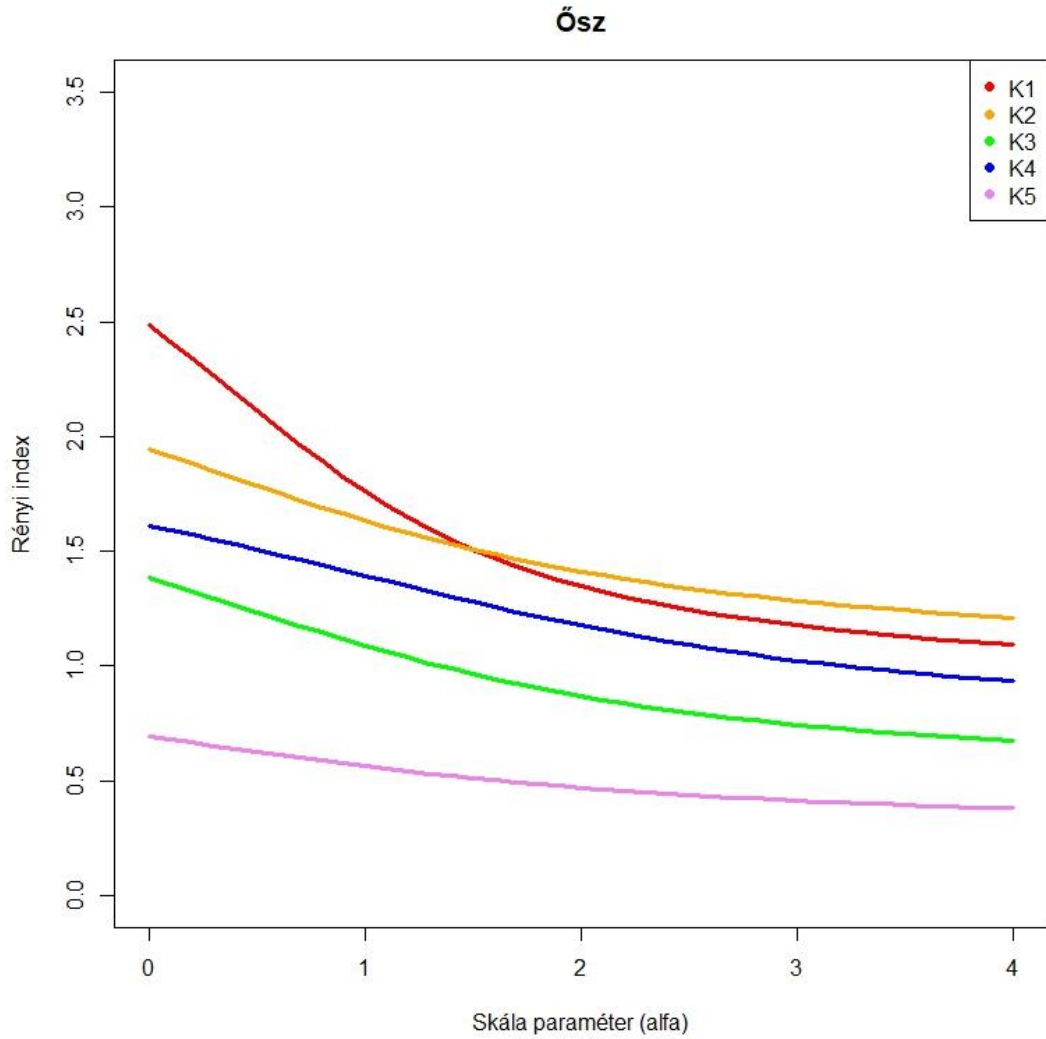
36. ábra A Kákafoki holtág kerekeshéreg közösségeinek Rényi-diverzitási profiljai a bevezetési ponttól különböző távolságokban (K1-K5) tavasszal.

Nyáron az öt vizsgált közösség nem mutatott egyértelműen értelmezhető különbségeket: a K4 egyértelműen diverzebb volt, mint a K2, a K3 vagy a K5, de a fajszámbeli különbségek teljesen eltértek a mérsékelten elterjedt vagy domináns fajok nagyobb súlyát használó sorrendtől (37. ábra).



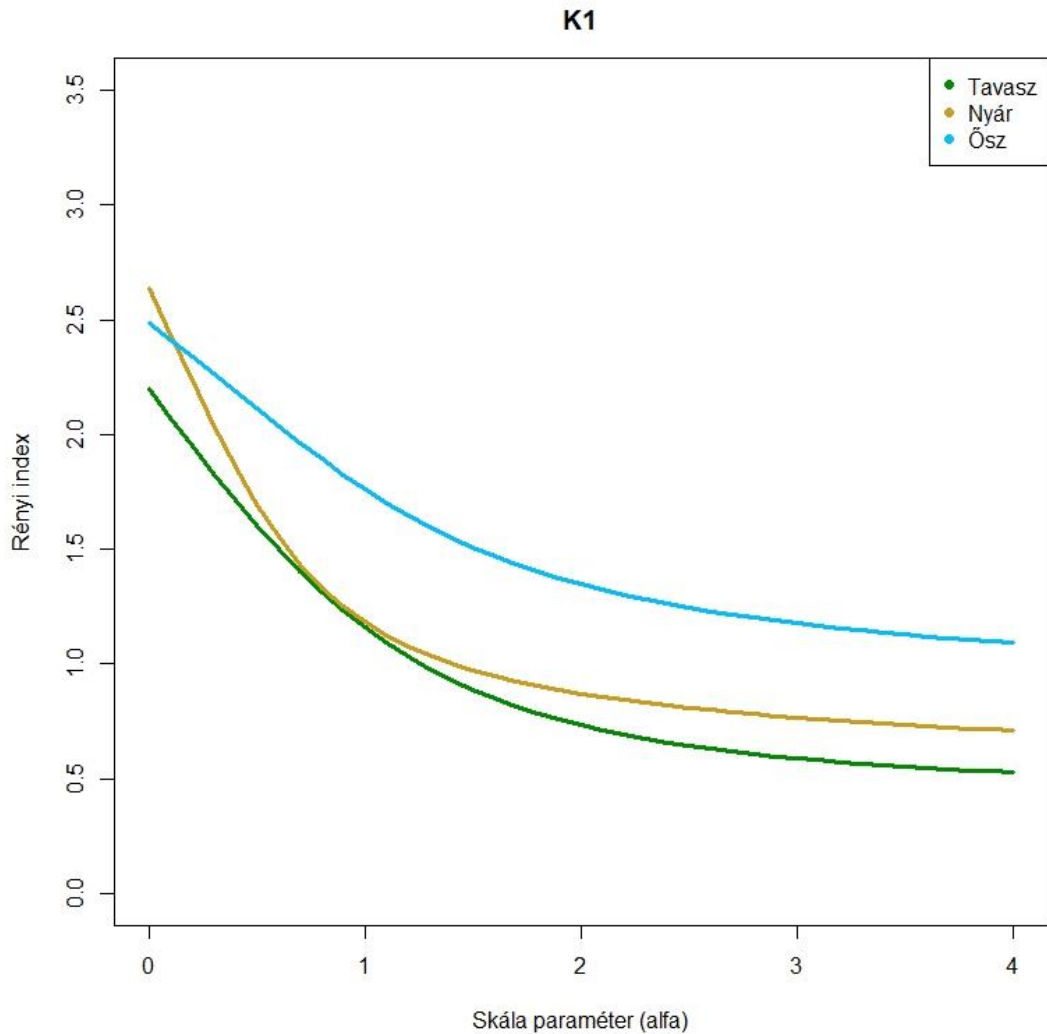
37. ábra A Kákafoki holtág kerekeshéreg közösségeinek Rényi-diverzitási profiljai a bevezetési ponttól különböző távolságokban (K1-K5) nyáron.

Ősszel a K1 és a K2 is egyértelműen diverzebb volt, mint a másik három mintavételi ponton kialakult közösségek, amelyek szintén egyértelműen egymás között sorba rendezhetők ($K4 > K3 > K5$). A K1 csak akkor volt diverzebb, mint a K2, amikor ritka fajok jelenléte azonos súllyal számít ($0 < \alpha < 2$). $\alpha \geq 2$ -nél a K2 hely volt a legváltozatosabb, és K5 a legkevésbé (38. ábra).



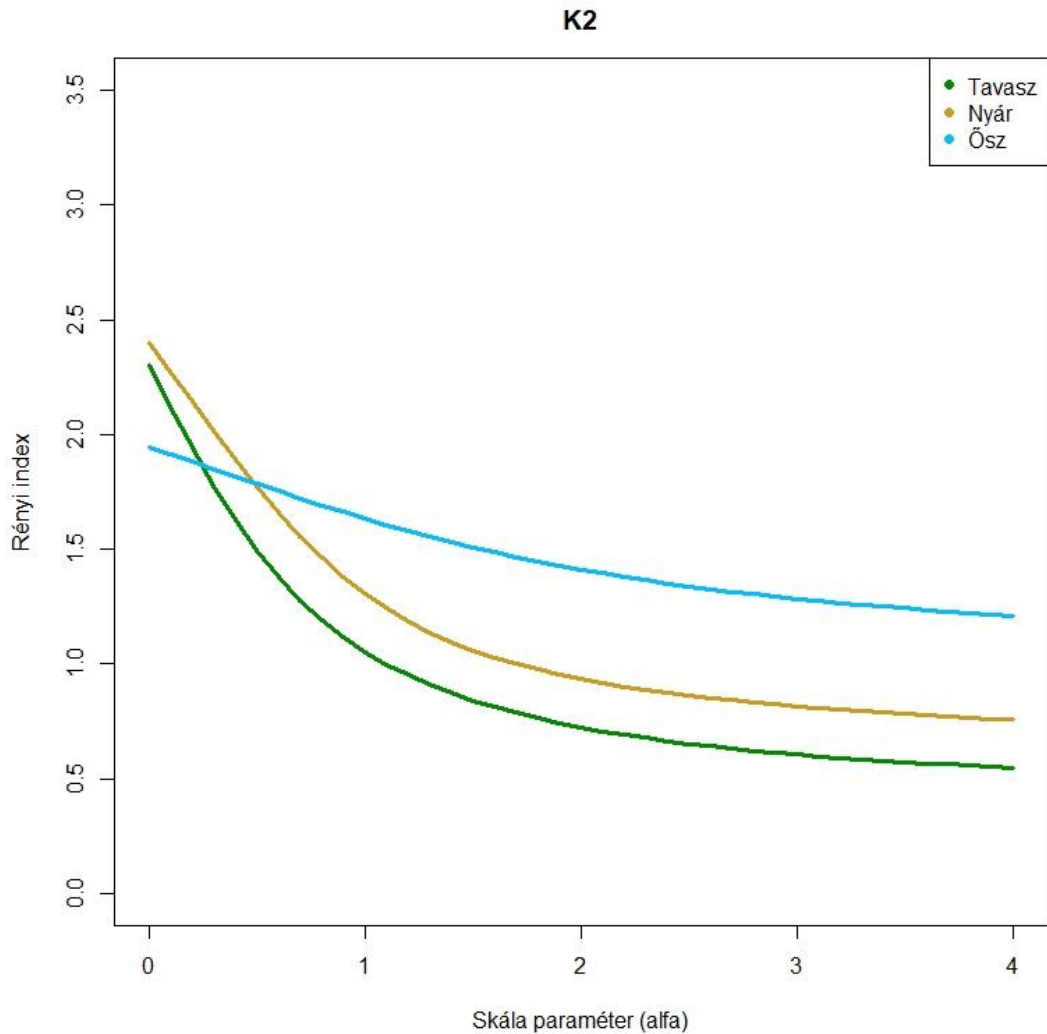
38. ábra A Kákafoki holtág kerekeshéreg közösségeinek Rényi-diverzitási profiljai a bevezetési ponttól különböző távolságokban (K1-K5) ősszel.

A beáramlás pontján (K1) a nyár > ősz > tavasz kezdeti, ritka fajokat azonos súllyal tekintő sorrend az α magasabb értékeinél ősz > nyár > tavaszra változott. A sokszínűség ősszel egyértelműen magasabb volt, mint tavasszal (39. ábra).



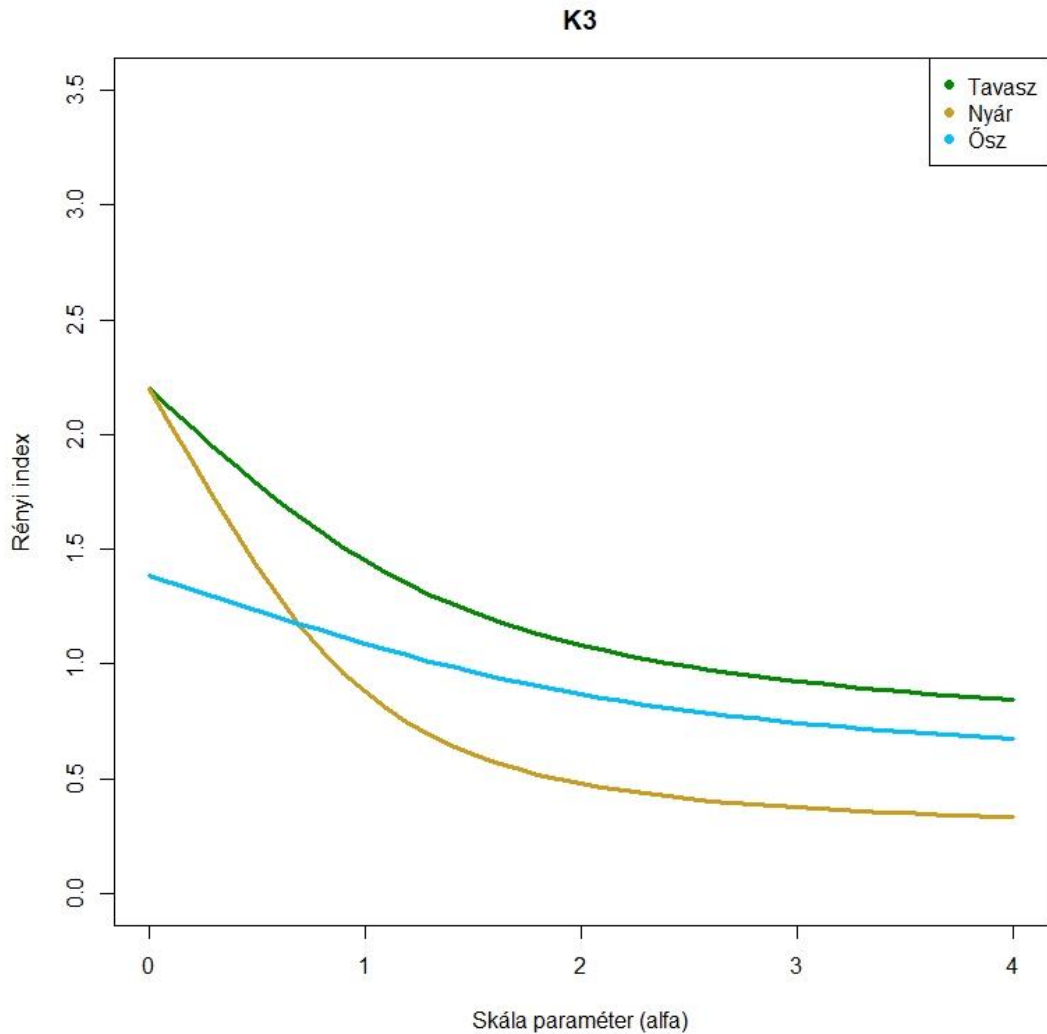
39. ábra A szezonális Rotifera közösségek Rényi-diverzitási profiljai a Kákafoki Holt-Körösben az intenzív akvakultúrából származó elfolyóvíz belépési pontján (K1)

A K2 esetében $\alpha = 0$ -nál a nyár > tavasz > ősz sorrend ősz > nyár > tavasz-ra változott $\alpha \geq 1$ értékeknél: a kerekeshéreg közösségek biodiverzitása nyáron egyértelműen magasabb volt, mint tavasszal (40. ábra).



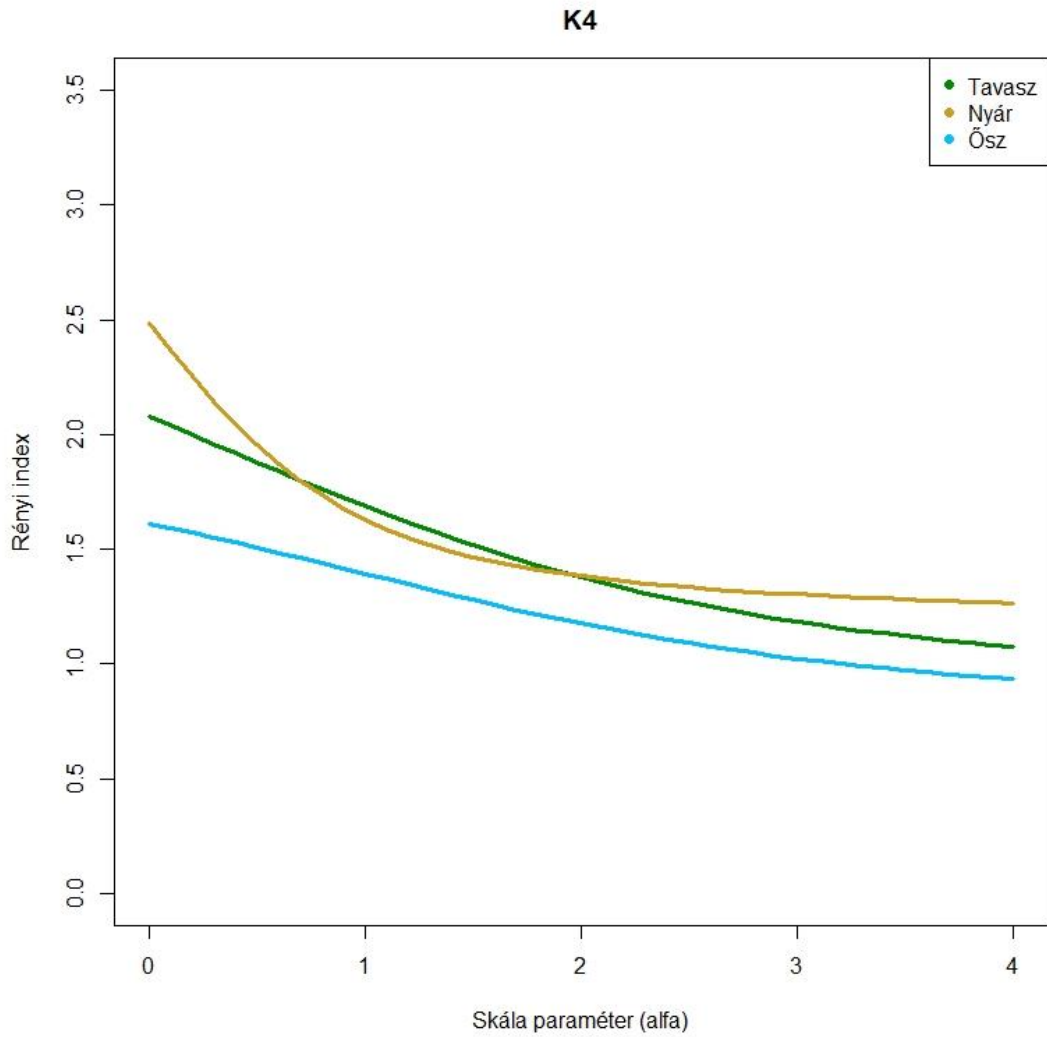
40. ábra A szezonális Rotifera közösségek Rényi-diverzitási profiljai a Kákafoki Holt-Körösben az intenzív akvakultúrából származó elfolyóvíz belépési pontjától 500 méterre (K2)

A harmadik pontban (K3) a legnagyobb diverzitás tavasszal volt megfigyelhető, de az $\alpha = 0$ skála paraméterénél kapott nyár > ősz sorrend megfordult $\alpha = 1$ értéknél (41. ábra).



