



37. OTDK Biológia Szekció

2025

A globális felmelegedés várható hatása az édesvízi zooplankton közösség szerveződésre, mennyiségi viszonyaira és diverzitására

Készítette: Bischof-Weisz Dorottya

Pannon Egyetem, Környezettudomány MSc, II. évfolyam

Témavezető: Dr. Lengyel Edina, Dr. Boros Gergely

A pályamunka lezárásának dátuma: 2024. 12.17.



Tartalomjegyzék

Bevezetés	1
1. Célkitűzés.....	3
Anyag és módszer	4
2. A mezokozmosz kísérlet	4
3. Háttérparaméterek meghatározása	5
4. Zooplankton vizsgálata	4
5. Statisztikai elemzések	7
Eredmények	8
Környezeti paraméterek	8
Közösséget jellemző paraméterek	10
Közösségi összetétel.....	19
Értékelés	23
Összefoglalás	26
Irodalomjegyzék	27
Köszönetnyilvánítás	32

1. Bevezetés

Napjaink egyik kiemelkedő környezeti problémája a klímaváltozás, ugyanis az emberi tevékenységnek köszönhetően olyan mértékben indult melegedésnek a Föld légköre, amelyre az elmúlt 2000 évben nem volt példa (IPCC, 2021). Az Éghajlatváltozási Kormányközi Testület (IPCC) 2021-es jelentésében felhívja a figyelmet arra, hogy a szén-dioxid-kibocsátás drasztikus csökkentése mellett is a 2050-es években várható a hőmérséklet legkorábbi stabilizálódása. Emiatt a XXI. század közepéig legalább 1,5 °C-os, a század végéig legalább 2 °C-os átlaghőmérséklet-emelkedéssel és annak minden következményével kell számolnunk. A sekély tavak a mélyebb tavakhoz képest érzékenyebben reagálhatnak a környezeti változásokra, így például a klímaváltozás által előidézett extrémításokra is. Ennek oka, hogy jellemzően viszonylag magas felszín/térfogat arány jellemzi őket, így gyorsabban melegsznek, hűlnek le, és párolognak. Az oxigénhiányra és algavirágzásokra is hajlamosabbak a gyakori üledék felkeveredés és a rétegződés hiánya miatt. Ezen felül a különböző szennyező anyagok is könnyebben koncentrálnak a sekély tavakban, tovább súlyosbítva az egyéb környezeti terheléseket (Padisák, 2005; Meerhof és mtsai., 2012). A felszíni vizek hőmérséklete és vízutánpótlása erősen függ az éghajlattól (pl. levegő hőmérséklet, csapadékeloszlás változásai), valamint ezeknek az élőhelyeknek a legnagyobb része már eleve ki van téve számos antropogén hatásnak (Woodward és mtsai., 2010). Az ökoszisztémák által nyújtott javak és szolgáltatások létfontosságúak az emberi jólét fenntartásához, valamint a jövőbeli gazdasági és társadalmi fejlődéshez. A felszíni vizek és vizes élőhelyek az összes ökoszisztéma szolgáltatás típusban (úgy mint: ellátó, szabályozó, kulturális és támogató) érintettek, ezért fenntartásuk és megóvásuk kiemelten fontos feladat (Lőrincz és mtsai., 2020; Zilio és mtsai., 2017). A globális klímaváltozás ökológiai hatásainak és következményeinek előrejelzése többféle módszer alkalmazását (kísérletek, modellek, felmérések), vagy a különböző módszerek integrálását követeli meg (Woodward és mtsai., 2010; Stewart és mtsai., 2013).

A mezokozmosz kísérletek alkalmazása a klímaváltozás felszíni vizekre gyakorolt hatásainak kutatásában viszonylag új keletű megközelítés. A mezokozmosz rendszerek jellemzője, hogy egyfajta átmenetet képeznek a laboratóriumi kísérletek és a terepi vizsgálatok között (Stewart és mtsai., 2013). Az ilyen típusú vizsgálatok egyik nagy előnye, hogy lehetővé teszik a paraméterek viszonylagos kontrollálhatóságát. Ezzel egyidőben, egy természetes ökoszisztéma számos elemét vizsgálhatjuk ezekben a rendszerekben, például egy komplex

táplálék-hálózatot is felépíthetünk, így az algáktól a halakig számos trofikus szint reprezentálható (He és mtsai., 2020).

A zooplankton közösségek (mikroszkopikus méretű, vízben lebegő/sodródó állati szervezetek összessége) a vízi ökoszisztémák kiemelten fontos elemei. A szűrő táplálkozású zooplankton szervezetek olyan elsődleges fogyasztók, melyek anyag- és energiaforgalmi összeköttetést biztosítanak az elsődleges termelők és a magasabb trofikus szinteken elhelyezkedő élőlények között. Az édesvízi zooplankton közösségek három legfontosabb csoportja az ágascsapú rákok (Cladocera), az evezőlábú rákok (Copepoda) és a kerekessérgek (Rotifera). Az ágascsapú és evezőlábú rákok az alsórendű rákok (Entomostraca) alosztályának rendjei (Gulyás és Forró, 2001), míg a kerekessérgek a villásférgek (Aschelminthes) törzsének osztálya (Bancsi 1986, 1988). Ezen a három fő csoporton kívül még több élőlénycsoport is része a zooplanktonnak. Ezeket az élőlényeket szintén két csoportra oszthatjuk: vannak olyanok, melyek állandó jelleggel a zooplankton tagjai, pl. a Protozoák. A másik csoport tagjai csak egyedfejlődésük korai szakaszában, ideiglenesen planktonikus életmódúak. Ilyenek pl. a puhatestűek veligera lárvái, illetve életük legkorábbi szakaszában egyes halivadékok is. Utóbbi csoportot szokták külön néven, ichthyoplanktonként is emlegetni (Suthers és mtsai., 2019; Block és mtsai., 2024).

Az evezőlábú rákok rendjét három alrendre bonthatjuk: Calanoida, Cyclopoida és Harpacticoida, melyek közül a Calanoida és Cyclopoida alrend fajtái jellemzően planktonikusak. A Balatonban mindkét planktonikus alrend fajtái megtalálhatók, és a test alakja és az első csáp hossza alapján viszonylag egyszerűen elkülöníthetők. A Calanoidák átlagosan 1-2 mm hosszúak és szűrő táplálkozásúak, míg a Cyclopoidák maximum 1 mm-esek és aktívan vadásznak. Egyedfejlődésük során 6 nauplius lárvá és 5 copepodit stádiumon mennek keresztül a kifejlett forma elérése előtt. Szexuálisan szaporodnak, a hím és nőstény egyedek több bélyeg, pl. az első csáp alapján jól megkülönböztethetők (Gulyás és Forró, 2001).