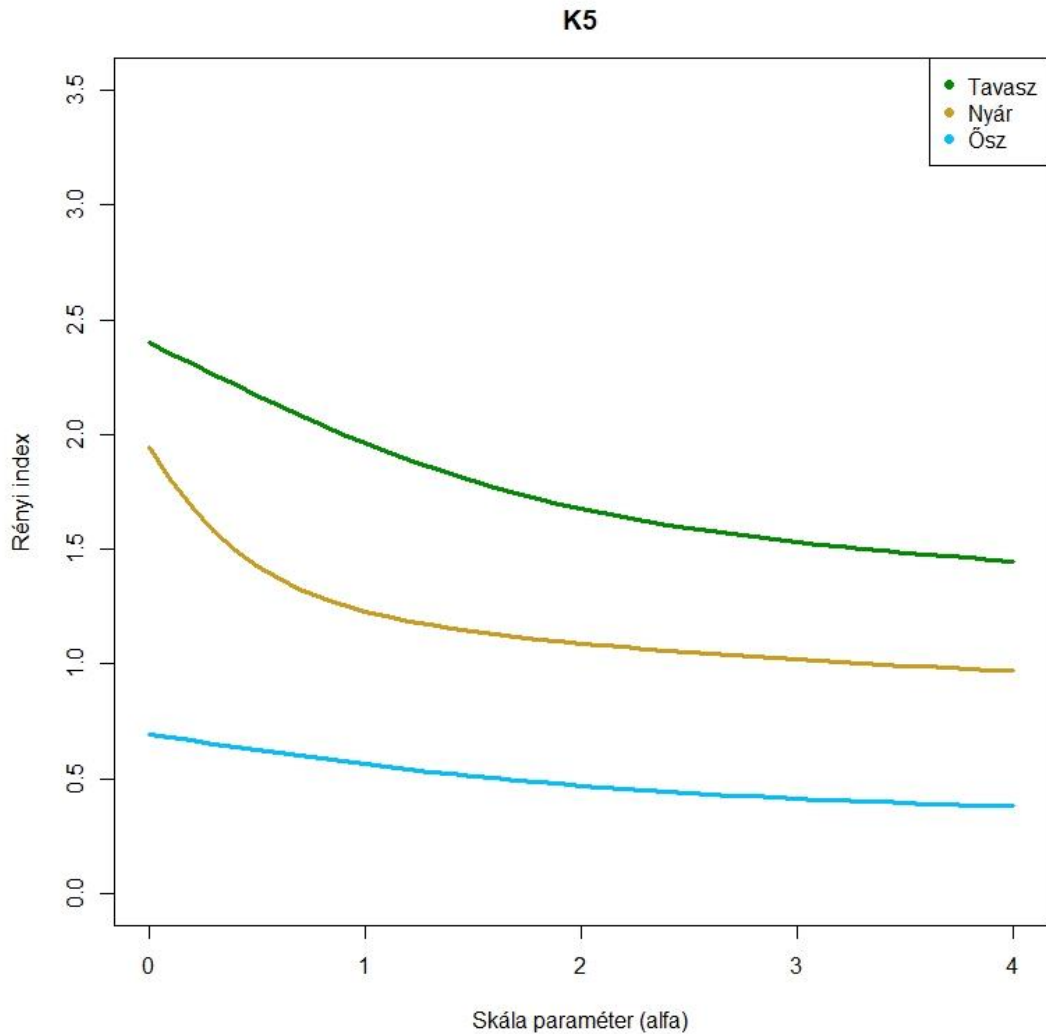
41. ábra A szezonális Rotifera közösségek Rényi-diverzitási profiljai a Kákafoki Holt-Körösben az intenzív akvakultúrából származó elfolyóvíz belépési pontjától 2500 méterre (K3)

A negyedik pontnál (K4) a Rotifera diverzitás egyértelműen a legalacsonyabb volt ősszel. A másik két profil kétszer keresztezte egymást. $\alpha = 0$ esetén a kerekeshéreg közösségek változatossága nagyobb volt nyáron, mint tavasszal. Ez $\alpha = 1$ -nél megfordult, és $\alpha = 2$ -nél visszafordult, ami azt jelenti, hogy bár nyáron több faj volt, ezek ritkák voltak, és az szerveződést inkább a közönséges fajok uralták (42. ábra).



42. ábra A szezonális Rotifera közösségek Rényi-diverzitási profiljai a Kákafoki Holt-Körösből az intenzív akvakultúrából származó elfolyóvíz belépési pontjától 3000 méterre (K4)

A mintavételi pontok szezonális biodiverzitását tekintve egyértelmű sorrend csak a K5 esetben azonosítható. Ebben az esetben a tavaszi > nyári > őszi sorrend látható (43. ábra).



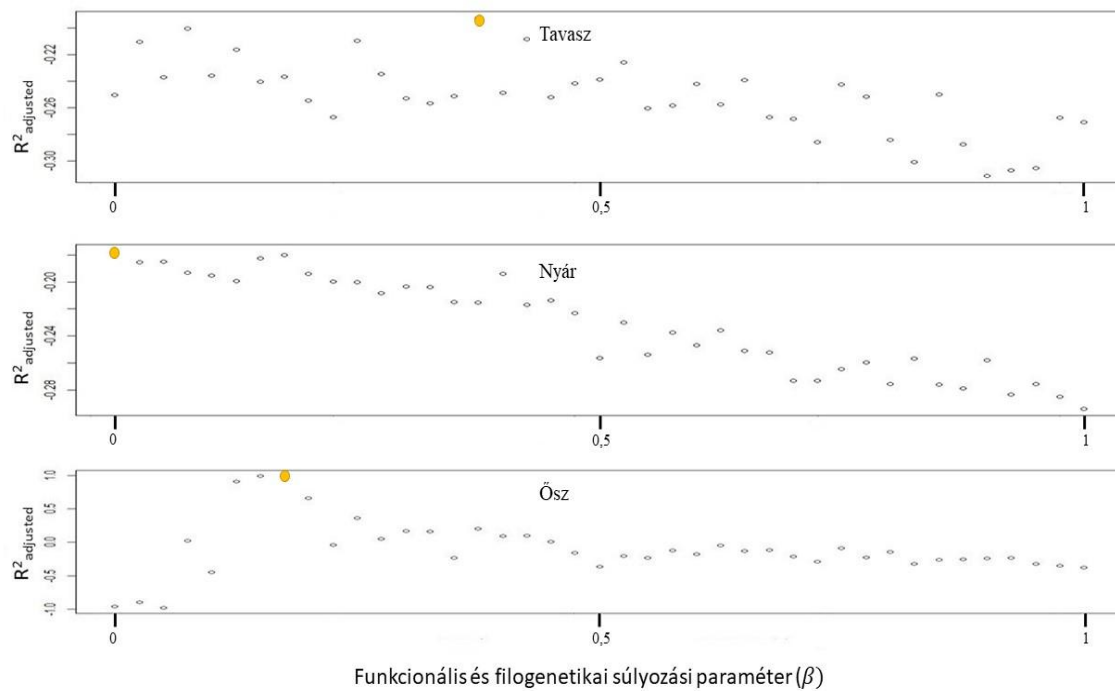
43. ábra A szezonális Rotifera közösségek Rényi-diverzitási profiljai a Kákafoki Holt-Körösben az intenzív akvakultúrából származó elfolyóvíz belépési pontjától 3500 méterre (K5)

4.3.4 Funkcionális és filogenetikai elemzés

Az elvégzett Mantel-teszt eredménye szerint a funkcionális és filogenetikai távolságok egymással szignifikáns korrelációt mutatnak ($R = 0.3030$, $P = 0.015$), ami jelleg konzervativizmust mutat, mely szerint a közelebbi filogenetikai kapcsolatban lévő taxonok hasonlóbb funkcionális jellegekkel rendelkeznek.

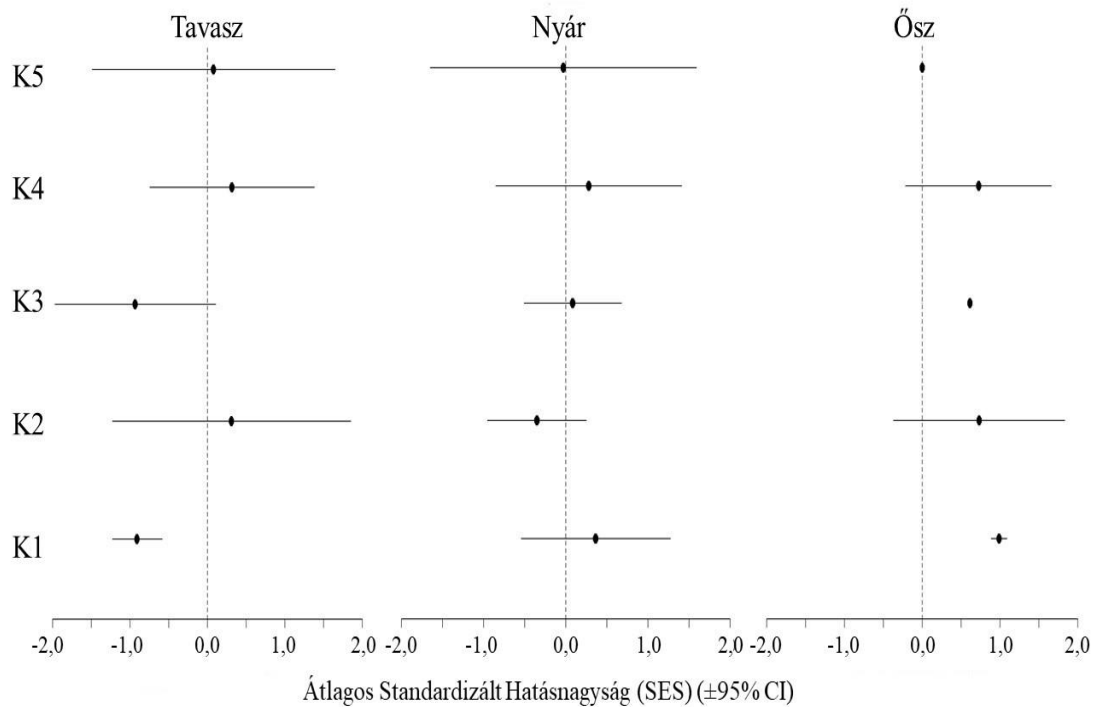
Az egyes mintavételi helyek pozícióval magyarázható variancia (SES korrigált R^2) maximumát az egyes évszakokban eltérő, de alacsony filogenetikai-súlyozási paraméter értékénél tapasztaltuk (44. ábra). Ezek tavasszal 0,375 (16. lépés), nyáron 0.000 (1. lépés), míg

ősszel 0,175 (8. lépés). A későbbi számításokban az évszaknak megfelelő maximum SES értékeket használtuk. Ez alapján a filogenetikai komponens alacsony, nyáron zéró értékű volt. Mind a három évszak esetében a filogenetikai súly növelésével csökkenő magyarázóerő tapasztalható.



44. ábra Az évszakonkénti kapcsolatok erőssége (R^2 korrigált formában kifejezve) a Kákafoki Holt-Körös kerekeshéreg közösségeinek a kifolyási ponttól való távolság szerinti szerveződése és a standardizált hatásnagyság (SES) között a funkcionális-filogenetikai súlyozási paraméter (β) 41 szintjén 0 és 1 értékek között 0,025-ös lépésekkel történő növelésével. A maximális érték sárga ponttal jelezve.

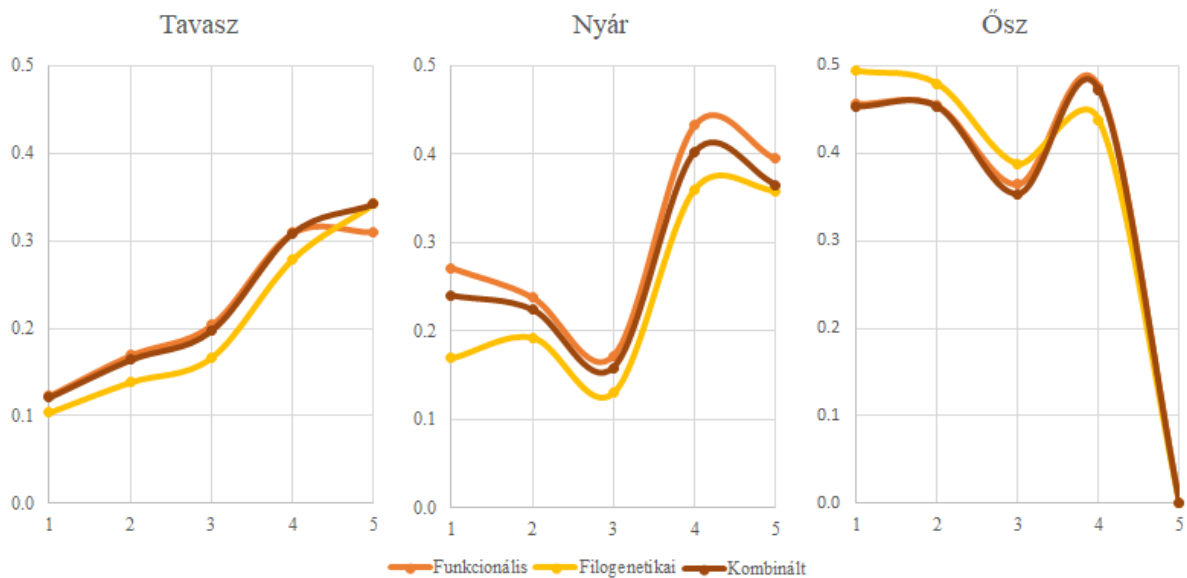
A maximális magyarázatot nyújtó funkcionális-filogenetikai paraméternél számolt SES értékek átlagai a legtöbb esetben nem térnek el szignifikánsan a nullától, ami random közösségszerveződést jelez (45. ábra). Tavasszal a K1 ponton a negatív tartományba tolódik, ami arra utal, hogy az itt együtt előforduló fajok közelebbi kapcsolatban vannak és funkcionálisan hasonlóbak, mint ami a véletlenből adódott volna. Mindez a környezeti szűrés indikációja. Nyáron ezen értékek nulla körül fordulnak elő, de attól szingifikánsan nem térnek el. Ősszel azonban a pozitív tartomány felé tolódnak az eredmények, ami a biotikus interakciók során kialakult kizárást jelzik. K1 és K3 ponton ezek az eredmények szignifikánsak is.



45. ábra Az átlagos standardizált hatásnagyságok (SES) a maximális magyarázatot adó β funkcionális-filogenetikai súlyozási paraméterérték (tavasszal 0,375, nyáron 0,000 és ősszel 0,175) esetén számítva szezononként a mintavételi pontokon a kifolyási pont távolságától függően a Kákafoki Holt-Körös kerekeshéreg közösségeinek esetében.

Az FPDist függvény maximumát eredményező β -hoz tartozó SES értékeket a távolság függvényében vizsgálva közel 0 korrelációs koefficienszt kaptunk.

A Rao kvadratikussal számolt biodiverzitási értékek szerint tavasszal a befolyási ponttól vett legtávolabbi pont rendelkezik a legnagyobb diverzitással, míg a befolyási pontnál és közelében tapasztalható a legkisebb biodiverzitás. Ez a funkcionális és filogenetikai komponens súlyának minden kombinációjára igaz (46. ábra). Nyáron nem látszik trend a diverzitás távolságtól való függésében. Az első három pont biodiverzitása kisebb, mint a két legtávolabbié. Ősszel egyértelműen a legtávolabbi (K5) pont diverzitása a legkisebb. Azonban csak a funkcionális kapcsolatokat vizsgálva és SES_{max} esetén K4 pont rendelkezik a legnagyobb diverzitással, amit K2, K1 és K3 követ. A kombinált filogenetikai-funkcionális és tisztán filogenetikai távolságokat alkalmazva ez a sorrend: $K2 > K1 > K4 > K3$.



46. ábra A tisztán funkcionális, tisztán filogenetikai feltételek és ezek maximális magyarázóerőt eredményező kombinációja alapján számolt Rao biodiverzitási értékek grafikonja a Kákafoki Holt-Körös kerekeshéreg közösségeinek esetében évszakonként

5. Diszkusszió

5.1 Halastavi kísérlet

A halliszt és halolaj tartalmú halgazdasági táp növényi alapanyagokkal való helyettesítésének hatását vizsgáltam a halastavak természetes táplálékforrását jelentő zooplankton-közösségek dinamikájára. A tavakban az „el nem fogyasztott” zooplankton sűrűség és biomassza alapján a közösségek a ponty monokultúrára jellemző mennyiségben ($0,06-70 \text{ g m}^{-3}$) (Ördög, 2000) és összetételben (a *Bosmina*-Cyclopidae dominanciája (Ruttkay, 1996)) alakultak ki. A *Bosmina* mérete túl kicsi a ponty számára, a Cyclopidae mozgása túl intenzív. A ponty elsődleges táplálékforrását biztosító nagyobb Cladocera fajok (*Ceriodaphnia*, *Daphnia*) sűrűsége kezdetben nagyobb volt, később szórványossá vált. A *Moina micrura* gyorsabb növekedése miatt egész évben szubdomináns lehet (Ruttkay, 2003). Az idegenhonos *Ceriodaphnia rigaudi* faj megjelenése után jelentős állományai maradtak fenn minden halastóban. Haltermelési szempontból a zooplankton közösségek mennyisége és minősége megfelelő volt a vizsgált tavakban, és a kezelések között nem volt szignifikáns különbség a

közösségi struktúrában. A 23 Rotifera, 14 Cladocera és 2 Copepoda faj száma hasonló volt, mint amit Körmendi és Hancz halastavi zooplankton vizsgálatok során megállapított (2000) (25, 12, illetve 1 faj), de 12 közös Rotifera fajt és csak 4 közös cladocera fajt találtak az általam talált fajokkal összevetve. A fajszám ilyen eloszlása egy közeli természetes ökoszisztémában, a Hármás-Körös folyóban 70 rotifera, 11 cladocera és 2 copepoda faj volt (Gulyás, Bancsi és Zsuga, 1995). A kísérleti tavak feltöltésére használt víz egy Körös holtágából történik. Eszerint a halastavak zooplankton közössége lényegesen fajszegényebb, mint a természetes környezetben, viszont ez származhat a folyó és állóvíz közötti lényeges hidrológiai különbségből is.

A közösség összetételében több idegenhonos faj is jelen volt. A Rotiferák közül a *Brachionus variabilis* epizoidikus (a *Daphnia*, *Ceriodaphnia* felszínére tapadó) vagy szabadon élő életmódú lehet (Koste, 1978; Bancsi, 1988). Megjelenése idején a *Daphnia cucullata* és a *Daphnia longispina* nagy számban található meg a Cladocera együttesekben, de nem kapaszkodtak hozzájuk, inkább szabadon éltek. A későbbi időszakban nem jelent meg, és addigra a *Daphnia* fajok bősége sem volt számottevő. Növényi eredetű takarmányokkal kezelt tavakban nem találtunk *Brachionus variabilis*-t, míg ezek közül kettőben *Daphnia* fajok voltak jelen. Ennek alapján nem zárható ki a két faj közötti kapcsolat. A Cladocerák közül a *Daphnia ambigua* és a *Daphnia parvula* elterjedt az amerikai kontinensen, de Európában csak nemrég jelentek meg. Az eredményekből arra lehet következtetni, hogy a *Daphnia* fajok megtelepedése, túlélése és szaporodása ezen a területen sikeres volt. Egy új osztályozás szerint mindkét szervezet invazív fajnak tekinthető (ISC1, 2020; ISC2, 2020). A zooplankton taxonból a legmeglepőbb Cladocera előfordulás a *Ceriodaphnia rigaudi* volt, amely az irodalom szerint a legmelegebb, trópusi, szubtrópusi zónára jellemző (Crispim és Watanabe, 2001; Havens, 2002; Martinez-Jeronimo és Ventura-Lopez, 2011; Riato, Van Ginkel és Taylor, 2014; Sendacz, Caleffi és Santos-Soares, 2006). A feltöltő holtágából még nem sikerült kimutatni, de ennek

figyelemmel kísérése mindenképpen ajánlott, mivel összefüggésben lehet akár az éghajlatváltozással is.

A diverzitási indexek alapján az idő szerinti csoportosulások azt mutatták, hogy a Rotifera és a rákfélék változatosságai eltérnek egymástól, ahogy az várható volt. Az egyes csoportok diverzitása az idő múlásával meglehetősen változó, de a kezeléseknak nincs jelentős hatása, kivéve augusztusban, amikor a rotifera biodiverzitás a kezelt helyeken lényegesen alacsonyabb volt, mint a kontroll csoportban. A kistrákok esetében a PF kezelés során a diverzitás kisebb mértékben csökkent a másik két takarmányhoz képest. A környezeti háttérfaktorokat és a takarmánykomponenseket vizsgálva a különböző kezeléseket az elvárásainknak megfelelően alig befolyásolták a közösség összetételét. A közösség felépítését inkább az évszak, mintsem a kezelés határozta meg. Általában a közösségek nem kapcsolódnak különböző takarmányösszetevőkhöz.

Összességében a különböző kezeléseket nem jelentettek különleges feltételeket a zooplankton közösségek számára, ami pozitív vagy negatív irányú változást okozna összetételükben. Hasonlóan a halliszt alapú kereskedelmi takarmányokhoz, a ponty monokultúrára tipikus zooplankton közösségek alakultak ki kísérleti takarmány felhasználása során is, amelyek megfelelnek a halak természetes táplálékának. Ezen eredmények alapján a növényi alapú kísérleti takarmány nem gyakorolt negatív hatást a plankton együttesekre, ami alkalmassá teszi fenntartható haltápként a tavi akvakultúrában.

5.2. „Létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”

A vízkezelő rendszer W2-es jelzésű egységében természetesen felnövő zooplankton közösségek közül három Cladocera, kilenc Rotatoria fajt és a Copepoda csoport jelenlétét sikerült kimutatni. Az ágascsapú rákok közül két nagyméretű faj, a *Daphnia magna* és a *Moina macrocopa*, mint rendszerbe került tápanyagok fő újrahasznosítója jelentkezett nagy denzitással, a vizsgálati idő alatt váltott dominanciával. E két faj monokultúrája megfelelő

kiegészítő természetes táplálékot jelenthet tavi akvakultúrában nevelt halak esetében. A felnövő zooplankton állomány letermelhetőségének és hasznosításának lehetősége egy új, alkalmazott irányt jelenthetne az akvakultúrában. Az eltávolított zooplankton szervezetekkel a rendszerben jelenlevő nitrogén-, foszfor- és szervesanyag tartalom is csökkenne. Mindezek alapján nem zárható ki, hogy a „létesített vizes élőhely”-ek, és a hozzákapcsolt zooplankton monokultúrák tenyésztésére használt tavak megfelelő kombinációjával hatékony vízkezelés és tavi akvakultúrában felhasználható természetes kiegészítő takarmány előállítás is megvalósulhat, ráadásul pozitív ökológiai hatásokkal (tápanyagcsökkenés).

5.3 Kákafoki holtág kerekcsigéreg közösségeinek taxondiverzitása

A felmérés során fajgazdag Rotifera faunát mutattam ki 26 taxonnal. Egy korábbi felmérés (Gulyás, 2000) 13, illetve 8 fajt talált a szomszédos, védett Aranyosi és Borza holtágokban, illetve 14 fajt a Dán-zug hasonló állapotú holtágában. A Hármaskörösön egy 25 évvel ezelőtt végzett felmérés során 65 fajt találtak (Gulyás, Bancsi és Zsuga, 1995), de a Kákafoki-holtágban jelen lévő 10 faj hiányzott ebből a listából. Egy kiterjedt, 2 éves felmérés a Gemencnél (a 1503–1469. Km között) a Duna melletti holtágokban 71 rotifer taxont (Schöll, 2009) talált, amelyek közül 16 gyakori volt felmérésünkben. A nálunk talált 8 faj (30%) azonban nem volt jelen a Dunában, ami a Duna és a Tisza közötti fajkészletben lévő különbséget jelzi.

A Kákafoki holtágon található fajok többsége az oligo- és az oligo / β mezoszapróbikus vizekre volt jellemző (Gulyás, 1983), kivéve a szennyezett, a β és a β / α mezoszapróbikus víztesteket előnyben részesítő *Brachionus* fajokat (Gulyás, 1983). Az általam kimutatott fajok (*Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *B. diversicornis*, *B. falcatus*, *B. forficula*, *B. leydigi*, *B. nilsoni*, *B. quadridentatus*, *B. urceolaris* és *B. variabilis*) jellemzően nyáron fordulnak elő, főleg a K1-K2 pontokon, jelezve az elfolyó víz hatását, kedvező hőviszonyokkal együtt. Több *Brachionus* fajt találtam, mint a két korábbi tanulmány (Gulyás, 2000; Gulyás, Bancsi és Zsuga,

1995) amelyek többnyire a β mezoszapróbikus indikátorcsoportozhoz tartoztak (Gulyás, 1983, Sladacek, 1983). A Körösben korábban kimutatott fajok: *Brachionus angularis*, *B. bennini*, *B. falcatus*, *B. budapestiensis*, *B. calyciflorus*, *B. urceolaris* és *B. quadridentatus* (Gulyás, Bancsi és Zsuga, 1995), a másik három holtágban *Brachionus bidentata*, *B. quadridentatus* és *B. calyciflorus*. Mintáimban a leggyakoribb és a legtöbb helyen előforduló faj (*Brachionus calyciflorus*) is ehhez a nemzetséghez tartozott. A trofitási viszonyok összefüggenek a szaprobitással (Kolkwitz, 1935; Sladacek, 1978). Ezek a fajok a trofikus állapotok mutatói is (Berzins, 1949; Lillieroth, 1950; Jarnefelt, 1952; Thunmark, 1945; Pejler, 1965). Ugyancsak trofitási állapotok indikátorfaja a *Trichocerca pusilla* Berzins (1949), Jarnefelt (1952), Thunmark (1945) és Pejler (1965) munkájában, amely szintén csak szórványosan jelent meg a beáramlás pontján nyáron és ősszel. Sladacek (1983) javasolta, hogy a trofikus szintet a *Brachionus* és *Trichocerca* fajok biomasszájának hányadosa alapján lehet levezetni. Ezt a paramétert azonban nem tudtam alkalmazni, mert a *Trichocerca* spp. csak kétszer volt kimutatható, nyáron és ősszel a befolyási ponton. A legtöbb *Brachionus* faj azonban itt is kimutatható.

Kezdeti hipotéziseimet csak részben támasztották alá a taxondiverzitásból származó adatok. A diverzitási profilok kifinomultabb eredményeket nyújtanak, mint a szokásos egydimenziós sokszínűségi indexek (Lövei, 2005; Tóthmérész, 1995). Tavasszal, ahogy arra számítottam, a biodiverzitás a beáramlás helyétől növekvő távolsággal nőtt, de egy nyári átmeneti időszak után az ősz folyamán a helyzet részben megfordult. Nem volt egyértelmű szezonális különbség a beáramlási pont és a hozzá legközelebbi pont között, ami azt jelzi, hogy az elfolyó víz hatása nem csökkent 500 m távolságban. Tavasszal és ősszel, valamint nyáron, ha a fajszámbeli különbségeket tekintjük, a K3 pont közepes változatosságot mutatott, megfelelően hipotézisemnek. Nyárra ez a mintavételi pont a legalacsonyabb biodiverzitásúvá vált annak eredményeként, hogy mindössze néhány faj nagy egyedszámot ért el, és dominálta

a közösséget. A harmadik legtávolabbi pont (K4) meglepő eredményeket adott. Míg a vizsgálati időszak végére egyértelműen rangsorolható volt, tavasszal a második legváltozatosabb közösséggé vált, amikor a ritka fajok hatása csökkent. Váratlanul, még nyáron is, a diverzitás a K4 ponton lényegesen magasabb volt, mint a beáramlási ponthoz közelebb és távolabb. Valószínű oka több faj jelenléte nagyobb egyedszámmal, amelyek esetleg kompetitívek egymással, és egyiküknek sem sikerült dominánssá válni a közösségben, ami nagy egyenletességet eredményezett az együttesben. A legtávolabbi pont (K5) tavasszal volt a legdiverzebb, és ősszel a legkevésbé változatos. Nyáron a rotifera sokfélesége nem különbözött egyértelműen a többi ponttól. A különböző mintavételi pontokat összehasonlítva, a beáramlástól növekvő távolsággal csökkenő gyakoriság a leggyakrabban a *Brachionus* fajokban figyelhető meg, amelyek a szaprobikusabb vizek indikátorai (Gulyás, 1983). Az akvakultúrából származó elfolyóvíz belépőhelyén (K1) és a közelben (K2) a *Brachionus* fajok nagyobb dominanciát mutattak ugyanabban a fajösszetételben, ami a diverzitás csökkenéséhez vezetett tavasszal. A fajkészlet nyáron érte el a maximumot, azonban a szaprobikusabb fajok túlsúlya miatt ez nem eredményezte a diverzitás egyértelműen azonosítható növekedését. Ősszel a távolabbi pontokon csökkent a fajok és egyedek száma, míg a beáramlásnál viszonylag gazdag és bőséges közösség alakult ki. A havi mintavétel rögzítheti a szezonális trendeket, azonban tekintettel arra, hogy a rotifera generációs ideje (a kikeléstől az érettségig) általában körülbelül 24 óra, a havi mintavétel valószínűleg nem elég gyakori a rotifera közösségekben rövidebb időskálán bekövetkező változásokat detektálni. Ennek ellenére felmérésem azt mutatta, hogy a rotifera fajok gazdagsága magasabb volt, mint azt korábban dokumentálták.

Összefoglalva, az akvakultúra-elfolyóvíz szezonálisan eltérő hatását észleltem a Kákafoki holtág rotifera közösségének összetételében. Ez a hatás tavasszal és ősszel volt a legerősebb. Nyáron a taxonómiai sokféleség különbségei eltűntek. A vizsgálati időszak elején végzett vizsgálataink szerint a tápanyagban gazdag elfolyóvíz bekerülési pontjának környékén

a közönséges fajok dominanciája nőtt, nyáron a dominanciaviszonyok különbsége csökkent, de nem tűnt el. Ősszel azonban a többlet tápanyag beáramlás lehetővé tette a sokszínű közösség fenntartását az elfolyóvíz bevezetésénél. Mindezek mellett azonban más, még nem vizsgált környezeti tényezők is szerepet játszhattak, ideértve a Copepodák és a Cladocerák kompetícióját, valamint a ragadozást vagy a táplálék-hozzáférhetőséget. Szorosan kapcsolódó és különböző szaprobiotikus indikátorfajok jelenléte miatt a funkcionális és filogenetikai elemzés további információkat nyújthat. Más irodalmi eredménnyel való összevetésre nem volt módom, mert hasonló problémát hasonló módszerrel vizsgált elemzésről publikációt nem találtam.

5.4 Kákafoki holtág kerekesszék közösségeinek funkcionális és filogenetikai diverzitása

A közösség szerveződését befolyásoló folyamatok nemcsak a fajok számát érintik, hanem azok ökológiai hasonlóságait és különbségeit is (Weither és Keddy 1995; Diaz és Cabido 2001; McGill és mtsai., 2006). Ezek számszerűsítéséhez a fajszámról a funkcionális-filogenetikai megközelítésre kell áttérnünk (Webb és mtsai., 2002). A közösségszervezést három folyamat irányíthatja. Először is az abiotikus közösségűzők (1) határozzák meg, hogy egy adott faj rendelkezik-e a megfelelő jellemvonásokkal az így definiált ökológiai niche elfoglalására és benépesítésére. Ezt a potenciális közösség tagjai közötti biotikus interakciók és a hozzájuk szükséges rátermettség (2) modulálja. Ezen kívül az elterjedtség korlátozottsága (3) is tényező lehet, és gyakran véletlenszerűen szervezett közösségeket eredményez (Webb és mtsai., 2002). A Kákafoki holtág szezonális Rotifera közösségeit vizsgáltam, ahol egy akvakultúrából származó tápanyagdús elfolyóvíz hatását feltételeztem. A fajok funkcionális élettörténeti jellemzőire, filogenetikai kapcsolataira és ezek kombinációira összpontosítottam, mivel a pusztán taxonómiai értékelés nem tette lehetővé a közösség ilyen mélyreható vizsgálatát. Az általam megállapított jelleg konzervativizmus szerint a közelebbi rokoni kapcsolatban lévő taxonok hasonlóbb jellegekkel rendelkeznek. Esetünkben a

funkcionális és filogenetikai távolságok nem tértek el lényegesen. Ez eltér Obertegger és Flaim (2014) munkájától, akik pusztán morfológiai tulajdonságokat használva az általam vizsgált vízmélységben jelleg konvergenciát állapítottak meg az olasz oligotróf Tovel-tóban. Megállapításuk szerint a nagyobb filogenetikai távolságokhoz kis funkcionális távolságok társulnak, így a távolabbi rokonsággal rendelkező csoportokban is többször alakultak ki hasonló tulajdonságok.

Minden évszak esetében a távolságból adódó pozíció által magyarázott variancia alacsonyabb funkcionális és filogenetikai súlyozási paraméter értékeinél volt maximális. Eszerint a kombinált funkcionális és filogenetikai információk jobban rávilágítanak a közösségszervező mechanizmusokra, mintha külön vizsgálnánk őket, azonban a filogenetikai komponens aránya jóval kisebb a funkcionálishoz képest. Azt találtam, hogy a SES értékek nincsenek szoros kapcsolatban a befolyási ponttól, vagyis a tápanyag beáramlási ponttól mért távolsággal. Eszerint ez nem jelent környezeti hatás gradienst a Rotifera közösség kialakulására. Azonban tavasszal a befolyási pontnál kialakult közösség esetében a környezeti hatás és a funkcionális és filogenetikai csoportosulás kimutatható. Eszerint az együtt előforduló fajok ebben az esetben közelebbi kapcsolatban vannak, valamint funkcionálisan is hasonlóbba, mint ami a véletlenből adódna. Ez a pont ebben az időszakban rendelkezik a negyedik legkisebb biodiverzitással a Rao kvadratikus állandók szerint a filogenetikai és funkcionális távolság arányának minden kombinációjában. Ugyanakkor a taxondiverzitás alapján, ha a biodiverzitás vizsgálata során a dominánsan jelenlévő fajokra helyezzük a hangsúlyt a ritka fajokkal szemben, ez a pont a legkevésbé diverz. Mindezeket egybevéve ezen a ponton tavasszal a mezoszapróbikus indikátor, főleg *Brachionus* fajok megjelenése és tömegessé válása a kerekeshéjú közösségben a bekerülő elfolyóvíznek, tehát antropogén hatásnak köszönhető, ami csökkenti a közösség biodiverzitását. Ez részben igazolja hipotézisemet. A többi ponton egyértelmű hatást nem mutathatunk ki. A közösségszerveződés

nem tér el szignifikánsan a véletlentől, viszont a biodiverzitás a távolság növelésével növekszik. Ezek az eredmények a taxondiverzitási eredmények esetében a ritka fajok súlyának csökkentésével kapott eredményekkel mutatnak hasonlóságot.