Az ágascsapú rákok jellemzően 1-6 mm nagyságúak, de vannak kivételes esetek, mint a *Leptodora kindtii*, melynek nősténye akár 20 mm testhosszt is elérhet, illetve a *Bosmina* nemzetség tagjai is, melyek testhossza jellemzően 0,4 mm körüli. Az állatok testét átlátszó páncél fedi, emiatt egyedfejlődésük során többször vedlenek. Az evezőlábú rákokkal ellentétben, a juvenilis és a felnőtt példányok között csak méretbeli különbség van. Ciklikus partenogenezissel is képesek szaporodni, mely azt jelenti, hogy kedvező körülmények között szaporodásuk aszexuális, az utódok nőstény klónok. A környezeti körülmények kedvezőtlenre

fordulásának esetén megjelennek az állományban hímek, majd szexuális szaporodással tartós petéket (ephippium) hoznak létre. Ezek a peték számos kedvezőtlen körülményt (pl. hőmérséklet csökkenése, kiszáradás) hosszú távon át tudnak vészelni. A kedvezőbb környezeti feltételek visszatérével a tartós petékből ismét nőstény egyedek kelnek ki és a megfelelő feltételek fennálltaig ismét aszexuálisan szaporodnak. (Suthers és mtsai., 2019; Gulyás és Forró, 1999) Főként szűrőgetéssel táplálkoznak, fő táplálékuk a fitoplankton és esetenként bakterioplankton vagy detritusz, azonban bizonyos esetekben pl. a vízoszlop felkeveredése után, automatikus szűrésük folytán sokkal több nem hasznosítható részecskét szűrnek ki, mint tényleges táplálékot (Padisák, 2005).

A kerekesszervek nevüket kerékszervükről kapták, mely a test feji részén található csillókoszorú, melyet táplálkozásra, valamint mozgásra is használnak. Átlagos testhosszuk 0,1-0,5 mm között változik, táplálékot főleg szűrőgetéssel szereznek, bár léteznek ragadozó fajok is. Az ágascápú rákokhoz hasonlóan ciklikus partenogenezissel szaporodnak (Suthers és mtsai., 2019; Bancsi, 1986).

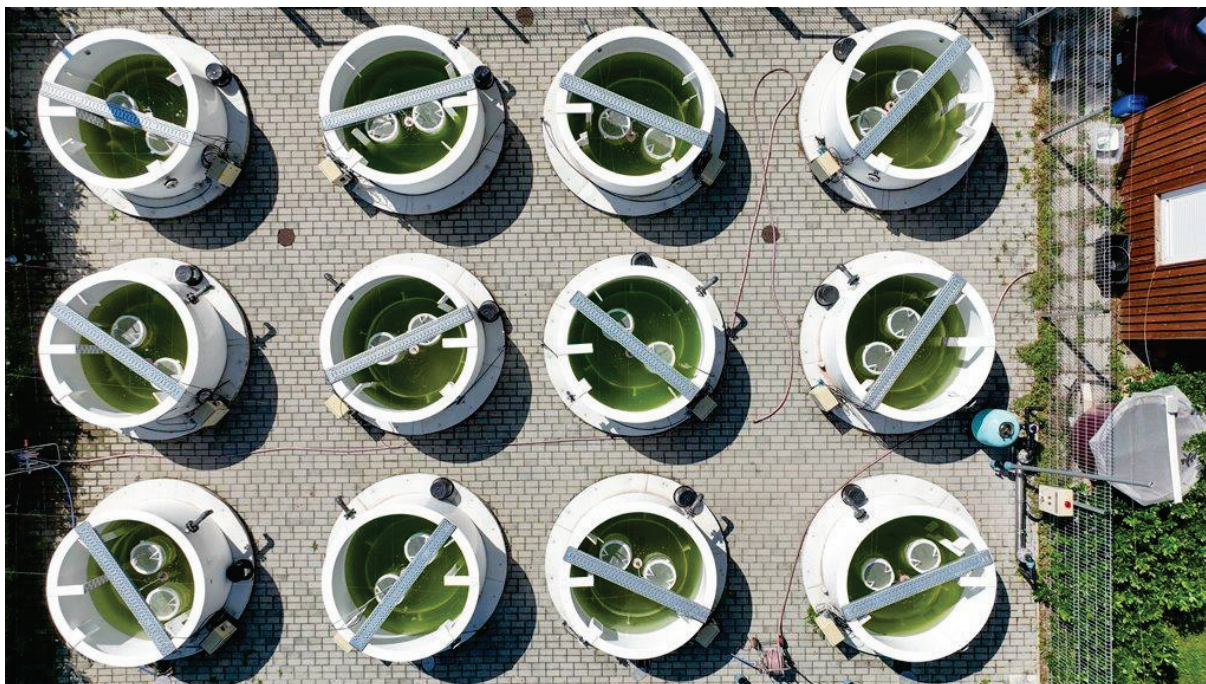
Elsődleges fogyasztókként a zooplankton szervezetek nem csak az összeköttetést biztosítják a termelők és a fogyasztók között, de top-down hatást is gyakorolhatnak a lebegő algákra (fitoplanktonra), ezáltal akár káros algavirágzások kialakulását is meggátolhatják (Mao és mtsai., 2020; Zhou és mtsai., 2020). A zooplanktont alkotó fajok rövid generációs idővel jellemezhetők, gyorsan reagálnak a környezet változásaira, így jó indikátor szervezetnek tekinthetők (Suthers és mtsai., 2019; P. Zánkai & Ponyi, 1997).

1.2. Célkitűzés

Bár már számos kutatás során vizsgálták a felmelegedés és az eutrofizáció édesvízi zooplankton fajokra kifejtett hatásait, az eredmények egyelőre nem egységesek, amelyek jelzik, hogy fontos további kutatásokat folytatni ebben a témában. A klímaváltozás hatásai a sekély tavakat fokozottan érintik, ezért fontos megismerni a lehetséges következményeket, ezen ökoszisztémák hatékony védelméért. A kutatás során két lehetséges felmelegedési forgatókönyv (+3 és +5 °C a jelenlegi klimatikus viszonyokhoz képest) hatásait modelleztük sekély tavi zooplankton élőlény közösségekre. Céлом, hogy a megfelelő adatelemzések elvégzése után megismerjük, hogy a beállított kezelések, az idő függvényében is vizsgálva, milyen hatással voltak a zooplankton közösség faji összetételére, biomasszájára, valamint diverzitására.

2. Anyag és módszer

2.1. A mezokozmosz kísérlet



1. ábra: A HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet kültéri mezokozmosz rendszere (a BLKI saját fotója)

A kísérlet 2021. július 8-án kezdődött és szeptember 2.-ig tartott a HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet (BLKI) kültéri mezokozmosz rendszerében, amely 12 db 5 m³-es tartályból áll (1. ábra). A tartályokba a parttól körülbelül 100 m távolságról egyenként 2,3 m³ szűretlen Balaton-víz lett szivattyúzva, amely 0,8 méter vízmélységet eredményezett. A tartályok henger alakúak és szigetelt falakkal rendelkeznek, így jól végezhetők hőmérsékleti kezelések bennük. Beépített szenzoraik lehetővé teszik a környezeti paraméterek folyamatos mérését: PONSEL PODOA-15122 az oldott oxigén tartalomhoz; PONSEL PPHRB-3931 pH, redox potenciál és hőmérséklet detektálásához; és PONSEL PC4EB-3643 a vezetőképességért.

A felmelegedés sekély tavi ökoszisztémákra gyakorolt hatásainak vizsgálatához a tartályokat három kezelésre osztottuk: kontroll/fűtetlen kezelés (K), illetve a kontrollnál 3 °C-kal (K+3), és 5 °C-kal magasabb hőmérsékletű (K+5) csoportokra, kezelésenként négy ismétléssel. A hőmérséklet-emelkedés mértékét a kezelési csoportokban az IPCC 2021-es jelentésének mérsékelt (K+3 = SSP2-4,5 (Shared Socioeconomic Pathways)) és magas (K+5 = SSP5-8,5) szén-dioxid-kibocsátási forgatókönyvek kimenetelére vonatkozó előrejelzései alapján határoztuk meg.