Nyáron sem a közösségi kapcsolatok, sem a környezeti körülmények nem játszanak szerepet a közösség struktúrájának kialakulásában. A befolyóvíz nyáron nem befolyásolja a közösség alapján kimutathatóan a környezeti feltételeket. Ez a Rao kvadratikussal számolt biodiverzitás értékeken is látszik, ahol a befolyási ponttól mért távolságokban trend nem tapasztalható. A tisztán funkcionális, tisztán filogenetikai diverzitások és ezek kombinációja esetén a 3 km-re lévő közösség a legdiverzebb, míg a 2,5 km-re levő a legkevésbé, tehát a két legtávolabbi pont diverzitása egyértelműen nagyobb, mint a legközelebbi három ponté. Ez a korábban vizsgált Rényi-féle taxondiverzitás alacsony skálaparaméternél kapott eredményekkel mutat hasonlóságot. A K3 pont kilóg a sorból, de ha megnézzük a vízkémiai adatokat, a TN, TP és TSS (Melléklet 7. táblázat) magas értékeinek kombinációját találjuk itt, ami megmagyarázhatja az alacsony biodiverzitást. Ezt szem előtt tartva még nyáron is azt láthatjuk, hogy a biodiverzitás csökken a tápanyagok növekedésével. Ezt pusztán a taxonok diverzitása alapján nem lehetett kimutatni. Eszerint a biodiverzitást a 3 legközelebbi ponton szintén a *Brachionus* fajok (főleg *B. calyciflorus*, *B. angularis*) tömegesebb előfordulása csökkentette. A távolabbi pontokon ezek helyét inkább a *Hexarthra mira* és az *Asplanchna priodonta* fajok vették át. Utóbbi már inkább oligo/beta mezoszapróbikus vizekre jellemző faj. Ugyan statisztikai módszerrel kimutatható hatásról nem tudtam beszámolni, de árnyaltabb képet kaptam a közösségszerveződésről és a biodiverzitásról, mint a korábbi tisztán taxonómiai alapokon nyugvó vizsgálat során, mely szerint a két távolabbi pont diverzitása nagyobb a három közelebbiéhez képest.

Ősszel a közösségszerveződés mozgatórugója a biotikus interakciók felé tolódik, viszont már ebben az időben a befolyási ponttól távolodva egyre inkább fajszegény közösségek

alakultak ki, amikből nehéz statisztikailag igazolható eredmények alapján következtetéseket levonni. A befolyási pontnál viszont egyértelműen a fajok közötti interakciók járulnak hozzá a szerveződéshez. A tisztán filogenetikai viszonyokat alapul vevő biodiverzitás megegyezik a taxondiverzitással, ahol a ritka fajok súlya kisebb súllyal szerepel, azonban ez lényegesen eltér a tisztán funkcionális távolságok szerinti biodiverzitástól és a maximális SES értéket adó kombinációtól. Utóbbi esetben a negyedik legtávolabbi pont a legdiverzebb, míg ezt követi nagyon hasonló befolyási pont és a hozzá 500 méterre lévő pont. Más szavakkal a befolyáshoz közelebbi pontok filogenetikailag változatosabbak, mint funkcionális szempontból, míg a távolabbiak fordítva. A taxondiverzitás ebben az esetben inkább a rokoni kapcsolatokat követi. Szükséges tehát a biotikus kölcsönhatások hatásának vizsgálata egy ilyen funkcionális és filogenetikai elemzés részeként. Ezt egy tisztán taxonómiai vizsgálat nem tárja fel.

Az első elemzés taxondiverzitásra alapozva szemléltette, hogy az antropogén eredetű elfolyóvíz befolyásolhatja a befogadó víztér kerekeshéreg közösségeit, de szezonálisan eltérő hatást kifejtve. A funkcionális és filogenetikai jellemzők figyelembevétele lehetővé tette azonban a közösség-szervező erők azonosítását. Ezzel sikerült bizonyítani, hogy a befolyási pontnál tavasszal a környezeti kondíciók, míg ősszel a fajok közötti interakciók játszanak inkább szerepet a közösség-szerveződésben. A funkcionális és filogenetikai kapcsolatok kombinációját használva árnyaltabb képet kaptam a kerekeshéreg közösségek biodiverzitáciájáról. Ezzel a megközelítéssel megállapítottam, hogy tavasszal és nyáron a befolyási ponttól távolabb magasabb a biodiverzitás, ezzel alátámasztva a feltevést mely szerint a tápanyagban gazdagabb körülmények között inkább azonos taxonba vagy funkciócsoportba tartozó organizmusok dominanciája figyelhető meg, míg oligotrof körülmények között változatosabb, de kisebb egyedszámú élőlény csoportokat kapunk (Gliwicz, 1969; Odum, 2014).

Az akvakultúra magas tápanyagtartalma révén hatással van a vízi ökoszisztémákra. A zooplankton közösségek reakciója erre a hatásra funkcionális és filogenetikai megközelítéssel jobban nyomon követhető. A tápanyagtöbblet hatása jobban tettenérhető ezzel a módszerrel, de nem elhanyagolható más közösség-szervező erők (például biotikus kölcsönhatások) hatása sem, amelyhez a funkcionális és filogenetikai diverzitás felmérése megfelelőbb eszköz, mint a taxondiverzitás meghatározása. Azonban a funkcionális és filogenetikai tulajdonságok közös vizsgálata még nem elterjedt a szakirodalomban emiatt más, hasonló vizsgálatokkal való összevetésre nem volt módom. Mindezek miatt a funkcionális-filogenetikai diverzitáselemzési módszerek kiterjesztése a taxon alapú megközelítésre a biológiai vízminőség vizsgálatában előrelépést jelent.

6. Új tudományos eredmények

1. Félintenzív tavi haltermelési körülmények között felmért zooplankton közösségben 23 kerekesefféreg, 14 ágascsapú rák és 2 evezőlábú rák fajt mutattam ki. Ezek közül a Rotifera *Brachionus variabilis*, a Cladocera *Daphnia ambigua*, *Daphnia parvula* és *Ceriodaphnia rigaudi* Magyarországon új idegenhonos fajok.

2. Megállapítottam, hogy a növényi alapú kísérleti takarmány nem gyakorolt negatív hatást a zooplankton együttesekre, ami alapján lehetséges az alkalmazhatósága fenntartható haltápként a tavi akvakultúrában.

3. Megállapítottam az intenzív akvakultúrából származó, tápanyagban gazdag elfolyóvíz hatását az azt kezelő „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”-ben felnövő zooplankton közösségekre, mely fajszegény, összesen 12 fajból álló közösség, változó dominanciával. A *Moina macrocopa* májusi nagy egyedszámát augusztusi megjelenés után szeptemberre a *Daphnia magna* dominanciája váltotta.

4. Elsőként mértem fel részletesen a Kákafoki-holtág kerekesefféreg közösségét, mely sajátos közösséget tart fent 26 taxonnal, ami több ponton eltér a szomszédos és hasonló

holtágakban leírt közösségektől. A holtágban előforduló kerekeshéjú taxonok funkcionális és filogenetikai kapcsolatai szerint jelleg konzervativizmust állapítottam meg, azaz a közelebbi rokoni kapcsolatban lévő taxonok hasonlóbb jellegekkel rendelkeznek. A holtágot érő tápanyagterhelés hatása szezonálisan változik: míg tavasszal a környezeti hatás a legjelentősebb a közösségszerveződésre, addig ősze a biotikus interakciók válnak meghatározóvá.

7. Összefoglalás

Dolgozatomban célul tűztem ki egy komplex, rendszerszintű elemzés elkészítését az akvakultúra és a zooplankton közösségek kapcsolatára nézve. Vizsgáltam közvetlenül a tógazdasági haltermelés halastavi közösségeit eltérő takarmányok hatásai szerint, továbbá egy intenzív, átfolyóvízes rendszerű, afrikai harcsa nevelő (*Clarias gariepinus*) telepről származó elfolyóvíz „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”-rel való kezelése során kialakult közösséget, valamint a Békésszentandrás (Kákafoki) Holt Körös, mint a természetes befogadó víztest közösségeit.

A halliszt és halolaj tartalmú halgazdasági táp növényi alapanyagokkal való helyettesítésének vizsgálata során az „el nem fogyasztott” zooplankton sűrűség és biomassza alapján a közösségek a ponty monokultúrára jellemző mennyiségben és minőségben alakultak ki. 23 Rotifera, 14 Cladocera és 2 Copepoda fajt mutattam ki. A ponty elsődleges táplálékforrását biztosító nagyobb Cladocera fajok (*Ceriodaphnia*, *Daphnia*) sűrűsége kezdetben nagyobb volt, később szórványossá vált. A *Moina micrura* gyorsabb növekedése miatt egész évben szubdomináns lehet. Az idegenhonos *Ceriodaphnia rigaudi* faj megjelenése után jelentős állományai maradtak fenn minden halastóban. Haltermelési szempontból a zooplankton közösségek mennyisége és minősége megfelelő volt a vizsgált tavakban, és a kezelések között nem volt szignifikáns különbség a közösségi struktúrában.

A közösség összetételében több idegenhonos faj is jelen volt. A Rotiferák közül a *Brachionus variabilis*. A Cladocerák közül az invazív *Daphnia ambigua* és a *Daphnia parvula* elterjedt az amerikai kontinensen, de Európában csak nemrég jelentek meg. Az eredményekből arra lehet következtetni, hogy a *Daphnia* fajok megtelepedése, túlélése és szaporodása ezen a területen sikeres volt. A zooplankton taxonból a legmeglepőbb Cladocera előfordulás a *Ceriodaphnia rigaudi* volt, amely az irodalom szerint a legmelegebb, trópusi, szubtrópusi zónára jellemző. A környezeti háttérfaktorokat és a takarmánykomponenseket kanonikus korrespondancia analízissel (CCA) vizsgálva a különböző kezelések az elvárásainknak megfelelően alig befolyásolták a közösség összetételét. A közösség felépítését inkább az évszak, mintsem a kezelés határozta meg. Általában a közösségek nem kapcsolódnak különböző takarmányösszetevőkhöz. Ezen eredmények alapján a növényi alapú kísérleti takarmány nem gyakorolt negatív hatást a plankton együttesekre, ami nem zárja ki fenntartható haltápként való alkalmazását a tavi akvakultúrában.

Egy afrikai harcsa nevelő telep elfolyóvizének „létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer”-rel történő kezelése során az egyik egységében természetesen felnövő zooplankton közösségek közül három Cladocera, kilenc Rotatoria fajt és a Copepoda csoport jelenlétét sikerült kimutatni. Az ágascsapú rákok közül két nagyméretű faj, a *Daphnia magna* és a *Moina macrocopa*, mint a rendszerbe került tápanyagok fő újrahasznosítója jelentkezett nagy denzitással, a vizsgálati idő alatt váltott dominanciával. E két faj monokultúrája megfelelő kiegészítő természetes táplálékot jelenthet tavi akvakultúrában nevelt halak esetében. A felnövő állomány letermelhetőségének és hasznosításának lehetősége egy új, alkalmazott irányt jelenthetne az akvakultúrában. Az eltávolított szervezetekkel a rendszerben jelenlevő nitrogén-, foszfor- és szervesanyag tartalom is csökkenne. Mindezek alapján nem zárható ki, hogy a „létesített vizes élőhely”-ek, és a hozzákapcsolt zooplankton monokultúrák tenyésztésére használt tavak megfelelő kombinációjával hatékony vízkezelés és tavi akvakultúrában

felhasználható természetes kiegészítő takarmány előállítására is megvalósulhat, ráadásul pozitív ökológiai hatásokkal.

Az akvakultúrából származó elfolyóvíz Kákafoki-holtág kerekeshéreg közösségeire gyakorolt hatásának felmérése során fajgazdag Rotifera faunát mutattam ki 26 taxonnal. A fajok többsége az oligo- és az oligo / β mezoszapróbikus vizekre volt jellemző, kivéve a szennyezett, a β és a β / α mezoszapróbikus víztesteket előnyben részesítő *Brachionus* fajokat. Az általam kimutatott fajok (*Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *B. diversicornis*, *B. falcatus*, *B. forficula*, *B. leydigi*, *B. nilsoni*, *B. quadridentatus*, *B. urceolaris* és a korábban említett idegenhonos *B. variabilis*) jellemzően nyáron fordulnak elő, főleg a befolyási ponton és annak közelében, jelezve az elfolyó víz hatását.

Kezdeti hipotéziseimet csak részben támasztották alá a taxondiverzitásból származó adatok. A biodiverzitás összehasonlítására használt Rényi-diverzitási profilok szerint tavasszal, ahogy arra számítottam, a biodiverzitás a beáramlás helyétől növekvő távolsággal nőtt, de egy nyári átmeneti időszak után az ősz folyamán a helyzet részben megfordult. Az akvakultúra-elfolyóvíz szezonálisan eltérő hatását észleltük a Kákafoki holtág rotifera közösségének összetételében. Ez a hatás tavasszal és ősszel volt a legerősebb. Nyáron a taxonómiai sokféleség különbségei eltűntek. A vizsgálati időszak elején végzett vizsgálataink szerint a tápanyagban gazdag elfolyóvíz bekerülési pontjának környékén a közönséges fajok dominanciája nőtt, nyáron a dominanciaviszonyok különbsége csökkent, de nem tűnt el. Ősszel azonban a többlet tápanyag beáramlás lehetővé tette a sokszínű közösség fenntartását az elfolyóvíz bevezetésénél.

A Kákafoki holtág kerekeshéreg közösségei funkcionális és filogenetikai diverzitásának vizsgálata során a fajok funkcionális élettörténeti jellemzőire, filogenetikai kapcsolataira és ezek kombinációira összpontosítottam, mivel a pusztán taxonómiai értékelés nem tette lehetővé a közösség mélyreható vizsgálatát. Az általam megállapított jelleg konzervativizmus szerint a közelebbi rokoni kapcsolatban lévő taxonok hasonlóbb jellegekkel rendelkeznek. A kombinált

funkcionális és filogenetikai információk jobban rávilágítanak a közösségszervező mechanizmusokra, mintha külön vizsgálnánk őket, azonban a filogenetikai komponens aránya jóval kisebb a funkcionálishoz képest. Tavasszal a befolyási pontnál kialakult közösség esetében a környezeti hatás és a funkcionális és filogenetikai csoportosulás kimutatható. Tehát az együtt előforduló fajok ebben az esetben közelebbi kapcsolatban vannak, valamint funkcionálisan is hasonlóbba, mint ami a véletlenből adódna. Nyáron sem a közösségi kapcsolatok, sem a környezeti körülmények nem játszanak szerepet a közösség struktúrájának kialakulásában. A befolyóvíz nyáron nem befolyásolja a közösség alapján kimutathatóan a környezeti feltételeket. Azonban a vízminőségi eredményeket is szem előtt tartva még nyáron is azt láthatjuk, hogy a biodiverzitás csökken a tápanyagok növekedésével. Ezt pusztán a taxonok diverzitása alapján nem lehetett kimutatni. Eszerint a biodiverzitást a 3 legközelebbi ponton szintén a *Brachionus* fajok (főleg *B. calyciflorus*, *B. angularis*) tömegesebb előfordulása csökkentette. A távolabbi pontokon ezek helyét inkább a *Hexarthra mira* és az *Asplanchna priodonta* fajok vették át. Utóbbi már inkább oligo/beta mezoszapróbikus vizekre jellemző faj. Ugyan statisztikai módszerrel kimutatható hatásról nem tudtam beszámolni, de árnyaltabb képet kaptam a közösségszerveződésről, és a biodiverzitásról, mint a korábbi tisztán taxonómiai alapokon nyugvó vizsgálat során, mely szerint a két távolabbi pont diverzitása nagyobb a három közelebbiéhez képest.

Ősszel a közösségszerveződés mozgatórugója a biotikus interakciók felé tolódik, viszont már ebben az időben a befolyási ponttól távolodva egyre inkább fajszegény közösségek alakultak ki, amikből nehéz statisztikailag igazolható eredmények alapján következtetéseket levonni. A befolyási pontnál viszont egyértelműen a fajok közötti interakciók járulnak hozzá a szerveződéshez.

Az első elemzés taxondiverzitásra alapozva szemléltetette, hogy az antropogén eredetű elfolyóvíz befolyásolhatja a befogadó víztér kerekeshéreg közösségeit, de szezonálisan eltérő

hatással. A funkcionális és filogenetikai jellemzők figyelembevétele lehetővé tette azonban a közösség-szervező erők azonosítását. Ezzel sikerült bizonyítani, hogy a befolyási pontnál tavasszal a környezeti kondíciók, míg ősszel a fajok közötti interakciók játszanak inkább szerepet a közösség-szerveződésben. A funkcionális és filogenetikai kapcsolatok kombinációját használva árnyaltabb képet kaptam a kerekeshéreg közösségek biodiverzitásáról. Ezzel a megközelítéssel megállapítottam, hogy tavasszal és nyáron a befolyási ponttól távolabb magasabb a biodiverzitás, ezzel alátámasztva a feltevést, mely szerint a tápanyagban gazdagabb körülmények között inkább azonos taxonba vagy funkciós csoportba tartozó organizmusok dominanciája figyelhető meg, míg oligotrof körülmények között változatosabb, de kisebb egyedszámú élőlény csoportokat kapunk. Ősszel azonban ez az állítás nem állja meg a helyét.