2.2. Háttérparaméterek meghatározása

A mezokozmosz rendszer tartályaiba beépített szenzorok 10 percenként rögzítették az adatokat, ami alapján napi átlagértékeket számoltunk az elemzéseinkhez. A mezokozmoszok szenzorai által rögzített paraméterek mellett nitrogén- és foszforformákat, valamint klorofill-a tartalmat is mértünk a vízoszlopban heti rendszerességgel. A nitrogén- (TN - össznitrogén, $\mu\text{g/L}$; ammónium, $\mu\text{g/L}$; nitrát, $\mu\text{g/L}$) és foszforformák (TP - összfoszfor, $\mu\text{g/L}$; SRP - ortofoszfát, $\mu\text{g/L}$) mennyiségét standard vízkémiai analitikai protokollok szerint spektrofotometriás módszerrel határoztuk meg (Strickland & Parsons, 1972). A víz klorofill tartalmának meghatározásához a vízmintákat üvegszálas (GF/F) szűrőpapíron átszűrtük, majd a szűrőpapírokat forró metanolban extraháltuk és végül az extraktumnak megmértük az abszorbanciáját (Tett és mtsai., 1975). A nitrogén- és foszforformák, valamint a klorofill-a tartalom mérésére Hitachi U-2900 spektrofotométert használtunk.

2.3. Zooplankton vizsgálata



2. ábra: Vízmintavétel a BLKI mezokozmosz rendszerénél (a BLKI saját fotója)

Zooplankton mintavételre hetente egyszer került sor, a kísérlet ideje alatt összesen 8 alkalommal (12 tartály x 8 mintavétel = 96 minta). A mintavételek során tartályonként 20 liter

minta került kiemelésre a vízoszlopból (2. ábra), amelyet ezután Schindler-Patalas mintavevő 60 µm -es lyukbőségű planktonhálójával felszerelt tölcserén szűrtük át. Az átszűrt zooplankton mintákat 0,5 literes pordobozokban tároltuk, amelyeket a minta térfogatával megegyező térfogatú 'Patosolv' tartósító szerrel fixáltunk.

A tartósított zooplankton minták vizsgálatához fordított állású fénymikroszkópot (Leica DMI1-es típus) használtunk, amely során meghatároztuk a mintában található egyedek számát, valamint azokat fajszinten azonosítottuk a releváns határozó könyvek alapján (Gulyás és Forró, 1999, 2001; Bancsi, 1986, 1988;). A számoláshoz és határozáshoz minden mintából 5 x 1 ml almintát lett átvizsgálva. Emellett minden fajból 20 egyed testhosszát is lemértük, amelyeket a biomassa becslésekhez használtunk fel. Amennyiben egy adott mintában adott fajból 20-nál kevesebb egyed volt, az összes egyed lemérésre került.

Az evezőlábú és ágascsapú rákok biomasszájának becsléséhez az Amerikai Környezetvédelmi Hivatal (United States Environmental Protection Agency, EPA, 2016) Módszertani Útmutatójában (SOP) leírt konverziós egyenletet használtuk:

$$\ln W = \ln a + b \times \ln L$$

ahol A és B: fajspecifikus állandók,

W: a becsült száraz tömeg µg/L-ben,

L: az egyed hossza µm-ben.

A kerekeshéjúk biomasszájának becsléséhez szintén konverziós egyenletet használtuk:

$$\text{kerekeshéjúk biomassza } (\mu\text{g}) = [(\text{testhossz}^3 (\mu\text{m}) \times \text{FF}) + (\% \text{BV} \times \text{testhossz}^3 \times \text{FF})] \times 10^{-6} \times \text{WW:DW}$$

ahol FF: fajspecifikus faktor,

%BV: a függelékek térfogata a test térfogatának százalékában,

10⁻⁶-nal történő szorzás célja a nedvestömegre történő átváltás,

WW:DW: a nedvestömeg-száraztömeg átváltási faktor.

Az egyedsűrűsége és a biomasszáján kívül kiszámoltuk a fajok diverzitás értékeit, melyek a fajszám, a Shannon-diverzitás, és az inverz Simpson index (Shannon, 1948; Simpson, 1949). Továbbá kiszámoltuk a diverzitás indexekhez tartozó Pielou és Simpson egyenletességet (Heip és Engels, 1974, Pielou, 1969; Simpson, 1949). A diverzitás indexek kiválasztásakor Hill módszere (1973), valamint Heip és Engels (1974) összehasonlító elemzése alapján döntöttünk. Mind a Shannon-, mind az inverz Simpson régóta és gyakran használt indexek a közösségek diverzitásának bemutatására, eredményeik értelmezése intuitív, mivel mindkét esetben nagyobb érték nagyobb diverzitást jelent (Jost, 2006). Továbbá az inverz Simpson index

megfelel a Hill által leírt N2 effektív fajszámnak, míg a Shannon-diverzitás értékei könnyen átszámíthatók a Hill féle N1 effektív fajszámmá ($N1=e^H$).

2.4. Statisztikai elemzések

A statisztikai elemzéseket az R szoftverrel (4.3.3. verzió, R Core Team, 2023) végeztük a „vegan” (Oksanen és mtsai., 2022) és az „indicspecies” (De Caceres és mtsai., 2022) csomagokat használva. Az ábrákat szintén az R szoftverrel készítettük, melyhez a „ggplot2” (Wickham, 2016), és a „yarr” (Phillips, 2016) csomagokat használtuk.

Főkomponens-analíziseket (PCA) végeztünk annak vizsgálatára, hogy a 96 mintában mért háttérparaméterek mutattak-e valamilyen mintázatot a hőmérsékleti kezelések, valamint a mintavételi időpontok alapján. A normál eloszlás elérésének érdekében a változókat transzformáltuk, amelyet az 1. táblázat foglal össze.

1. táblázat: A környezeti paramétereken a normál eloszlás érdekében elvégzett transzformációk

	Transzformáció
klorofill	$\log(x+1)$
hőmérséklet	-
pH	-
DO	-
Vezetőképeség	-
ammónia	$\log(x+1)$
nitrát	x^2
TN	-
SRP	$\log(x+1)$
TP	$\log(x+1)$

Nonmetrikus többdimenziós skálázással (NMDS) vizsgáltuk a zooplankton összetételét a három kezelési csoport alapján. A statisztikai elemzés előtt a fajok abundancia-adatain Hellinger-transzformációt végeztünk el azok normál eloszlásának elérése céljából. Ezután ADONIS2 elemzéseket végeztünk annak felmérésére, hogy az alkalmazott hőmérsékleti kezelések jelentős különbségeket okoztak-e a fajösszetételben, amelyhez 999 permutációt alkalmaztunk. Amennyiben szignifikáns eltéréseket találtunk, páronkénti ADONIS tesztet végeztünk az egyes kezelések összehasonlítására, majd SIMPER teszt segítségével azonosítottuk azokat a fajokat, amelyek hozzájárultak ehhez a különbséghez. Ezután az NMDS, ADONIS2, páronkénti ADONIS és SIMPER teszteket elvégeztük a Hellinger-transzformált közösségi paramétereken (abundancia, biomassa, Shannon-diverzitás, inverz Simpson-

diverzitás, Pielou-egyenletesség, Simpson-egyenletesség, fajgazdagság) is. Továbbá az említett tesztek megismételtük mind az abundancia adatokon, mind a közösségi paramétereken az idő függvényében is.

A különböző kezelések és dátumok szempontjából legrelevánsabb zooplankton fajok azonosítására indikátorfajanalízist (IndVal) végeztünk. Ennél a tesztnél az „A” és „B” faktorok a specificitást (egy faj egy adott kezeléshez való tartozásának valószínűségét), illetve a hűséget (az adott faj előfordulásának valószínűségét egy kezelésen belül) jelöli.

Kétutas faktoriális ANOVA-val (varianciaanalízis) vizsgáltuk, hogy a kezelések, a mintavételi időpontok és ezek interakciója milyen hatással volt az egyedsűrűsége, a biomasszára és a különböző diverzitás értékekre. Az ANOVA tesztek eredményeiről kombinált ábrát készítettünk, mely egyszerre mutatja a független változók főhatását, valamint az interakciójukat is, két változatban (Kezelés*Dátum/Dátum*Kezelés). Az első interakciós ábrán mindegyik paraméter esetén betűs jelölési módszer mutatja, hogy az egyes dátumokon van-e statisztikailag szignifikáns ($p \leq 0,05$) különbség a kezelések között. Ezt az információt egyutas ANOVA tesztekkel nyertük ki. A jelöléseket és jelentésüket a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat: Az ábrák szignifikancia jelölői és jelentésük

Jelölő	Szignifikáns különbség
a	K - K+3
b	K- K+5
c	K- K+3 és K+5
d	K+3- K+5
e	K+5 - K és K+3
f	nincs

3. Eredmények

3.1. Környezeti paraméterek

A kísérlet során a klorofill koncentrációja 0 és 3,60 $\mu\text{g L}^{-1}$ (átlag (M) = $1,40 \pm 0,90 \mu\text{g L}^{-1}$), a pH 8,40 és 9 (M = $8,70 \pm 0,10$), az oldott oxigén (DO) koncentráció 7 és 8,20 mg L^{-1} (M = $8,20 \pm 0,60 \text{mg L}^{-1}$), a vezetőképesség 648,80 és 926 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (M = $771,60 \pm 63,70 \mu\text{S cm}^{-1}$), az ammónia koncentráció 10,70 és 60,30 $\mu\text{g L}^{-1}$ (M = $23,90 \pm 9,70 \mu\text{g L}^{-1}$), a nitrát koncentráció 168,70 és 264,40 $\mu\text{g L}^{-1}$ (M = $228 \pm 20,80 \mu\text{g L}^{-1}$), az össznitrogén (TN) koncentráció 406,90 és 664,80 $\mu\text{g L}^{-1}$ (M = $554 \pm 44,90 \mu\text{g L}^{-1}$), az ortofoszfát (SRP) koncentráció 1 és 18,90 $\mu\text{g L}^{-1}$

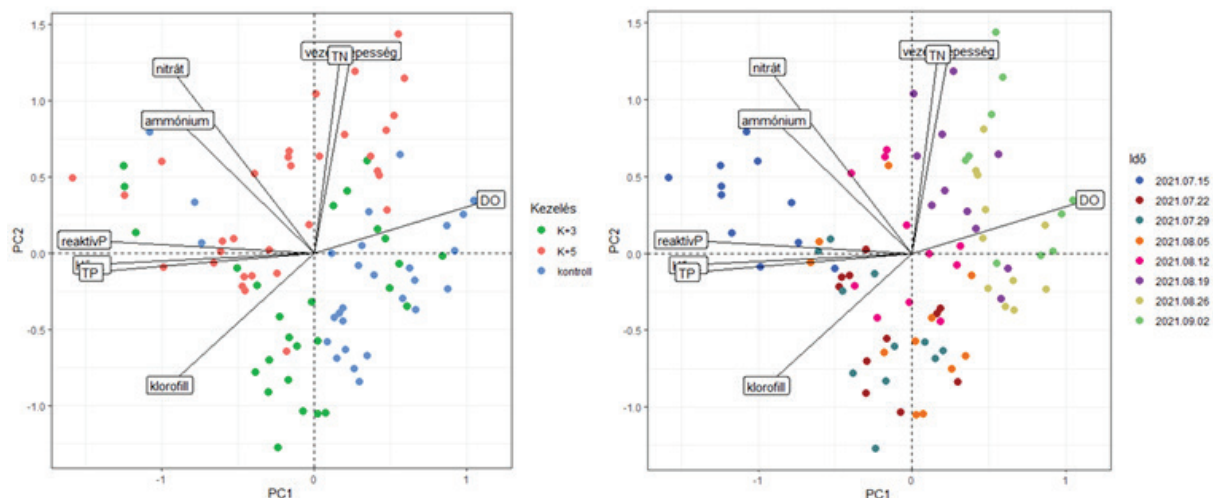
¹ ($M = 3,60 \pm 3,40 \mu\text{g L}^{-1}$) végül az összfoszfor (TP) koncentráció $7,40$ és $43 \mu\text{g L}^{-1}$ ($M = 14,70 \pm 7,40 \mu\text{g L}^{-1}$) értékek között változott. A vízhőmérséklet a kontrollban $16,80$ és $26,30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ($M = 22,38 \pm 2,96 \text{ }^{\circ}\text{C}$), a K+3-ban $19,90$ és $28,80 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ($M = 25,27 \pm 2,94 \text{ }^{\circ}\text{C}$), a K+5-ben pedig 22 és $30,80 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ($M = 27,26 \pm 2,93 \text{ }^{\circ}\text{C}$) között alakult (3. táblázat).

3. táblázat: A környezeti paraméterek minimuma, maximuma, átlaga és szórása

	Hőmérséklet	Klorofill	pH	DO	Vezetőképesség
Mértékegység	$^{\circ}\text{C}$	$\mu\text{g L}^{-1}$		mgL^{-1}	$\mu\text{S cm}^{-1}$
Min.	16,8	0,0	8,4	7,0	648,8
Max.	30,8	3,6	9,0	9,6	926,0
Átlag	24,9	1,4	8,7	8,2	771,6
Szórás	3,6	0,9	0,1	0,6	63,7

	Ammónia	Nitrát	TN	SRP	TP
Mértékegység	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$	$\mu\text{g L}^{-1}$
Min.	10,7	168,7	406,9	1,0	7,4
Max.	60,3	264,4	664,8	18,9	43,0
Átlag	23,9	228,0	554,0	3,6	14,7
Szórás	9,7	20,8	44,9	3,4	7,4