8. Summary

In my thesis, I aimed to conduct a complex, system-wide analysis of the relationship between aquaculture and zooplankton communities. I directly examined the communities of fishpond of the pond fish production according to the effects of different feeds, the community formed during the treatment of effluent water from an intensive, raceway culture from the African catfish farm (*Clarias gariepinus*) with the “artificial wetland water treatment system” and the communities of the Kákafok Oxbow lake as the natural recipient water body.

In the experiment of the replacement of fish feed containing fishmeal and fish oil with plant raw materials, based on the density and biomass of “uneated” zooplankton, communities were formed in the quantity and quality typical of carp monoculture. I detected 23 species of Rotifera, 14 species of Cladocera and 2 species of Copepoda. The density of the larger Cladocera species (*Ceriodaphnia*, *Daphnia*), which provided the primary food source for carp, was initially higher and later became sporadic. Due to the faster growth of the *Moina micrura*, it can be subdominant throughout the year. Significant stocks of the non-native species *Ceriodaphnia rigaudi* have survived in all fishponds. From the point of view of fish production,

the quantity and quality of zooplankton communities were adequate in the studied lakes, and there was no significant difference in the community structure between the treatments.

Several non-native species were present in the community. Of the rotifers, *Brachionus variabilis*. Among the Cladoceras, invasive *Daphnia ambigua* and *Daphnia parvula* have spread to the American continent, but have only recently appeared in Europe. The results suggest that the establishment, survival and reproduction of these *Daphnia* species in this area has been successful. Of the zooplankton taxa, the most surprising occurrence of Cladocera was *Ceriodaphnia rigaudi*, which in the literature is characterized by the warmest, tropical, subtropical zone. Examining environmental background factors and feed components by canonical correspondence analysis (CCA), the different treatments had little effect on community composition as expected. The structure of the community was determined by the season rather than the treatment. In general, communities are not associated with different feed ingredients. Based on these results, the plant-based experimental feed did not have a negative effect on plankton assemblages, which does not preclude its use as a sustainable fish feed in pond aquaculture.

The treatment of effluent water from an African catfish farm with an “artificial wetland water treatment system” has shown the presence of three Cladocera species, nine Rotatoria species, and the presence of Copepoda taxa as the naturally growing zooplankton communities. Between cladoceran two large species, *Daphnia magna* and *Moina macrocopa*, emerged with high density as the main recyclers of the nutrients entering the system, changing their dominance during the study period. Monocultures of these two species may provide an adequate complementary natural diet for fish farmed in pond aquaculture. The possibility of reproducing and utilizing the growing stock could represent a new, applied direction in aquaculture. With the removed organisms, the content of nitrogen, phosphorus and organic matter present in the system would also be reduced. On the basis of all this, it cannot be ruled out the appropriate

combination of "artificial wetlands" and ponds used for the cultivation of zooplankton monoculture can be achieved efficient water treatment and the production of natural supplementary feed for pond aquaculture with positive ecological effects.

During the assessment of the impact of effluent water from aquaculture on the Rotifera communities of the Kákafok oxbow lake, I detected a species-rich Rotifera fauna with 26 taxa. The majority of species were characteristic of oligo- and oligo / β mesosaprobic waters, with the exception of *Brachionus* species, which favored β and β / α mesosaprobic, contaminated water bodies. The species I have detected (*Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *B. diversicornis*, *B. falcatus*, *B. forficula*, *B. leydigi*, *B. nilsoni*, *B. quadridentatus*, *B. urceolaris* and the previously mentioned non-native *B. variabilis*) are typically in summer occur mainly at and near the point of influence, indicating the effect of the effluent water.

My initial hypotheses were only partially supported by data from taxon diversity. According to the Rényi diversity profiles used to compare biodiversity, in the spring, as I expected, biodiversity increased with increasing distance from the inflow site, but after a summer transition period, the situation partially reversed during the autumn. Seasonally different effects of aquaculture effluent water were observed in the composition of the rotifera community in the Kákafok oxbow lake. This effect was strongest in spring and autumn. In the summer, differences in taxonomic diversity disappeared. According to our studies carried out at the beginning of the study period, the dominance of common species increased around the entry point of nutrient-rich effluent, and the difference in dominance decreased but did not disappear in the summer. In the autumn, however, the surplus nutrient inflow made it possible to maintain a diverse community at the introduction of effluent water.

In examining the functional and phylogenetic diversity of the Rotifera communities in the Kákafok oxbow lake, I focused on the functional life-history characteristics of the species, their phylogenetic relationships, and combinations of this two features, because the purely

taxonomic assessment did not allow for an in-depth study of the community. According to the trait conservatism I have found, taxa with a more closely related relationship have more similar characteristics. The combined functional and phylogenetic information sheds more light on community organizing mechanisms than if we examined them separately, however, the proportion of the phylogenetic component is much smaller than the functional one. In the spring, the environmental impact and the functional and phylogenetic clustering can be demonstrated in the community formed at the point of influence. So the coexisting species in this case are more closely related and also functionally more similar than what would result from chance. In summer, neither community relations nor environmental conditions play a role in shaping community structure. The inflow of water in summer does not have a demonstrable effect on the environmental conditions based on the community. However, keeping in mind the water quality results, even in summer, we can see that biodiversity decreases with increasing nutrients. This could not be detected solely on the basis of the diversity of taxa. According to this, biodiversity was reduced at the 3 closest points by the higher occurrence of *Brachionus* species (mainly *B. calyciflorus*, *B. angularis*). At more distant points, they were replaced by *Hexarthra mira* and *Asplanchna priodonta*. The latter is more characteristic of oligo / beta mesosaprobic waters. Although I could not report a statistically significant effect, I got a more nuanced picture of community organization and biodiversity than in the previous purely taxonomic study, which found that the diversity of the two more distant points was greater than the three less distant ones.

In the autumn, the driving force of community organization shifts towards biotic interactions, but already at this time, moving away from the point of influence, more and more species-poor communities have emerged, from which it is difficult to draw conclusions based on statistically verifiable results. At the point of influence, however, inter-species interactions clearly contribute to organization.

The first analysis, based on taxon diversity, illustrated that anthropogenic origin effluent water may affect Rotifera communities in the receiving water body, but they have had seasonally different effects. However, consideration of functional and phylogenetic characteristics allowed the identification of community organizing forces. This has shown that environmental conditions at the point of influence play a more important role in community organization in the spring and inter-species interactions in the autumn. Using a combination of functional and phylogenetic relationships, I obtained a more nuanced picture of the biodiversity of Rotifera communities. With this approach, I found that biodiversity is higher away from the point of influence in spring and summer, thus supporting the hypothesis that under nutrient-rich conditions the dominance of organisms belonging to the same taxon or functional group is more prevalent, while under oligotrophic conditions a more diverse but smaller number of individuals we get groups. In the fall, however, this statement does not hold true.

9. Irodalomjegyzék

- Allan, J. D. (1976). Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, 110(971), 165-180.
- Astor, T., Strengbom, J., Berg, M.P., Lenoir, L., Marteinsdottir, B. & Bengtsson, J. (2014). Underdispersion and overdispersion of traits in terrestrial snail communities on islands. *Ecology and Evolution*, 4, 2090–2102.
- Bancsi, I. (1986). A kerekeshéreg, Rotatoria kishatározója. Vízgazdálkodási Intézet.
- Bancsi, I. (1988). A kerekeshéreg, Rotatoria kishatározója II.. Vízgazdálkodási Intézet.
- Berg, M. P., Kiers, E. T., Driessen, G., van der Heijden, M. G. A., Kooi, B. W., Kuenen, F. J. A., Liefjing, M., Verhoef, H. A. & Ellers, J. (2010). Adapt or disperse: understanding species persistence in a changing world. *Global Change Biology*, 16, 587–598.
- Bérzinš, B. (1949). Zur Limnologie der Seen Südostlettlands. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 11(3-4), 583-607.
- Bhuiyan, A. S., & Nessa, Q. (1998). Seasonal variation in the occurrence of some zooplankton in a fish pond. *Bangladesh Journal of Fisheries Research*, 2(2), 201-203.
- Bledzki, L. A., & Rybak, J. I. (2016). *Freshwater Crustacean Zooplankton of Europe: Cladocera & Copepoda (Calanoida, Cyclopoida) Key to species identification, with notes on ecology, distribution, methods and introduction to data analysis.* Springer
- Bogdan, K. G. & Gilbert, J. J. (1984). Body size and food size in freshwater zooplankton. *Proceedings of the National Academy of Science* 81, 6427–6431.
- Brown, J. H., Allen, A. P., & Gillooly, J. F. (2007). The metabolic theory of ecology and the role of body size in marine and freshwater ecosystems. In *Body Size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems* (Eds: Hildrew, A. G., Raffaelli, D. G., & Brown, R. E.). Cambridge University Press, Cambridge, 1–15.
- Cadotte, M. W., Jonathan Davies, T., Regetz, J., Kembel, S. W., Cleland, E. & Oakley, T. H. (2010). Phylogenetic diversity metrics for ecological communities: integrating species richness, abundance and evolutionary history. *Ecology Letters*, 13, 96–105
- Cadotte, M., Albert, C.H. & Walker, S.C. (2013). The ecology of differences: assessing community assembly with trait and evolutionary distances. *Ecology Letters*, 16, 1234–1244.
- Caroni, R., & Irvine, K. (2010). The potential of zooplankton communities for ecological assessment of lakes: redundant concept or political oversight?. In *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* (pp. 35-53). Royal Irish Academy.
- Carp, E. (1972). *Proceedings, International Conference on the Conservation of Wetlands and Waterfowl, Ramsar, Iran, 30 January-3 February 1971.* International Wildfowl Research Bureau.

- Ćirić, M., Subakov-Simić, G., Dulić, Z., Bjelanović, K., Čičovački, S., & Marković, Z. (2015). Effect of supplemental feed type on water quality, plankton and benthos availability and carp (*Cyprinus carpio* L.) growth in semi-intensive monoculture ponds. *Aquaculture Research*, 46(4), 777-788.
- Čížková, H., Květ, J., Comín, F. A., Laiho, R., Pokorný, J., & Pithart, D. (2013). Actual state of European wetlands and their possible future in the context of global climate change. *Aquatic Sciences*, 75(1), 3-26.
- Crispim, M. C., & Watanabe, T. (2001). What can dry reservoir sediments in a semi-arid region in Brazil tell us about cladocera?. *Hydrobiologia*, 442(1), 101-105.
- Davidson, J., Barrows, F. T., Kenney, P. B., Good, C., Schroyer, K., & Summerfelt, S. T. (2016). Effects of feeding a fishmeal-free versus a fishmeal-based diet on post-smolt Atlantic salmon *Salmo salar* performance, water quality, and waste production in recirculation aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 74, 38-51.
- Dévai, I. (1977). Az evezőlábú rákok (Calanoida, Cyclopoida) kishatározója. Budapest. VIZDOK, VHB.
- Diamond, S. E., Frame, A. M., Martin, R. A. & Buckley, R. B. (2011). Species' traits predict phenological responses to climate change in butterflies. *Ecology*, 92, 1005–1012.
- Dias, A. T., Krab, E. J., Marien, J., Zimmer, M., Cornelissen, J. H., Ellers, J., Wardle, D. A. & Berg, M. P. (2013). Traits underpinning desiccation resistance explain distribution patterns of terrestrial isopods. *Oecologia*, 172, 667–677.
- Donászy, E. (1966). A zooplankton a magyarországi halastavakban. *Kísérletügyi Közlemények LIX/B. Állattenyésztés* 71-103.
- Duggan, I. C., Green, J. D., & Shiel, R. J. (2001). Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potential use as bioindicators of lake trophic state. In *Rotifera IX* (pp. 155-164). Springer, Dordrecht.
- Edwards, P. (2015). Aquaculture environment interactions: past, present and likely future trends. *Aquaculture*, 447, 2-14.
- Ejsmont-Karabin, J. (2012). The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: rotifer trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, 60(2), 339-350.
- FAO. (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals*. Rome
- Fontaneto, D., & Jondelius, U. (2011). Broad taxonomic sampling of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I does not solve the relationships between Rotifera and Acanthocephala. *Zoologischer Anzeiger-A Journal of Comparative Zoology*, 250(1), 80-85.
- Forró, L., Korovchinsky, N. M., Kotov, A. A., & Petrusek, A. (2007). Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. In *Freshwater animal diversity assessment* (pp. 177-184). Springer, Dordrecht.
- Gannon, J. E., & Stemberger, R. S. (1978). Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 16-35.

- García-Morales, A. E., & Elías-Gutiérrez M. (2013). DNA barcoding of freshwater Rotifera in Mexico: Evidence of cryptic speciation in common rotifers. *Molecular ecology resources* 13(6), 1097-1107.
- Gillooly, J. F., Brown, J. H., West, G. B., Savage, V. M., & Charnov, E. L. (2001). Effects of size and temperature on metabolic rate. *Science* 293, 2248–2251.
- Gliwicz, Z. M. (1969). Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekol. Pol.(Ser. A)*, 17, 663-707.
- Gulyás P. (1983). KGST Biológiai módszerek, *Vízügyi Hidrobiológia* 12, 163-216.
- Gulyás P. (2000). Rotatoria és Crustacea vizsgálatok a Körös-Maros Nemzeti Park víztereiben. *Crisicum*, 3: 111-139
- Gulyás, P., Bancsi, I., & Zsuga, K. (1995). Rotatoria and Crustacea fauna of the Hungarian watercourses. *Miscellanea Zoologica Hungarica*, 10
- Gulyás, P., & Forró, L. (1999). Az ágascsapú rákok (Cladocera) kishatározója, 2. bővített kiadás. *Vízi Természet-és Környezetvédelem*, 9. kötet.
- Gopal, B. (2003). Perspectives on wetland science, application and policy. *Hydrobiologia*, 490(1-3), 1-10.
- Green, J. D. & Shiel, R. J. (1999). Mouthpart morphology of three calanoid copepods from Australian temporary pools: evidence for carnivory. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 33, 385–398.
- Havens, K. E. (2002). Zooplankton structure and potential food web interactions in the plankton of a subtropical chain-of-lakes. *TheScientificWorldJournal*, 2, 926-942.
- Horváth, L., Béres, B., & Urbányi, B. (2011). Ökológiai szemléletű tógazdálkodás: haltenyésztés hidrobiológiai alapokon. Szent István Egyetem Környezet-és Tájgazdálkodási Intézet Halgazdálkodási Tanszék.
- Howick, G. L. (1984). Zooplankton and Benthic Microinvertebrates in Lake Carl Blackwell. In *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science* Vol. 64, pp. 63-65.
- Humphries, S. (2007). Body size and suspension feeding. In, *The Structure and Function of Aquatic Ecosystems* (Eds: Hildrew, A. G., Raffaelli D. G., & Brown R. E.). Cambridge University Press, Cambridge: 16–32.
- Innes, D. J., & Hebert, P. D. (1988). The origin and genetic basis of obligate parthenogenesis in *Daphnia pulex*. *Evolution*, 42(5), 1024-1035.
- ISC1. (2020). Invasive Species Compendium - *Daphnia ambigua*, <https://www.cabi.org/isc/datasheet/113794> Accessed on 18 Marc 2020
- ISC2. (2020). Invasive Species Compendium - *Daphnia parvula*, <https://www.cabi.org/isc/datasheet/113798> Accessed on 18 Marc 2020
- ISO. (1997). Water Quality—Determination of Nitrogen—Part 1: Method Using Oxidative Digestion with Peroxodisulfate;International Organization for Standardization: Genf, Svájc.

- ISO. (2005). Water Quality—Determination of Ammonium Nitrogen—Method by Flow Analysis (CFA and FIA) and Spectrometric Detection; International Organization for Standardization: Genf, Svájc.
- ISO. (2004). Water quality—Determination of Phosphorus—Ammonium Molybdate Spectrometric Method; International Organization for Standardization: Genf, Svájc.
- ISO. (1997). Water Quality—Determination of Suspended Solids by Filtration through Glass-Fibre Filters; International Organization for Standardization: Geneva, Genf, Svájc.
- ISO. (1992). Water Quality—Measurement of Biochemical Parameters—Spectrometric Determination of the Chlorophyll-a Concentration; International Organization for Standardization: Genf, Svájc.
- ISO. (1985). Water Quality—Determination of Electrical Conductivity; International Organization for Standardization: Genf, Svájc.
- Jarnefelt, H. (1952). Plankton als indicator der Trophiegruppen der Seen. *Ann. Acad. Sci. Fenn.* (ser. A), 18, 1-29
- Jhingran, V. G. (1975). *Fish and Fisheries of India*. Hindustan Publishing Corporation. New Delhi, India, 954.
- Józsa, V., Kozłowski, J., Zróbek-Sokolnik, A., Kozłowski, K, & Dynowski P. (2017) Classification of the Oxbow Lakes of the Hármas-Körös River and Determination of Ways for Further Exploiting the Various Water Regions in the Light of the Water Framework Directive. In “Environmental Engineering” 10th International Conference, Vilnius Gediminas Technical University
- Kaustuv, R., Jablonski, D. & Valentine, J.W. (2001). Climate change, species range limits and body size in marine bivalves. *Ecology Letters*, 4, 366–370
- Kiss, G. (2020). Statisztikai jelentések – Lehalászási jelentés 2006-2019 XXII. évf., NAIK Agrárgazdasági Kutató Intézet, Budapest
- Kolkwitz, R. (1935). *Plant physiology*, 3rd ed., VEB Gesellschaft, Jena
- Korponai, J., Braun, M., Forró, L., Gyulai, I., Kövér, C., Nédli, J., ... & Buczkó, K. (2019). Taxonomic, functional and phylogenetic diversity: how subfossil cla-docerans mirror contemporary community for ecosystem functioning: a comparative study in two oxbows. *Limnetica*, 38(1), 431-456.
- Koste, W. (1978). *Rotatoria Die Radertiere Mitteleuropas*, Gebruder Borntraeger, Stuttgart 1978
- Körmendi, S. (2010). Dél-Dunántúli halastavak kerekeshéreg (Rotatoria) faunája. *Natura Somogyiensis*, 17, 77-82.
- Körmendi, S.; Hancz, C. (2000). Qualitative and quantitative investigation of the zooplankton in fish ponds. *Acta Agraria Kaposvariensis* 4(2), 95-107.
- Lapesa, S., Snell, T. W., Fields, D. M. & Serra, M. (2002). Predatory interactions between a cyclopid copepod and three sibling rotifer species. *Freshwater Biology* 47, 1685–1695.