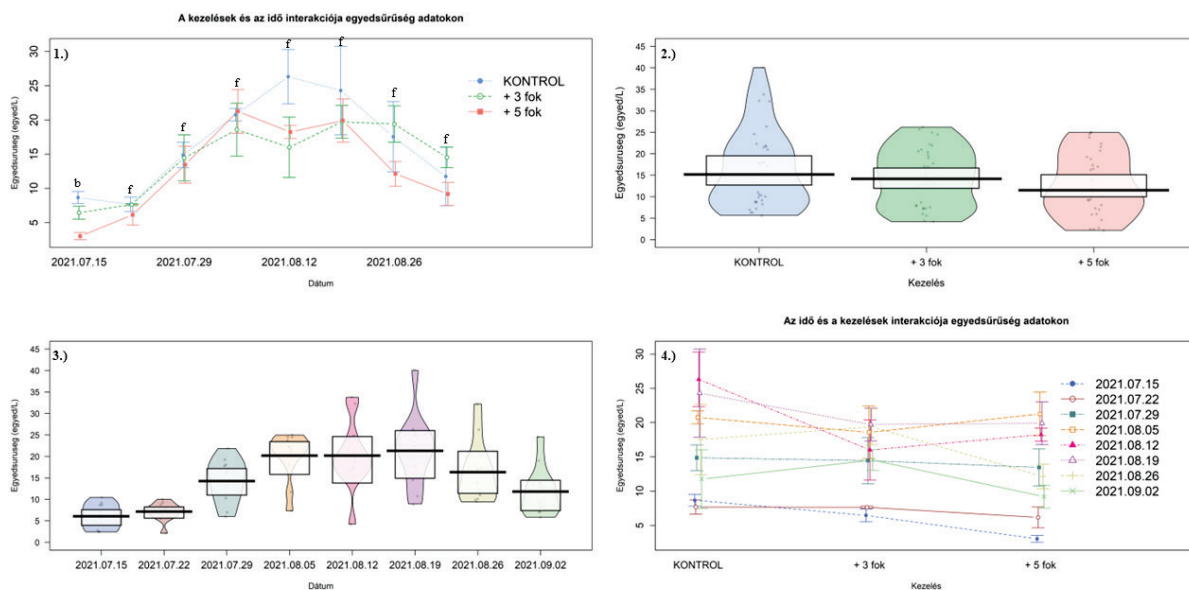
A főkomponens analízisben (3. ábra) az első két tengely összesen $61,46 \%$ -ban magyarázta a környezeti paraméterek és a kezelések, valamint az idő varianciáját. Ez az érték az első tengelyen $37,84 \%$, a másodikon pedig $23,62 \%$. Az első tengely mentén a legerősebb magyarázó változó hőmérséklet ($r = -1,46$) és az oldott oxigén ($r = 1,16$) volt. A második tengellyel a klorofill mutatta a legerősebb negatív korrelációt ($r = -0,86$), valamint a vezetőképesség ($r = 1,32$) mutatta a legerősebb pozitív korrelációt.



3. ábra: A környezeti paraméterek főkomponens analízise kezelés és mintavételi dátum szerint

3.2. Közösséget jellemző paraméterek

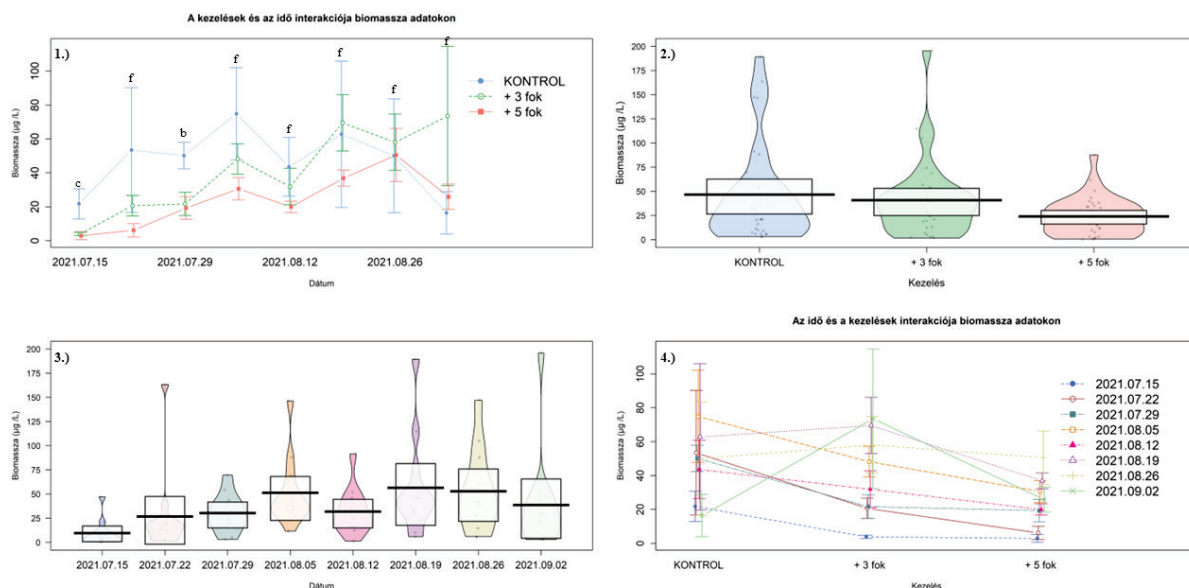
Az összegyedszám 31,08 és 1608,76 egyed/L között változott a kontrollcsoportban ($M = 354,97 \pm 385,22$ egyed/L), 17,76 és 686,72 egyed/L között a K+3 csoportban ($M = 259,05 \pm 208,41$ egyed/L), valamint 4,44 és 624,56 egyed/L között a K+5 csoportban ($M = 218,95 \pm 205,09$) (4. táblázat). A kísérlet időtartama során az egyedsűrűség értékei 4,44 és 1608,76 egyed/L között mozgott ($M = 277,65 \pm 282,16$ egyed/L). A minimum értéket 2021.07.22-én, a kísérlet 2. hetén tapasztaltuk, míg a maximumot 2021.08.19-én, a kísérlet 6. hetén érték el az értékek (5. táblázat). A kétutas faktoriális ANOVA során a kezelések főhatás analízise kimutatta, hogy a K+5 csoportban az egyedsűrűség értékei szignifikánsan alacsonyabbak voltak, mint a kontrollban ($p = 0,05$). A dátumok főhatás analízise azt mutatta, hogy az idő is szignifikáns hatással volt az egyedsűrűségre ($p < 0,001$). A kezelések és az idő között nem volt statisztikailag szignifikáns interakció. A kezelések és az idő egyedsűrűségre kifejtett főhatását, valamint a független változók interakcióját a 4. ábra mutatja be.



4. ábra Az egyedsűrűség adatokon végzett kétutas faktoriális ANOVA eredményeinek grafikus ábrázolása. 1. Kezelés-Dátum interakció, szignifikancia jelölőkkel. b – K+5 szignifikánsan különbözik a kontrolltól, f - nincs szignifikáns különbség a kezelések között. 2. Kezelés főhatás. 3. Mintavételi dátum főhatás. 4. Dátum-Kezelés interakció.