- Lillelund, K. (1967). Experimentelle Untersuchungen über den Einfluß carnivorer Cyclopiden auf die Sterblichkeit der Fischbrut. *Z. Fisch.*, 15, 29-43.
- Lillieroth, S. (1950). Über folgen Kurttrbedingter Wasserstandsenkungen für Makrophyten-und Planktongem-einshaften seichten Seen des Südschwedischen Oligotrophie-gebietes. *Acta Limnol.*, Lund, 3, 1-288
- Lövei, G. L. (2005). Generalised entropy indices have a long history in ecology-a comment. *Community Ecology*, 6(2), 245-247.
- Lövei, G.L., Liu, W., Guo, J., & Wan, F. (2013). The use of the Rényi scalable diversity index to assess diversity trend sin comparative and monitoring studies of effects of transgenic crops. *Journal of Biosafety*, 22(1), 43-50
- Manca, M., & Comoli, P. (1995). Seasonal changes in size of the feeding basket of *Leptodora kindtii* (Focke) in Lago Maggiore as related to variations in prey size selection. *Limnology and oceanography*, 40(4), 834-838.
- Manickam, N., Santhanam, P., & Bhavan, P. S. (2019). Techniques in the collection, preservation and morphological identification of freshwater zooplankton. In *Basic and Applied Zooplankton Biology* (pp. 139-195). Springer, Singapore.
- Magura T. (2017). Ignoring functional and phylogenetic features masks the edge influence on ground beetle diversity across forest-grassland gradient. *Forest Ecology and Management*, 384, 371–377
- Magura, T., & Lövei, G. L. (2019). Environmental filtering is the main assembly rule of ground beetles in the forest and its edge but not in the adjacent grassland. *Insect science*, 26(1), 154-163.
- Marbà, N., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Birk, S., Pedersen, A., Neto, J. M., ... & Dencheva, K. (2013). Diversity of European seagrass indicators: patterns within and across regions. *Hydrobiologia*, 704(1), 265-278.
- Martinez-Jeronimo, F., & Ventura-Lopez, C. (2011). Population dynamics of the tropical cladoceran *Ceriodaphnia rigaudi* Richard, 1894 (Crustacea: Anomopoda). Effect of food type and temperature. *Journal of environmental biology*, 32(4), 513.
- Megyeri, J. (1955). Planktonvizsgálatok a Tisza szegedi szakaszán. *Hidr. Közlöny*, 7(8), 280-292.
- Millamena, O. M., Peñafiorida, V. D., & Subosa, P. F. (1990). The macronutrient composition of natural food organisms mass cultured as larval feed for fish and prawns. *Israeli Journal of Aquaculture*, 42(3), 77-83.
- Milstein, A., Wahab, M. A., & Rahman, M. M. (2002). Environmental effects of common carp *Cyprinus carpio* (L.) and mrigal *Cirrhinus mrigala* (Hamilton) as bottom feeders in major Indian carp polycultures. *Aquaculture Research*, 33(14), 1103-1117.
- Miquelis, A., Martin, J. F., Carson, E. W., Brun, G., & Gilles, A. (2000). Performance of 18S rDNA helix E23 for phylogenetic relationships within and between the Rotifera–Acanthocephala clades. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series III-Sciences de la Vie* 323(10), 925-941.

- Moretti, M., Dias, A. T., De Bello, F., Altermatt, F., Chown, S. L., Azcárate, F. M., ... & Ibanez, S. (2017). Handbook of protocols for standardized measurement of terrestrial invertebrate functional traits. *Functional Ecology*, 31(3), 558-567.
- MSZ. (1983). Nagy teljesítményű műszersorok alkalmazása a növényvizsgálatokban. Növényi anyagok kémiai mintaelőkészítési eljárása ásványi tápanyagok mennyiségi meghatározásához. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest, Magyarország
- MSZ. (2009). Takarmány. A nitrogéntartalom meghatározása és a nyersfehérje-tartalom kiszámítása. 2. rész: Blokkroncsolásos és gőzdesztillációs módszer. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest, Magyarország
- MSZ. (1985). Nagyteljesítményű műszersorok alkalmazása a növényvizsgálatokban. Növényi anyagok foszfortartalmának mennyiségi meghatározása ICP módszerrel. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest, Magyarország
- MSZ. (1979). Szennyvíziszap vizsgálata. Szárazanyag-tartalom, izzítási maradék és izzítási veszteség meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest, Magyarország
- MSZ. (1978). A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest, Magyarország
- Naeem, S., Duffy, J. E., & Zavaleta, E. (2012). The functions of biological diversity in an age of extinction. *science*, 336(6087), 1401-1406.
- Nagy, Z., Havasi, M., Gál, D., & Hancz, C. (2017). Effects of different European catfish feeds on production parameters and water quality in limnocorrals. *Acta Agraria Kaposváriensis*, 21(1), 15-27.
- Naylor, R. L., Goldburg, R. J., Primavera, J. H., Kautsky, N., Beveridge, M. C., Clay, J., ... & Troell, M. (2000). Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*, 405(6790), 1017-1024.
- Obertegger, U., & Flaim, G. (2015). Community assembly of rotifers based on morphological traits. *Hydrobiologia*, 753(1), 31-45.
- Obertegger, U., & Manca, M. (2011). Response of rotifer functional groups to changing trophic state and crustacean community. *Journal of limnology*, 70(2), 231-238.
- Obertegger, U., Smith, H. A., Flaim, G., & Wallace, R. L. (2011). Using the guild ratio to characterize pelagic rotifer communities. *Hydrobiologia* 662, 157–162.
- Ochocka, A., & Pasztaleniec, A. (2016). Sensitivity of plankton indices to lake trophic conditions. *Environmental monitoring and assessment*, 188(11), 622.
- Odum, E. P. (2014). The strategy of ecosystem development. In *The Ecological Design and Planning Reader* (pp. 203-216). Island Press, Washington, DC.
- Oh, H. J., Jeong, H. G., Nam, G. S., Oda, Y., Dai, W., Lee, E. H., ... & Chang, K. H. (2017). Comparison of taxon-based and trophi-based response patterns of rotifer community to water quality: applicability of the rotifer functional group as an indicator of water quality. *Animal cells and systems*, 21(2), 133-140.

- Oksanen, J. (2007). Vegan: community ecology package. R package version 1.8-5. <http://www.cran.r-project.org>.
- Ördög, V. (2000). Zooplankton – táplálkozás, szaporodás és ökológiai igény In Halbiológia és haltenyésztés,; Horváth, L., Ed.; Mezőgazda Kiadó: Budaöpest, Magyarország, 2000; pp. 373-376.
- Pálfai, I. Magyarország holtágai. Közlekedési és Vízügyi Minisztérium
- Palkovacs, E. P., Kinnison, M. T., Correa, C., Dalton, C. M., Hendry, A.P. (2012). Fates beyond traits: ecological consequences of human-induced trait change. *Evol Appl.* 5,183–191.
- Pechar, L., Prikryl, I., & Faina, R. (2002). HYDROBIOLOGICAL EVALUATION OF Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case Study of Trebon Basin Biosphere Reserve, Czech Republic, 28, 31.
- Pejler, B. (1957). Taxonomical and ecological studies on plankton Rotatoria from central Sweden. *K. Svenska Vetensk Akad. Handl.* . 6 (7), 1-52
- Pejler, B. (1965). Regional ecological studies of Swedish freshwater zooplankton. *Zool. Bidrag. Fran. Uppsala*, 36, 407-515
- Perumal, P., & Sampathkumar, P. (2002). Manual on identification of zooplankton. All India coordinated project on “Survey and inventorization of coastal and marine biodiversity (East Coast). Sponsored by Ministry of Environment & Forests, Govt. of India, New Delhi.
- Perumal, P., Sampathkumar, P., & Santhanam, P. (1998). Zooplankton of Parangipettai coastal waters. *Monograph Series*, 1, 31.
- R Development Core Team (2013). R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing 2013
- Rényi, A. (1961) On measures of entropy and information. In 4th Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability, Berkeley, CA.; Neyman J., 547-561
- Riato, L., Van Ginkel, C., & Taylor, J. C. (2014). Zooplankton and diatoms of temporary and permanent freshwater pans in the Mpumalanga Highveld region, South Africa. *African Zoology*, 49(1), 113-127.
- Roche, K. E., (1987). Post-encounter vulnerability of some rotifer prey types to predation by the copepod *Acanthocyclops robustus*. *Hydrobiologia* 147, 229–233.
- Rothhaupt, K. O. (1990). Differences in particle size-dependent feeding efficiencies of closely related rotifer species. *Limnology and Oceanography* 35, 16–23.
- Rubach, M.N., Ashauer, R., Buchwalter, D.B., De Lange, H.J., Hamer, M., Preuss, T.G., Topke, K. & Maund, S.J. (2011). Framework for € traits-based assessment in ecotoxicology. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7, 172–186
- Ruttikay, A. (1973). A halak növekedési sebessége és a táplálék. *Halászat* 19:131
- Ruttikay, A. (1975). A ponty táplálkozásökológiai vizsgálata. *Halászat Tud. Mell.* 21:17-19

- Ruttkay, A. (1996). Kölcsönhatások a ponty-félék, valamint a zooplankton között. XX. Halászati Tud. Tanácskozás, Halászatfejlesztés 19: 151-170
- Ruttkay, A. (2003). Polikultúra, avagy egy hosszú kutatási folyamat csontváza. XXVII. Halászati Tud. Tanácskozás, Halászatfejlesztés 28: 187-194.
- Salt, G. W., Sabbadini, G. F., & Commins, M. L. (1978). Trophi morphology relative to food habits in six species of rotifer (Asplanchnidae). Transactions of the American Microscopical Society 97, 469–485.
- Santhanam, P., Pachiappan, P., & Begum, A. (2019). A Method of Collection, Preservation and Identification of Marine Zooplankton. In Basic and Applied Zooplankton Biology (pp. 1-44). Springer, Singapore.
- Santhanam, R., & Srinivasan, A. (1994). A manual of marine zooplankton. Oxford & IBH Publishing Company.
- Schöll, K. (2009). Diversity of planktonic rotifer assemblages in the water bodies of the Gemenc floodplain (Duna-Dráva National Park, Hungary). *Biologia* 64(5), 951-958.
- Sendacz, S., Caleffi, S., & Santos-Soares, J. (2006). Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(1B), 337-350.
- Segers, H., & De Smet, W. H. (2007). Diversity and endemism in Rotifera: a review, and *Keratella Bory de St Vincent*. In *Protist Diversity and Geographical Distribution* (pp. 69-82). Springer, Dordrecht.
- Sládeček, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100(1), 169-201.
- Sládeček, V. Relation of saprobic to trophic levels. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 1978, 20(3), 1885-1889.
- Sørensen, M. V. (2002). On the evolution and morphology of the rotiferan trophi, with a cladistic analysis of Rotifera. *J. Zool. Syst. Evol. Res.* 40, 129–154.
- Southwood, T.R.E.; Henderson, P.A. *Ecological Methods*. 3rd ed. Blackwell Oxford, U. K. 2009
- Spieles, D. J., & Mitsch, W. J. (1999). The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low-and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering*, 14(1-2), 77-91.
- Swenson, N.G. (2013). The assembly of tropical tree communities—the advances and shortcomings of phylogenetic and functional trait analyses. *Ecography*, 36, 264–276.
- Thompson, P. L., Davies, T. J., & Gonzalez, A. (2015). Ecosystem functions across trophic levels are linked to functional and phylogenetic diversity. *PLoS One*, 10(2), e0117595.
- Thunmark, S. (1945). Zur Soziologie des Süßwasserplanktons. Eine Methodologisch-ökologische Studie. *Folia Limnol. scand.*, 3, 1-66
- Tóthmérész, B. (1995). Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of vegetation Science* 1995 6(2), 283-290.

- Van den Brink, P.J., Baird, D.J., Baveco, H. & Focks, A. (2013). The use of traits-based approaches and eco(toxico)logical models to advance the ecological risk assessment framework for chemicals. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9, 47–57
- Voigt, M., & Koste, W. (1978). *Rotatoria*.
- Wallace, R. L., Snell, T. W., Ricci, C., & Thomas, N. (2006). *Rotifera. 1, biology, ecology and systematics*. Backhuys Publishers.
- Watanabe, T., Kitajima, C., & Fujita, S. (1983). Nutritional values of live organisms used in Japan for mass propagation of fish: a review. *Aquaculture*, 34(1-2), 115-143.
- Webb, C.O., Ackerly, D.D., McPeck, M.A. & Donoghue, M.J. (2002) Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33, 475–505.
- Whittaker, R. H. (1965) Dominance and Diversity in Land Plant Communities: Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science* 147, 250–260
- Williamson, C. E. (1983). Invertebrate predation on planktonic rotifers. *Hydrobiologia*, 104(1), 385-396.
- Wilts, E. F., Bruns, D., Fontaneto, D., & Ahlrichs, W. H. (2012). Phylogenetic study on *Proales daphnicola* Thompson, 1892 (*Proalidae*) and its relocation to *Epiphanes* (*Rotifera: Epiphanidae*). *Zoologischer Anzeiger-A Journal of Comparative Zoology*, 251(3), 180-196.
- Woodcock, B.A., Harrower, C., Redhead, J., Edwards, M., Vanbergen, A.J., Heard, M.S., Roy, D.B. & Pywell, R.F. (2014). National patterns of functional diversity and redundancy in predatory ground beetles and bees associated with key UK arable crops. *Journal of Applied Ecology*, 51, 142–151
- Zsuga, K. (1997a). The ecological conditions of the Cris/Körös catchment area on the basis of planktonic fauna. In *The Cris/Körös River Valley. A study of the geography, hydrobiology and ecology of the river system and its environment*. TISCIA Monograph Series, Sárkány-Kiss, A., Hamar, J., Eds.; Szolnok-Szeged-Tirgu-Mures, 2, 135-152.
- Zsuga, K. (1997b). Long-term zooplankton investigations in the Hungarian section of the Körös catchment area In *The Cris/Körös River Valley. A study of the geography, hydrobiology and ecology of the river system and its environment*. TISCIA Monograph Series, Sárkány-Kiss, A., Hamar, J., Eds.; Szolnok-Szeged-Tirgu-Mures, 2, 153-164.

10. Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani témavezetőimnek **Dr. Kerepeczki Évának** és **Dr. Körmöczy Lászlónak** minden segítségükért és támogatásukért. Köszönettel tartozok **Dr. Zsuga Katalinnak** és **prof. Dr. Lövei L. Gábornak**. Négyszázötven nélkül ez a dolgozat nem készülhetett volna el, és szakmai és emberi segítségeikért mindig hálás leszek.

A mintavételek során nyújtott segítségükért mondok köszönetet egykori és jelenlegi kollégáimnak: **Berzi-Nagy Lászlónak**, **Révész Norbertnek**, **Palásti Péternek**, **Dr. Havasi Máténak**, **Molnár Zsuzsannának**, **Bogár Katalinnak** és két halórnek: **Filip Andrásnak** és **Tusjak Zoltánnak**.

Ez úton mondok köszönetet a **Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem – Egyetemi Laborközpont – akkreditált Környezetanalitikai Vizsgálólaboratórium munkatársainak** a szükséges kémiai vizsgálatok elvégzéséért.

Köszönet illeti **Dr. Marco Ferrantét** az R program parancssorainak megírása során nyújtott segítségéért.

Szeretném megköszönni **barátaim**, valamint a **Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem – Halászati Kutató Központ munkatársainak** támogatását, külön kiemelve a **Hidrobiológiai Osztály munkatársait**.

Köszönöm a **Szegedi Tudományegyetem Ökológiai Tanszékének**, hogy doktori témámat befogadta.

A dolgozat anyagának egy része az **ARRAINA** (Advanced Research Initiatives for Nutrition & Aquaculture, Grant Agreement number 288925) projekt keretében valósult meg, amiért hálás vagyok a projekt intézeti vezetőjének **Dr. Jakabné Dr. Sándor Zsuzsannának**.

A dolgozat megvalósulása során volt alkalmam a dániai **Aarhus Egyetem Agroökológiai Tanszékén** 3 hónapot eltölteni, amit **Campus Mundi** ösztöndíjjal a **Tempus Közalapítvány** támogatott. Ezúton mondok köszönetet a befogadásért, és a támogatásért.

Külön szeretnék köszönetet mondani **szüleimnek**, akik nélkül létre sem jöhettem volna.