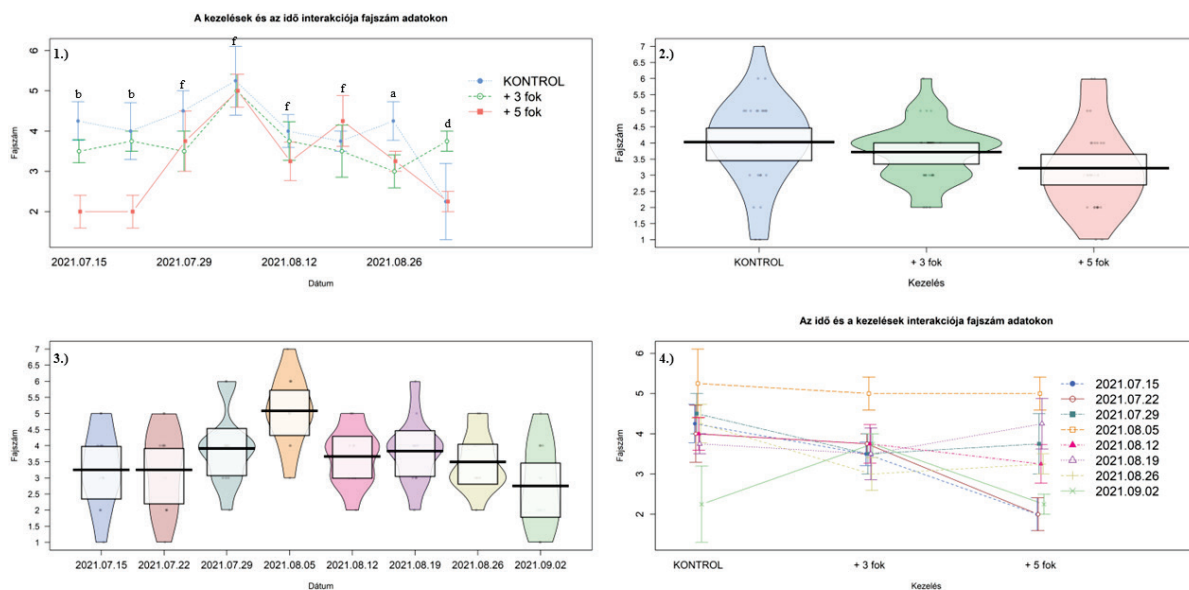
A legkisebb biomassza érték 2,81, míg a legnagyobb 189,46 $\mu\text{g/L}$ volt a kontroll csoportban ($M = 46,64 \pm 50,42 \mu\text{g/L}$). Ugyanezen közösségi paraméter értéke 1,32 és 195,85 $\mu\text{g/L}$ között változott a K+3 csoportban ($M = 40,93 \pm 39,42 \mu\text{g/L}$), valamint 0,34 és 87,77 $\mu\text{g/L}$ között a K+5 csoportban ($M = 24,01 \pm 19,82 \mu\text{g/L}$) (4. táblázat). A kísérlet időtartama során az biomassza értékei 0,34 és 195,85 $\mu\text{g/L}$ között mozgott ($M = 37,19 \pm 39,47 \mu\text{g/L}$). A minimum értéket 2021.07.15-én, a kísérlet 1. hetén tapasztaltuk, míg a maximumot 2021.09.02-án, a kísérlet 8. hetén érték el az értékek (5. táblázat).

A kétutas faktoriális ANOVA során a kezelések főhatás analízise kimutatta, hogy a K+5 csoportban a biomassza értékei szignifikánsan alacsonyabbak voltak, mint a kontrollban ($p = 0,03$). A dátumok főhatás analízise azt mutatta, hogy az idő is szignifikáns hatással volt a biomasszára ($p < 0,001$). A kezelések és az idő között nem volt statisztikailag szignifikáns interakció. A kezelések és az idő biomasszára kifejtett főhatását, valamint a független változók interakcióját az 5. ábra mutatja be.



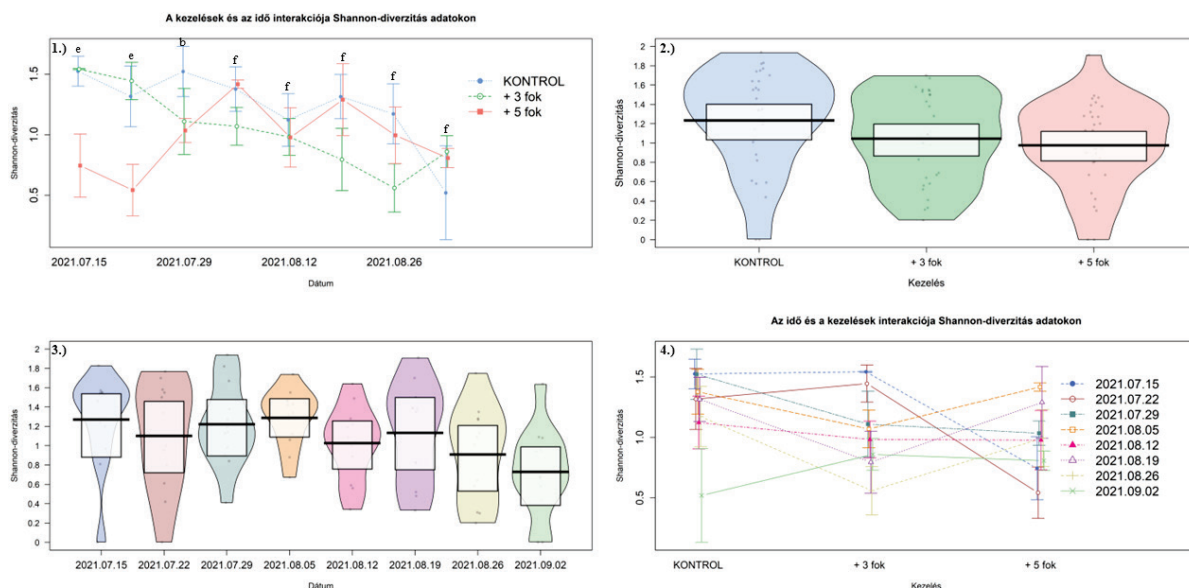
5. ábra: A biomassza adatokon végzett kétutas faktoriális ANOVA eredményeinek grafikus ábrázolása. 1. Kezelés-Dátum interakció, szignifikancia jelölőkkel. b – K+5 szignifikánsan különbözik a kontrolltól, c - K+3 és K+5 is szignifikánsan különbözik K-tól, f - nincs szignifikáns különbség a kezelések között. 2. Kezelés főhatás. 3. Mintavételi dátum főhatás. 4. Dátum-Kezelés interakció.

A fajgazdagság 1 és 7 között változott a kontrollban ($M = 4,03 \pm 1,36$ db faj), 2 és 6 ($M = 3,72 \pm 0,92$ db faj) között K+3 csoportban, míg ennek legkisebb és legnagyobb értéke jellemzően 1 és 6 volt a K5 csoportban ($M = 3,22 \pm 1,34$ db faj) (4. táblázat). A kísérlet időtartama során az fajszám értékei 1 és 7 db faj között mozgott ($M = 3,66 \pm 1,26$ db faj). A minimum értéket 2021.07.15-én, a kísérlet 1. hetén, 2021.07.22-én, a kísérlet 2. hetén, valamint 2021.09.02-án, a kísérlet utolsó hetén tapasztaltuk, míg a maximumot 2021.08.05-én, a kísérlet 4. hetén érték el az értékek (5. táblázat). A kétutas faktoriális ANOVA során a kezelések főhatás analízise kimutatta, hogy a K+5 csoportban a fajszám értékei szignifikánsan alacsonyabbak voltak, mint a kontrollban ($p = 0,006$). A dátumok főhatás analízise azt mutatta, hogy az idő is szignifikáns hatással volt a fajszámra ($p < 0,001$). A kezelések és az idő között nem volt statisztikailag szignifikáns interakció. A kezelések és az idő fajszámra kifejtett főhatását, valamint a független változók interakcióját a 6. ábra mutatja be.



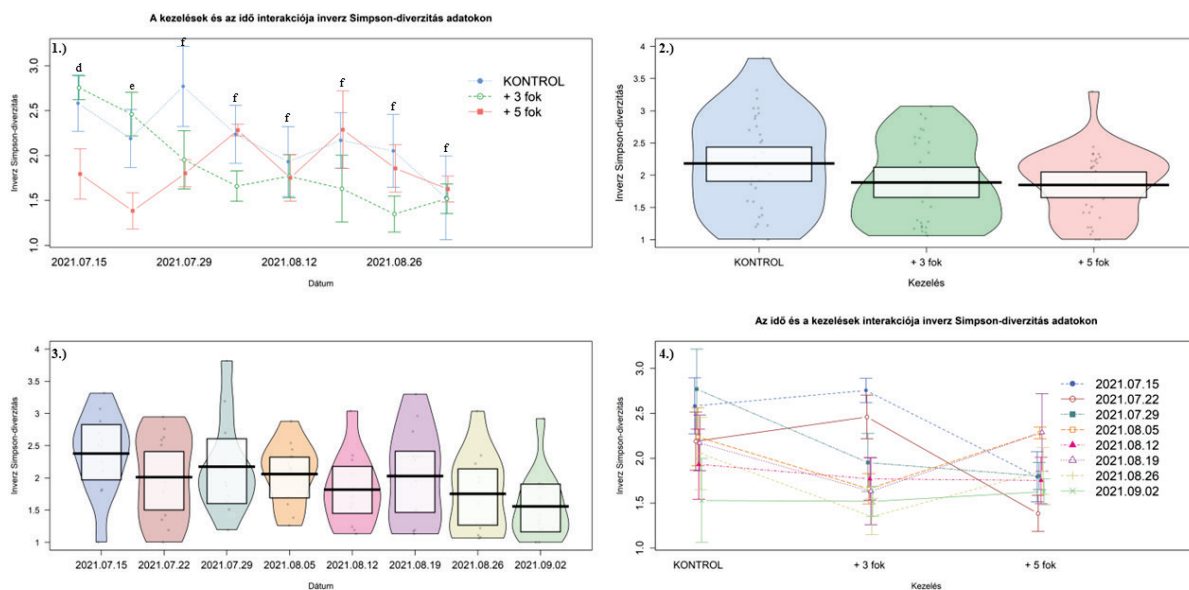
6. ábra: A fajszám adatokon végzett kétutas faktoriális ANOVA eredményeinek grafikus ábrázolása. 1. Kezelés-Dátum interakció, szignifikancia jelölőkkel. a - K+3 szignifikánsan különbözik K-tól, b - K+5 szignifikánsan különbözik a kontrolltól, f - nincs szignifikáns különbség a kezelések között. 2. Kezelés főhatás. 3. Mintavételi dátum főhatás. 4. Dátum-Kezelés interakció.

A Shannon-diverzitás értékei 0 és 1,94 között változtak a kontrollcsoportban ($M = 1,23 \pm 0,52$). A K+3 csoportban a legkisebb értéke 0,20, míg a legnagyobb 1,70 volt ($M = 1,05 \pm 0,45$). Az érték 0 és 1,91 között változott a K+5 csoportban ($M = 0,98 \pm 0,45$) (4. táblázat). A kísérlet időtartama során az Shannon-diverzitás értékei 0 és 1,94 között mozgott ($M = 1,09 \pm 0,48$ db faj). A minimum értéket 2021.07.15-én, a kísérlet 1. hetén, 2021.07.22-én, a kísérlet 2. hetén, valamint 2021.09.02-án, a kísérlet 8. hetén tapasztaltuk, míg a maximumot 2021.08.05-én, a kísérlet 4. hetén érték el az értékek (5. táblázat). A kétutas faktoriális ANOVA során a kezelések főhatás analízise kimutatta, hogy a K+5 csoportban a Shannon-diverzitás értékei szignifikánsan alacsonyabbak voltak, mint a kontrollban ($p = 0,04$). A dátumok főhatás analízise azt mutatta, hogy az idő is szignifikáns hatással volt a Shannon-diverzitásra ($p = 0,02$). A kezelések és az idő interakciója is statisztikailag szignifikáns volt ($p = 0,02$). A kezelések és az idő Shannon-diverzitásra kifejtett főhatását, valamint a független változók interakcióját a 7. ábra mutatja be.



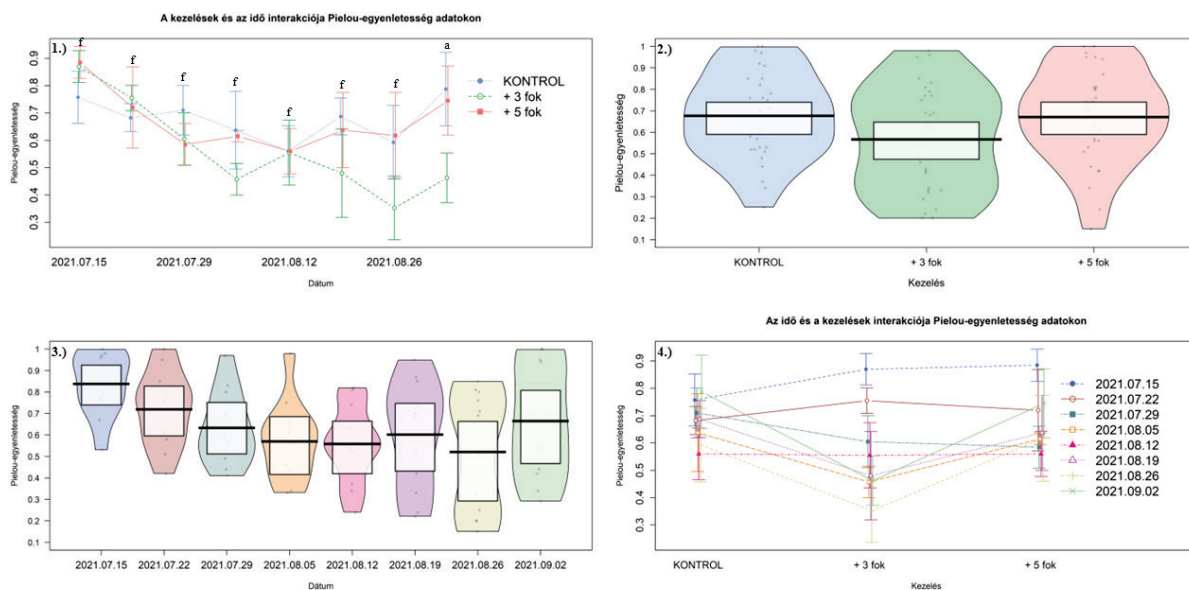
7. ábra: A Shannon-diverzitás adatokon végzett kétutas faktoriális ANOVA eredményeinek grafikus ábrázolása. 1. Kezelés-Dátum interakció, szignifikancia jelölőkkel. b - K+5 szignifikánsan különbözik a kontrolltól, e - K+5 szignifikánsan különbözik K-tól és K+3-tól is, f - nincs szignifikáns különbség a kezelések között. 2. Kezelés főhatás. 3. Mintavételi dátum főhatás. 4. Dátum-Kezelés interakció.

Az inverz Simpson-diverzitás értékei 1 és 3,82 között változtak a kontrollcsoportban ($M = 2,18 \pm 0,75$). A K+3 csoportban a legkisebb értéke 1,06, míg a legnagyobb 3,07 volt ($M = 1,89 \pm 0,63$). Az érték 1 és 3,30 között változott a K+5 csoportban ($M = 1,85 \pm 0,52$) (4. táblázat). A kísérlet időtartama során az inverz Simpson-diverzitás értékei 1 és 3,82 között mozgott ($M = 1,97 \pm 0,65$). A minimum értéket 2021.07.15-én, a kísérlet 1. hetén, 2021.07.22-én, a kísérlet 2. hetén, valamint 2021.09.02-án, a kísérlet 8. hetén tapasztaltuk, míg a maximumot 2021.07.29-én, a kísérlet 3. hetén érték el az értékek (5. táblázat). A kétutas faktoriális ANOVA során a kezelések főhatás analízise kimutatta, hogy az inverz Simpson-diverzitás értékei esetében a kezelések között nem volt statisztikailag szignifikáns különbség. A dátumok főhatás analízise azt mutatta, hogy az idő szignifikáns hatással volt az inverz Simpson-diverzitásra ($p = 0,04$). A kezelések és az idő között nem volt statisztikailag szignifikáns interakció. A kezelések és az idő inverz Simpson-diverzitásra kifejtett főhatását, valamint a független változók interakcióját a 8. ábra mutatja be.