11. Tudományos tevékenység jegyzéke

11.1 Teljes cikkek idegen nyelven

2022

Szalóki, T., Székely, Á., Tóth, F., Tarnawa, Á., Valkovszki, N., Jancsó, M. 2022 Evaluation and Comparative Analysis of Meteorological Data, Moisture Content, and Rice Panicle Threshability. *Agronomy* 12, 744. <https://doi.org/10.3390/agronomy12030744>

Ljubobratović, U., Fazekas, G., Nagy, Z., Kovács, Gy., Tóth, F., Fehér, D., Zarski, D. 2022 Fish with larger pre-seasonal oocytes yields lower egg quality in season – A case study of outdoor-cultured domesticated Pikeperch (*Sander lucioperca*) *Animal Reproduction Science*, 106936. <https://doi.org/10.1016/j.anireprosci.2022.106936>

2021

Ljubobratović, U., Demény, F., Tóth, F., Kwiatkowski, M. 2021 Effects of hormonal treatment before warming synchronises the spawn while oocyte size determines the egg quality in pre-seasonal pikeperch (*Sander lucioperca*) reproduction. *Animal Reproduction Science*, 106712. **IF.: 2.145** <https://doi.org/10.1016/j.anireprosci.2021.106712>

Berzi-Nagy, L., Mozsár, A., Tóth, F., Gál, D., Nagy, Z., Nagy, S.A., Kerepeczki, É., Antal, L., Sándor, Zs. 2021 Effects of Different Fish Diets on the Water Quality in Semi-Intensive Common Carp (*Cyprinus carpio*) Farming. *Water*, 13, 1215. **IF.: 3.103** <https://doi.org/10.3390/w13091215>

Tóth, F., Révész, N., Demény, F., Uhljar, A., Berzi-Nagy, L., Molnár, Z., Bíró, J., Gál, D., Kerepeczki, É., Sándor, Z. 2021 Effects of diets containing dried distiller's grain with solubles (DDGS) on the water quality of the carp rearing ponds. *AAFL Bioflux* 14(2):1057-1067. **IF.: 0.990**

Sándor, Z., Révész, N., Varga, D., Tóth, F., Ardó, L., Gyalog, G. 2021 Nutritional and economic benefits of using DDGS (distiller' dried grains soluble) as feed ingredient in common carp semi-intensive pond culture. *Aquaculture Reports*, 21, 100819 **IF.: 3.216** <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100819>

2020

Tóth, F., Zsuga, K., Kerepeczki, É., Berzi-Nagy, L., Körmöczi, L., Lövei, G.L. 2020 Seasonal Differences in Taxonomic Diversity of Rotifer Communities in a Hungarian Lowland Oxbow Lake Exposed to Aquaculture Effluent. *Water*, 12, 1300. **IF.: 3.103** <https://doi.org/10.3390/w12051300>

Tóth, F., Zsuga, K., Kerepeczki, É., Berzi-Nagy, L., Sándor, Z., Körmöczi, L. 2020 The Effect of Feed Composition on the Structure of Zooplankton Communities in Fishponds. *Water*, 12, 1338. **IF.: 3.103** <https://doi.org/10.3390/w12051338>

Fazekas, G., Vass, V., Demény, F., Tóth, F., Ljubobratović, U. 2020 The effect of different surface cleaning devices on the success of swim bladder inflation in pikeperch (*Sander lucioperca* L.) larvae. *North American Journal of Aquaculture* **IF.: 1.717** <https://doi.org/10.1002/naaq.10172>

2019

Révész, N., Tóth, F., Berzi-Nagy, L., Demény, F., Rónyai, A., Gál, D., Kerepeczki, É. 2019. Effects of sustainable fish feed on water quality in semi-intensive ponds. XXI. századi vízgazdálkodás a tudományok metszéspontjában, II. Víz tudományi Nemzetközi Konferencia, Konferencia kötet 329-335

11.2 Teljes cikkek magyar nyelven

2021

Tóth F., Zsuga K., Kerepeczki É., Berzi-Nagy L., Körmöczi L., Lövei G. 2021. A Kákafoki Holt-Körös kerekeshéreg közösségének diverzitásváltozásai akvakultúrából származó elfolyóvíz hatására, XLV. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2021. 09. 8-9. Halászatfejlesztés 38. 48-52.

Gyalog G., Berzi-Nagy L., Tóth F., Békefi E., Bojtárné L. M. 2021. A hazai pontyhozamokat meghatározó tényezők és a termelést korlátozó erőforrások elemzése termelési függvény alapján. *Gazdálkodás*, 65. évfolyam, 2. szám, 2021 (130–140) <https://ageconsearch.umn.edu/record/310593>

2020

Tóth F., Zsuga K., Kerepeczki É., Berzi-Nagy L., Jakabné Sándor Zs., Körmöczi L. 2020. Halastavi zooplankton közösségi összetételben rejlő különbségek eltérő takarmányösszetevők használata mellett, XLIV. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2020. 09. 23-24. *Halászatfejlesztés* 37. 93-96.

2018

Zsuga K., Tóth F., Kerepeczki É., Berzi-Nagy L. 2018. *Ceriodaphnia rigaudi* (Richard 1894), Új Cladocera faj megjelenése a hazai faunában. *Hidrológiai Közlöny* 98. évfolyam (különszám), 102-105

Tóth F., Kerepeczki É., Berzi-Nagy L. 2018. Megújuló energiára alapozott létesített vizes élőhelyi vízkezelő rendszer hatékonysága, és a benne rejlő zooplankton termelési lehetőségek, Kutatói utánpótlást elősegítő program II. szakmai konferenciája, 35-44

2017

Berzi-Nagy L., Jakabné Sándor Zs., Adorján Á., Tóth F., Rónyai A., Gál D., Dankó I., Csengeri I., Kerepeczki É. 2017. Különböző összetételű haltakarmányok hatása a halastavak vízminőségére. *Halászat – Tudomány* 3. évfolyam/2. szám, 7-13

2016

Tóth F., Berzi-Nagy L., Gál D., Kerepeczki É. 2016. Szemiakvatikus növények tápanyag-akkumulációja létesített vizes élőhelyeken. *Hidrológiai Közlöny*, 96. évfolyam (különszám), 90-92

Berzi-Nagy L., Adorján Á., J. Sándor Zs., Nagy Z., Tóth F., Gál D., Kerepeczki É. 2016. Előzetes eredmények a halastavak üledék- és vízminőségi paramétereinek változásairól különböző takarmányok alkalmazása mellett, *Hidrológiai Közlöny*, 96. évfolyam (különszám), 18-21

Tóth F., Kerepeczki É., Berzi-Nagy L., Gál D. 2016. Létesített vizes élőhelyek hasznosítása az intenzív haltermelés elfolyóvizének kezelésében, Kutatói utánpótlást elősegítő program I. szakmai konferenciája, 39-42

11.3 Nyomtatásban vagy elektronikus formában megjelent konferencia kivonatok

2022

Fazekas D. L., Antal L., Ardó L., Halasi-Kovács B., J. Sándor Zs., Pirger Zs., Serfőző Z., Tóth F., Vitál Z., Specziár A., Mozsár A. 2022. Eltérő összetételű etetőanyagok hatása a halak növekedésére és immunitására: előzetes eredmények XVII. Magyar Haltani Konferencia, Debrecen, 2022. 04.29-30. Absztraktkötet p. 8.

2019

Tóth, F., Zsuga, K., Kerepeczki, É., Berzi-Nagy, L., Körmöczi, L., Lövei, G. 2019. Effects of aquaculture effluent on the seasonal Rotifera community in the Kákafok oxbow lake . In Endrédi A., Piross I. S., Dobosy P., Abonyi A. (Eds.), 2019. FBFW 2019 Book of Abstracts - Abstracts of the 6 th Fresh Blood for Fresh Water Conference, 23-27 April 2019, Tihany, Hungary, FBFW 2019 Organizing Committee pp. 166-167.

Bojtárné L. M., Berzi-Nagy L., Tóth F., Gyalog G. 2019. Tógazdasági termelési mutatók régiók és üzemméret szerinti megoszlása XLIII. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2019. 05. 29-30. Absztraktkötet p. 66-70.

2018

Tóth F., Zsuga K., Kerepeczki É., Berzi-Nagy L., Körmöczi L., Lövei G 2018. A Szarvas-Békésszentandrási (Kákafoki) Holt-Körös kerekeshéreg (Rotatoria) közössége taxonómiai, funkcionális és filogenetikai diverzitásának szezonális változásai. LX. Hidrobiológus Napok, Tihany, 2018. 10. 3-5. Absztraktkötet p. 30.

Tóth F., Zsuga K., Kerepeczki É., Berzi-Nagy L., Körmöczi L., Lövei G 2018. Akvakultúrából származó elfolyóvíz hatása a Szarvas-Békésszentandrási (Kákafoki) Holt-Körös kerekeshéreg (Rotatoria) közösségének szezonális biodiverzitására. 11. Magyar Ökológus Kongresszus, Nyíregyháza, 2018. 08. 28-30. Absztraktkötet p. 107.

Berzi-Nagy L., Gyalog G., Csukás B., Varga M., Tóth F., Mozsár A., Rónyai A., Kerepeczki É. 2018. Halastavi táplálékszervezetek populációdinamikai modellezése és előzetes validálási eredmények. 11. Magyar Ökológus Kongresszus, Nyíregyháza, 2018. 08. 28-30. Absztraktkötet p. 84

2017

Zsuga K., Tóth F., Kerepeczki É., Berzi-Nagy L. 2017. *Ceriodaphnia rigaudi* (Richard 1894), Új Caldocera faj megjelenése a hazai faunában. LIX. Hidrobiológus Napok, Tihany, 2017. 10. 4-6. Absztraktkötet p. 27.

Tóth F., Berzi-Nagy L., Kerepeczki É. 2017. A Bikazugi Holt-Körös legfontosabb vízminőségi paramétereinek előzetes értékelése XLI. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2017. 06. 14-15. Absztraktkötet p. 52.

Berzi-Nagy L., Tóth F., J. Sándor Zs., Kerepeczki É., Zsuga K., Körmöczi L. 2017. A vízminőség és a zooplankton közösség kapcsolata a halastavi takarmányok összetételével – sokváltozós megközelítés. 6. Kvantitatív Ökológiai Szimpózium, Budapest, 2017.10.13. Absztraktkötet p. 32

2016

Tóth F., Zsuga K., Berzi-Nagy L., Gál D., Kerepeczki É. 2016. Halastavak zooplankton állományának kvalitatív és kvantitatív vizsgálata különböző összetételű takarmányok alkalmazása mellett XL. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2016. 06. 15-16. Absztraktkötet p. 50.

Tóth F., Zsuga K., Berzi-Nagy L., Gál D., Kerepeczki É. 2016. Az idegenhonos *Daphnia ambigua* és *Daphnia parvula* legújabb előfordulása Magyarországon. LVIII. Hidrobiológus Napok, Tihany, 2016. 10. 5-7. Absztraktkötet p. 25.

Berzi-Nagy L., J. Sándor Zs., Adorján Á., Tóth F., Gál D., Kerepeczki É. 2016. Különböző összetételű takarmányok hatása halastavak anyagforgalmára. XL. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2016. 06. 15-16. Absztraktkötet p. 26.

Berzi-Nagy L., Adorján Á., J. Sándor Zs., Nagy Z., Tóth F., Gál D., Kerepeczki É. 2016. Előzetes eredmények különböző összetételű takarmányok halastavak anyagforgalmára kifejtett hatásáról LVIII. Hidrobiológus Napok, Tihany, 2016. 10. 5-7. Absztraktkötet p. 9.

Kerepeczki E., Berzi-Nagy L., Adorján A., Tóth F., Sándor Zs. J. and Gál D. 2016. Nutrient budget of experimental carp ponds with different diet compositions, Aquaculture Europe 2016, Edinburg 20-23th Sept 2016. Absztraktkötet pp. 510-511.

Kerepeczki, E., Berzi-Nagy, L., Adorján, A., Tóth, F., Sándor, Zs. and Gál, D. 2016. Effects of different fish diet compositions on water and sediment quality in a pond experiment. Aquaculture Europe 2016, Edinburg 20-23th Sept 2016. Absztraktkötet pp. 512-513.

2015

Tóth, F., Nagy, Z., Berzi-Nagy, L., Gál, D., Kerepeczki, É. 2015. Effluent treatment of a flow-through fish production system by constructed wetlands in Hungary, Fresh Blood for Fresh Water Meeting, Mondsee, Ausztria, 2015. 04. 14-17. Absztraktkötet p. 33. http://www.uibk.ac.at/limno/fbfw/fbfw_bookofabstracts-2015-mondsee.pdf.

Tóth F., Nagy Z., Berzi-Nagy L., Gál D., Kerepeczki É. 2015. Lebegőanyagok eltávolítási hatékonysága létesített vizes élőhelyeken. XXXIX. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2015. 05. 20-21. Absztraktkötet p. 71.

Tóth F., Berzi-Nagy L., Gál D., Kerepeczki É. 2015. Szemiakvatikus növények tápanyag-akkumulációja létesített vizes élőhelyeken. LVII. Hidrobiológus Napok, Tihany, 2015. 10. 7-9. Absztraktkötet p. 42-43. http://www.bli.okologia.mta.hu/sites/default/files/LVII_HB_napok_absztraktkotet.pdf.

Berzi-Nagy, L., Tóth, F., Sándor, Zs., Nagy, Z., Gál, D., Kerepeczki, É. 2015. Effects of plant-based fish diets on the water quality in a pond experiment. Fresh Blood for Fresh Water Meeting, Mondsee, Ausztria, 2015. 04. 14-17. Absztraktkötet p. 34. http://www.uibk.ac.at/limno/fbfw/fbfw_bookofabstracts-2015-mondsee.pdf.

Berzi-Nagy L., Adorján Á., J. Sándor Zs., Nagy Z., Tóth F., S. Kumar, Gál D., Kerepeczki É. 2015. Növényi eredetű takarmányösszetevők hatása a halastavak üledékére. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2015. 05. 20-21. Absztraktkötet p. 43.

Kerepeczki É., Tóth, F., Nagy, Z., Kosáros, T., Kumar M.S., Pekár, F., Gál, D. 2015. Constructed wetland system as natural treatment method of freshwater aquaculture effluents. Aquaculture 2015, Cutting Edge Science in Aquaculture, Montpellier, France, 23-25. August, 2015.

Berzi-Nagy L., Adorján Á., J. Sándor Zs., Nagy Z., Tóth F., Gál D., Kerepeczki É. 2015. Előzetes eredmények a halastavak üledék- és vízminőségi paramétereinek változásairól különböző takarmányok alkalmazása mellett. LVII. Hidrobiológus Napok, Tihany, 2015. 10. 7-9. Absztraktkötet p. 34. http://www.bli.okologia.mta.hu/sites/default/files/LVII_HB_napok_absztraktkotet.pdf.

Berzi-Nagy, L., Adorján, Á., Tóth, F., Sándor, Zs., Nagy, Z., Gál, D., Kerepeczki, É. 2015. Effects of different fish diet compositions on water and sediment quality in a pond experiment. Aquaculture, Nature and Society, Rotterdam, Hollandia, 2015. 10. 20-23. Absztraktkötet p. 535-536. <http://www.was.org/easonline/documents/AE2015/RotterdamAbstracts.pdf>.

2014

Kerepeczki É., Tóth F., Józsa V., Gyalog G., B. Békefi E., Gál D. 2014. Halászati kutatások összhangban a természetvédelem céljaival. IX. Magyar természetvédelmi biológiai konferencia Szeged, 2014. 10. 20-23. Absztraktkötet p. 71. http://www.mtbk.hu/mtbk09/doc/IX.MTBK_AbsztraktKotet.pdf.

11.4 Konferencia előadások

2022

5th International Scientific Conference on Water „5th ISCW 2022”, Szarvas, Hungary 2022. 03.22-23. Angol nyelvű előadás

2021

XLV. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2021. 09. 8-9. Előadás

2020

XLIV. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2020. 09. 23-24. Előadás

2019

XXI. századi vízgazdálkodás a tudományok metszéspontjában, II. Víz tudományi Nemzetközi konferencia, Szarvas, 2019 03. 22. Angol nyelvű előadás

6. Fresh Blood for Fresh Water Meeting, Tihany, Hungary, 2019. 04. 23-27. Angol nyelvű poszter

2018

LX. Hidrobiológus Napok, Tihany, 2018. 10. 3-5. Előadás

11. Magyar Ökológus Kongresszus, Nyíregyháza, 2018. 08. 28-30. Poszter

2017

XLI. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2017. 06. 14-15. Poszter

Kutatói utánpótlást elősegítő program II. szakmai konferenciája, Szeged, 2017. 12. 14-15.
Előadás

2016

XL. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2016. 06. 15-16. Poszter

LVIII. Hidrobiológus Napok, Tihany, 2016. 10. 5-7. Poszter

Kutatói utánpótlást elősegítő program I. szakmai konferenciája, Gödöllő, 2016. 03. 3-4. Előadás

2015

4. Fresh Blood for Fresh Water Meeting, Mondsee, Ausztria, 2015. 04. 14-17. Angol nyelvű poszter

XXXIX. Halászati Tudományos Tanácskozás, Szarvas, 2015. 05. 20-21. Poszter

LVII. Hidrobiológus Napok, Tihany, 2015. 10. 7-9. Poszter

2014

IX. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Szeged, 2014. 10. 20-23. Poszter

11.5 Elismerések

2021

Magyar Tudományos Akadémia Szegedi Akadémiai Bizottsága, „A Tudomány Támogatásáért a Dél-Alföldön” Alapítvány és a Szegedi Tudományegyetem pályázata – III. díj

Tudományos Ismeretterjesztő Társulat és a Doktoranduszok Országos Szövetsége ismeretterjesztő cikkpályázat – Különdíj

11.6 Tudományos ismeretterjesztő tevékenység

2022

Tóth F. 2022. Árral sodródó indikátorszervezetek - kerekeshéreg-közösségek a vízminőségi vizsgálatokban. Természet Világa 153. évf. 3. sz. p. 103

2020

Tudományos fotódokumentáció:

Káldy, J., Mozsár, A., Fazekas, G., Farkas, M., Fazekas, D. L., Fazekas, G. L., ... & Bercsényi, M. (2020). Hybridization of Russian Sturgeon (*Acipenser gueldenstaedtii*, Brandt and Ratzeberg, 1833) and American Paddlefish (*Polyodon spathula*, Walbaum 1792) and Evaluation of Their Progeny. *Genes*, 11(7), 753. cikk során felmerült ismeretterjesztő, bemutató anyagok fotódokumentálása:

New York Times: https://www.nytimes.com/2020/07/15/science/hybrid-sturgeon-paddlefish.html?fbclid=IwAR3WxyQPZWkYaHy8bJDe_oOIFxvA9ETyAOG6hKdWfNh3X1I-v6WAhEPqbr8

Smithsonian: THE TOP TEN OCEAN STORIES OF 2020:
<https://www.smithsonianmag.com/science-nature/top-ten-ocean-stories-2020-180976558>

Globalnews: https://globalnews.ca/news/7205627/sturgeon-paddlefish-hybrid-sturddlefish/?fbclid=IwAR3tJMIBZn2-e_XUIz7bvU8xDgCkaGc4uAx06V_2tka_doK8cggOOItEcbk

Syfy: <https://www.syfy.com/syfywire/freaky-hybrid-fish-is-an-accidental-dna-mashup>

IFLScience: https://www.iflscience.com/plants-and-animals/hybrid-fish-stuns-scientists-as-two-species-that-last-shared-an-ancestor-in-the-jurassic-have-babies/?fbclid=IwAR0ELo1mfRvjOP9Z0SiCZ41OMgzIcAgbcO627dY8485bO4xv_oP5jaHN3P8

Index: https://index.hu/techtud/2020/07/17/haki_szent_istvan_egyetem_debreceni_egyetem_nemzeti_biodiverzitas_es_genmegorzesi_kozpont_lapatorru_tok_vagotok/?fbclid=IwAR3jOzKW3lZ7HpEfdYWVTbJ-2Ckeby9_i77EoxLT21KIyQEA2AL_1O3QCYo

Newjsag: <https://www.newjsag.hu/2020/07/18/a-haki-es-szarvasi-kutatok-a-new-york-timesban/>

BEOL: <https://www.beol.hu/kozelet/helyi-kozelet/eletkepes-halhibridet-hoztak-letre-magyar-kutatok-2903843/>

Agroinform: <https://www.agroinform.hu/gazdasag/magyar-felfedezestol-hangos-az-amerikai-sajto-44744-001>

Halászat: 113. évfolyam (2020)/3. szám címlap fotó

NAIK HAKI-ban kidolgozott új süllőszaporítási módszer kísérletének fotódokumentálása: <https://www.epfc.net/new-approach-in-creating-pikeperch-broodstock>

2020

Magyar Mezőgazdaság 74. évfolyam, 25. szám: 42-43 – NAIK Fiatal kutatók, Kutatói portré;
<https://magyarmezogazdasag.hu/2019/06/24/barati-legkorben-zajlanak-kutatasok-szarvason#>

Országos Könyvtári Napok '19 – Városi Könyvtár Szarvas – Mikroszkopikus vízi világ előadás; <https://www.youtube.com/watch?v=PIvpxKt0peQ&t=4s>

12. Mellékletek

Melléklet 1. táblázat Halastavi kísérletben eltérő pontytakarmányozás mellett felnövő kerekfűreg (Rotifera) közösségek fajlistája 2015. 06. 24-én; CT-Kontroll; FF- Halliszt alapú takarmány; PF- Növényi alapú táp (PF)

	2015. 06. 24. (egyed m ⁻³)														
	CT1	CT2	CT3	CT Átlag	CT Szórás	FF1	FF2	FF3	FF Átlag	FF Szórás	PF1	PF2	PF3	PF Átlag	PF Szórás
Rotifera															
<i>Asplanchna intermedia</i> Hudson, 1886	2400	0	1200	1200	1200	0	24000	400	8133	13742	2800	6400	6000	5067	1973
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	0	0	0	0	0	0	14400	0	4800	8314	0	3200	2400	1867	1665
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	32800	1600	34800	23067	18618	1600	84800	14400	33600	44800	44000	36000	1200	27067	22756
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1776	14400	1200	19200	11600	9321	24800	57600	18800	33733	20886	10800	39200	14400	21467	15463
<i>Brachionus diversicornis</i> (Daday, 1883)	0	0	1200	400	693	0	1600	0	533	924	600	0	0	200	346
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	800	200	8400	3133	4571	2400	68800	4000	25067	37883	200	800	2400	1133	1137
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	0	0	0	0	0	800	0	800	533	462	600	0	0	200	346
<i>Brachionus urceolaris</i> O. F. Muller, 1773	0	0	0	0	0	0	1600	0	533	924	0	0	0	0	0
<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896	14400	2000	2400	6267	7047	43200	0	400	14533	24827	0	0	0	0	0
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella irregularis</i> (Lauterborn, 1898)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella quadrata</i> (O. F. Müller, 1786)	800	800	10800	4133	5774	1600	19200	5200	8667	9298	7200	8800	6000	7333	1405
<i>Keratella tecta</i> (Gosse, 1851)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane luna</i> (Muller, 1776)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella rhomboides</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polyarthra</i> spp.	800	0	0	267	462	0	0	0	0	0	400	800	0	400	400
<i>Polyarthra euriptera</i> (Wierzejski, 1893)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	0	0	0	0	0	0	0	400	133	231	200	0	0	67	115
<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Melléklet 2. táblázat Halastavi kísérletben eltérő pontytakarmányozás mellett felnövő kerekcsigolyák (Rotifera) közösségek fajlistája 2015. 08. 05-én; CT-Kontroll; FF- Halliszt alapú takarmány; PF- Növényi alapú táp (PF)

	2015. 08. 05 (egyed m ⁻³)														
	CT1	CT2	CT3	CT Átlag	CT Szórás	FF1	FF2	FF3	FF Átlag	FF Szórás	PF1	PF2	PF3	PF Átlag	PF Szórás
Rotifera															
<i>Asplanchna intermedia</i> Hudson, 1886	0	0	720	180	360	0	0	0	0	0	0	0	240	80	139
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	1920	1620	960	1125	850	1200	240	480	640	518	960	480	960	800	277
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1776	13280	8000	1920	5800	6041	14000	5280	33120	17467	14542	8400	1680	0	3360	4445
<i>Brachionus diversicornis</i> (Daday, 1883)	160	0	0	40	80	0	0	0	0	0	240	0	0	80	139
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	160	4800	240	1300	2335	800	480	0	427	392	2880	1200	1440	1840	909
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	0	60	240	75	114	0	60	0	20	30	0	240	0	80	139
<i>Brachionus urceolaris</i> O. F. Muller, 1773	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	0	320	0	80	160	0	0	0	0	0	480	60	2880	1140	1521
<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871)	2880	0	0	720	1440	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	160	0	240	100	120	0	0	60	20	30	240	60	480	260	211
<i>Keratella irregularis</i> (Lauterborn, 1898)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella quadrata</i> (O. F. Müller, 1786)	0	640	60	175	311	0	0	0	0	0	480	0	0	160	277
<i>Keratella tecta</i> (Gosse, 1851)	40	60	0	25	30	0	0	240	80	120	0	240	480	240	240
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	640	320	5760	1680	2733	0	2640	480	1040	1260	240	720	480	480	240
<i>Lecane luna</i> (Muller, 1776)	0	0	0	0	0	0	0	60	20	30	0	0	0	0	0
<i>Lepadella rhomboides</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	70	240	103	113	0	0	0	0	0
<i>Polyarthra</i> spp.	0	0	240	60	120	0	0	0	0	0	240	0	0	80	139
<i>Polyarthra euriptera</i> (Wierzejski, 1893)	54720	320	3120	14540	26823	400	0	0	133	200	1200	0	112560	37920	64643
<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	0	0	0	0	0	0	0	240	80	120	0	60	0	20	35
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Melléklet 3. táblázat Halastavi kísérletben eltérő pontytakarmányozás mellett felnövő kerekeshéreg (Rotifera) közösségek fajlistája 2015. 09. 22-én; CT-Kontroll; FF- Halliszt alapú takarmány; PF- Növényi alapú táp (PF)

	2015. 09. 22. (egyed m ⁻³)														
	CT1	CT2	CT3	CT Átlag	CT Szórás	FF1	FF2	FF3	FF Átlag	FF Szórás	PF1	PF2	PF3	PF Átlag	PF Szórás
Rotifera															
<i>Asplanchna intermedia</i> Hudson, 1886	480	240	0	240	240	0	0	0	0	0	640	0	60	233	353
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	8880	8880	9600	9120	416	7200	29280	1200	12560	14787	8640	25200	8880	14240	9492
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1776	2640	6240	400	3093	2946	600	480	0	360	317	4160	200	720	1693	2152
<i>Brachionus diversicornis</i> (Daday, 1883)	240	0	0	80	139	0	0	0	0	0	320	0	0	107	185
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias, 1898	3120	1440	800	1787	1198	7200	2160	60	3140	3669	80	5400	240	1907	3026
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann, 1783	0	0	200	67	115	0	480	0	160	277	0	200	60	87	103
<i>Brachionus urceolaris</i> O. F. Muller, 1773	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus variabilis</i> Hempel, 1896	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	240	2160	200	867	1120	4800	1200	60	2020	2474	320	16400	240	5653	9307
<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871)	480	0	200	227	241	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	240	480	600	440	183	0	3600	480	1360	1955	0	200	240	147	129
<i>Keratella irregularis</i> (Lauterborn, 1898)	720	2400	200	1107	1150	0	1920	5760	2560	2933	18560	0	2880	7147	9989
<i>Keratella quadrata</i> (O. F. Müller, 1786)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella tecta</i> (Gosse, 1851)	240	1200	400	613	514	0	2640	240	960	1460	320	0	480	267	244
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	4080	7200	2600	4627	2348	7200	5760	3600	5520	1812	320	3400	3600	2440	1839
<i>Lecane luna</i> (Muller, 1776)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella rhomboides</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	320	0	60	127	170
<i>Polyarthra</i> spp.	0	0	0	0	0	600	0	0	200	346	0	0	60	20	35
<i>Polyarthra euriptera</i> (Wierzejski, 1893)	480	0	3000	1160	1611	600	0	0	200	346	1920	400	0	773	1013
<i>Pompholyx sulcata</i> Hudson, 1885	0	240	0	80	139	0	0	240	80	139	320	200	0	173	162
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	240	0	0	80	139	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Melléklet 4. táblázat Halastavi kísérletben eltérő pontytakarmányozás mellett felnövő kistrák (Cladocera és Copepoda) közösségek fajlistája 2015. 06. 24-én; CT-Kontroll; FF- Halliszt alapú takarmány; PF- Növényi alapú táp (PF)

	2015. 06. 24. (egyed m ⁻³)														
	CT1	CT2	CT3	CT Átlag	CT Szórás	FF1	FF2	FF3	FF Átlag	FF Szórás	PF1	PF2	PF3	PF Átlag	PF Szórás
Cladocera															
<i>Alona costata</i> Sars, 1862	0	400	0	133	231	0	0	0	0	0	400	0	0	133	231
<i>Alona guttata</i> Sars, 1862	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Muller, 1785)	63200	30000	69600	54267	21258	130400	32000	38000	66800	55161	6400	27200	22800	18800	10962
<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862	0	0	0	0	0	0	1600	0	533	924	0	0	0	0	0
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O. F. Muller, 1785)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceriodaphnia rigaudi</i> Richard, 1894	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Muller, 1776)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	800	0	267	462
<i>Daphnia ambigua</i> Scourfield, 1947	800	2400	12000	5067	6058	3200	0	4400	2533	2274	200	1600	8400	3400	4386
<i>Daphnia cucullata</i> Sars, 1862	15200	1200	26400	14267	12626	8000	0	2800	3600	4060	2400	800	1200	1467	833
<i>Daphnia longispina</i> Muller, 1776	800	0	2400	1067	1222	2400	0	1200	1200	1200	100	0	1200	433	666
<i>Daphnia parvula</i> Fordyce, 1901	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Daphnia</i> sp.	2400	0	4800	2400	2400	1600	0	400	667	833	200	0	8400	2867	4793
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1875	6400	2800	7200	5467	2344	5600	22400	5600	11200	9699	5400	4000	4800	4733	702
<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine, 1820)	0	400	0	133	231	0	0	0	0	0	200	0	0	67	115
Copepoda															
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)	2400	6000	25200	11200	12257	4800	11200	4800	6933	3695	5600	4800	31200	13867	15016
<i>Cyclops vicinus</i> Uljanin, 1875	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Melléklet 5. táblázat Halastavi kísérletben eltérő pontytakarmányozás mellett felnövő kiskrák (Cladocera és Copepoda) közösségek fajlistája 2015. 08. 05-én; CT-Kontroll; FF- Halliszt alapú takarmány; PF- Növényi alapú táp (PF)

	2015. 08. 05 (egyed m ⁻³)														
	CT1	CT2	CT3	CT Átlag	CT Szórás	FF1	FF2	FF3	FF Átlag	FF Szórás	PF1	PF2	PF3	PF Átlag	PF Szórás
Cladocera															
<i>Alona costata</i> Sars, 1862	0	0	0	0	0	0	140	0	47	70	0	0	0	0	0
<i>Alona guttata</i> Sars, 1862	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	20	35
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Muller, 1785)	20800	6080	9360	9060	8735	2800	4080	84480	30453	41129	3360	3360	9360	5360	3464
<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O. F. Muller, 1785)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	720	0	0	240	416
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)	0	0	240	60	120	0	2400	7680	3360	3621	0	0	1920	640	1109
<i>Ceriodaphnia rigaudi</i> Richard, 1894	3680	19840	11760	8820	8837	35200	13440	11280	19973	14712	21360	30200	61920	37827	21328
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	640	640	0	320	370	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Muller, 1776)	0	320	240	140	165	0	0	0	0	0	0	60	240	100	125
<i>Daphnia ambigua</i> Scourfield, 1947	0	0	0	0	0	0	0	60	20	30	0	0	0	0	0
<i>Daphnia cucullata</i> Sars, 1862	160	0	240	100	120	0	0	1920	640	960	0	0	1200	400	693
<i>Daphnia longispina</i> Muller, 1776	480	0	0	120	240	0	0	720	240	360	60	0	720	260	399
<i>Daphnia parvula</i> Fordyce, 1901	0	0	0	0	0	0	0	60	20	30	0	0	0	0	0
<i>Daphnia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1875	1760	320	21840	5980	10601	4000	420	6480	3633	3080	480	1680	5280	2480	2498
<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine, 1820)	0	0	0	0	0	0	70	240	103	113	60	0	0	20	35
Copepoda															
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)	1440	1280	720	860	651	2800	4800	4800	4133	2272	2160	3600	1200	2320	1208
<i>Cyclops vicinus</i> Uljanin, 1875	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Melléklet 6. táblázat Halastavi kísérletben eltérő pontytakarmányozás mellett felnövő kistrák (Cladocera és Copepoda) közösségek fajlistája 2015. 09. 22-én; CT-Kontroll; FF- Halliszt alapú takarmány; PF- Növényi alapú táp (PF)

	2015. 09. 22. (egyed m ⁻³)														
	CT1	CT2	CT3	CT Átlag	CT Szórás	FF1	FF2	FF3	FF Átlag	FF Szórás	PF1	PF2	PF3	PF Átlag	PF Szórás
Cladocera															
<i>Alona costata</i> Sars, 1862	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alona guttata</i> Sars, 1862	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Muller, 1785)	181440	129600	52600	121213	64828	868800	61920	132960	354560	446759	186240	120600	82560	129800	52449
<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O. F. Muller, 1785)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceriodaphnia reticulata</i> (Jurine, 1820)	0	0	0	0	0	0	240	240	160	139	0	0	60	20	35
<i>Ceriodaphnia rigaudi</i> Richard, 1894	8640	12240	2400	7760	4979	28800	6480	8160	14480	12430	18880	2800	720	7467	9939
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Muller, 1776)	60	0	200	87	103	0	240	0	80	139	0	2600	240	947	1437
<i>Daphnia ambigua</i> Scourfield, 1947	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Daphnia cucullata</i> Sars, 1862	480	240	0	240	240	600	0	0	200	346	640	0	0	213	370
<i>Daphnia longispina</i> Muller, 1776	240	240	0	160	139	0	0	1200	400	693	320	0	60	127	170
<i>Daphnia parvula</i> Fordyce, 1901	480	0	0	160	277	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Daphnia</i> sp.	2400	240	200	947	1259	0	0	0	0	0	0	0	240	80	139
<i>Moina micrura</i> Kurz, 1875	2640	720	3200	2187	1301	7200	1200	3600	4000	3020	960	600	2880	1480	1226
<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine, 1820)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Copepoda															
<i>Acanthocyclops robustus</i> (Sars, 1863)	2880	1680	600	1720	1141	7200	2400	960	3520	3267	2880	200	480	1187	1473
<i>Cyclops vicinus</i> Uljanin, 1875	0	0	0	0	0	4800	0	240	1680	2705	0	0	0	0	0

Melléklet 7. táblázat A Kákafoki-holtág vízminőségi paramétereit a 2016-os mintavételek alkamával mintavételi pontokként (K1-K5) évszakonként

Évszak	Mintavételi pont	Összes Nitrogén	Összes Foszfor	Összes Levegőanyag	Évszak	Mintavételi pont	Összes Nitrogén	Összes Foszfor	Összes Levegőanyag	Évszak	Mintavételi pont	Összes Nitrogén	Összes Foszfor	Összes Levegőanyag
		mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³			mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³			mg dm ⁻³	mg dm ⁻³	mg dm ⁻³
Tavaszi	K1	1,540	0,123	36,20	Tavaszi	K1	2,030	0,136	31,00	Tavaszi	K1	0,909	0,117	25,40
	K2	1,520	0,126	36,70		K2	1,250	0,070	27,30		K2	0,927	0,092	13,20
	K3	1,170	0,058	32,20		K3	0,924	0,057	31,90		K3	0,565	0,090	18,30
	K4	1,010	0,054	30,30		K4	0,927	0,060	25,60		K4	0,277	0,041	9,70
	K5	1,140	0,074	30,40		K5	0,948	0,062	20,30		K5	0,480	0,071	8,10
Nyári	K1	4,000	0,468	39,01	Nyári	K1	0,517	0,073	23,70	Nyári	K1	2,040	0,239	23,30
	K2	1,930	0,260	27,20		K2	0,927	0,101	26,70		K2	0,712	0,113	15,20
	K3	2,120	0,289	54,39		K3	0,734	0,113	20,20		K3	0,355	0,088	12,80
	K4	1,620	0,261	62,59		K4	0,781	0,127	16,60		K4	0,474	0,108	15,30
	K5	0,924	0,210	16,20		K5	0,698	0,124	10,00		K5	0,520	0,114	10,00
Őszi	K1	0,201	0,059	13,14	Őszi	K1	0,195	0,053	41,10	Őszi	K1	1,120	0,154	18,40
	K2	0,987	0,131	26,23		K2	0,677	0,090	45,85		K2	1,190	0,132	18,70
	K3	0,103	0,094	12,40		K3	0,218	0,069	31,40		K3	0,391	0,070	11,50
	K4	0,201	0,078	16,40		K4	0,195	0,072	30,50		K4	0,382	0,071	7,30
	K5	0,277	0,089	15,40		K5	0,275	0,082	28,60		K5	0,396	0,073	7,10