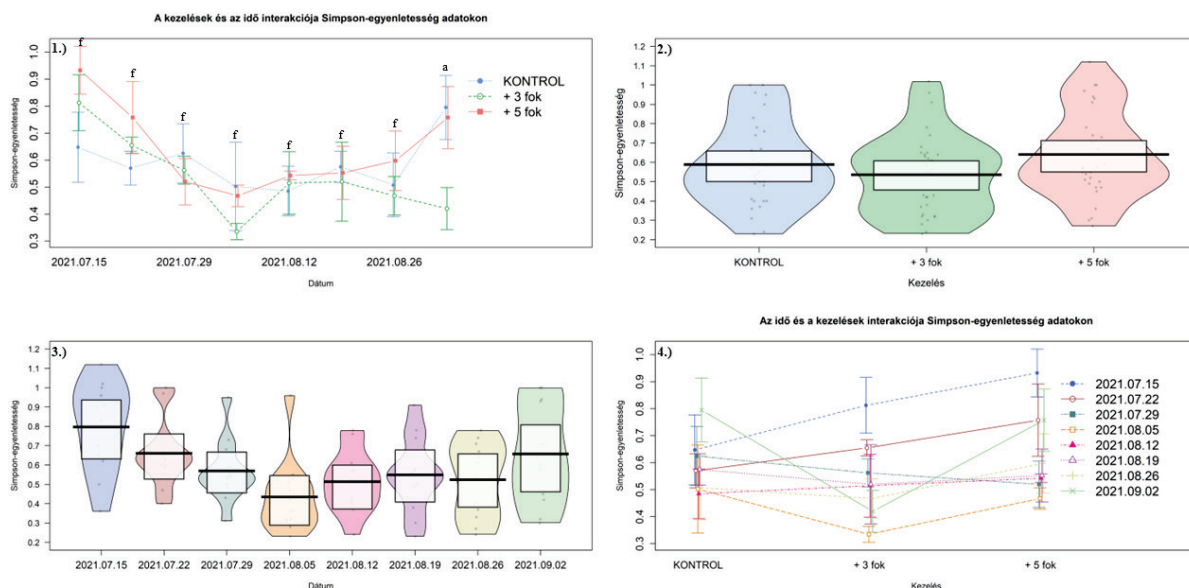
8. ábra: Az inverz Simpson-diverzitás adatokon végzett kétutas faktoriális ANOVA eredményeinek grafikus ábrázolása. 1. Kezelés-Dátum interakció, szignifikancia jelölőkkel. d - K+5 szignifikánsan különbözik K+3-tól, e - K+5 szignifikánsan különbözik K-tól és K+3-tól is, f - nincs szignifikáns különbség a kezelések között. 2. Kezelés főhatás. 3. Mintavételi dátum főhatás. 4. Dátum-Kezelés interakció.

A Pielou-egyenletesség értékei 0,25 és 1 között változtak a kontrollcsoportban ($M = 0,68 \pm 0,20$). A K+3 csoportban a legkisebb értéke 0,20, míg a legnagyobb 0,98 volt ($M = 0,57 \pm 0,24$). Az érték 0,15 és 1 között változott a K+5 csoportban ($M = 0,67 \pm 0,22$) (4. táblázat). A kísérlet időtartama során a Pielou-egyenletesség értékei 0,15 és 1 között mozgott ($M = 0,64 \pm 0,22$). A minimum értéket 2021.08.26-án, a kísérlet 7. hetén tapasztaltuk, míg a maximumot 2021.07.15-én, a kísérlet 1. hetén, 2021.07.22-én, a kísérlet 2. hetén, valamint 2021.09.02-án, a kísérlet 8. hetén érték el az értékek (5. táblázat). A kétutas faktoriális ANOVA során a kezelések főhatás analízise kimutatta, hogy a Pielou-egyenletesség értékei esetében a kezelések között nem volt statisztikailag szignifikáns különbség. A dátumok főhatás analízise azt mutatta, hogy az idő szignifikáns hatással volt a Pielou-egyenletességre ($p = 0,01$). A kezelések és az idő között nem volt statisztikailag szignifikáns interakció. A kezelések és az idő Pielou-egyenletességre kifejtett főhatását, valamint a független változók interakcióját a 9. ábra mutatja be.



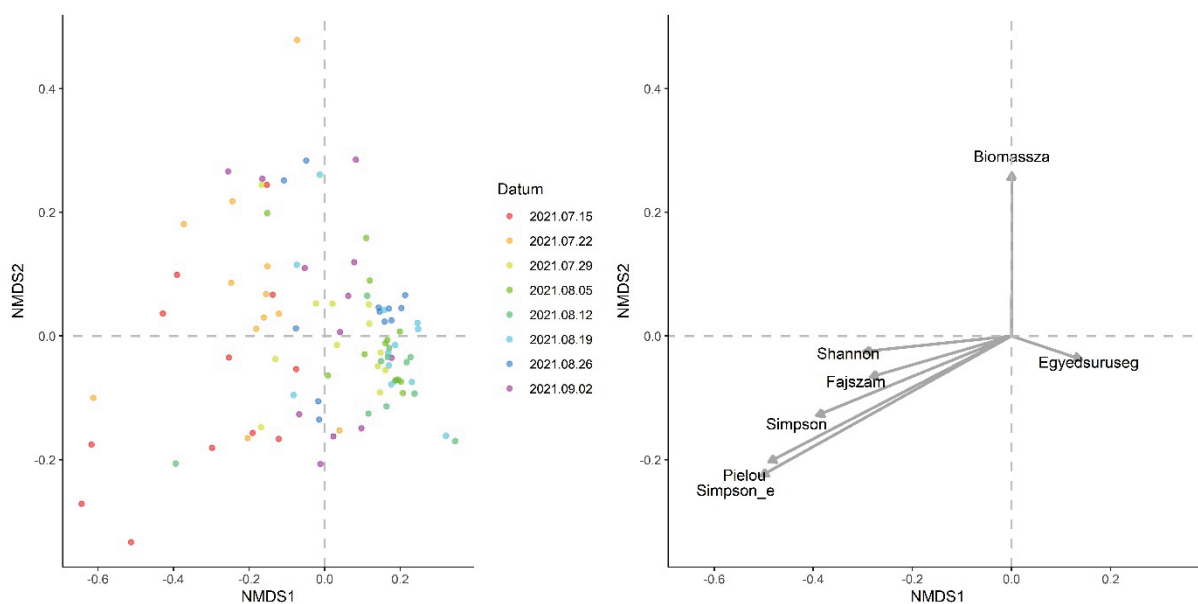
9. ábra: A Pielou-egyenletesség adatokon végzett kétutas faktoriális ANOVA eredményeinek grafikus ábrázolása. 1. Kezelés-Dátum interakció, szignifikancia jelölőkkel. a - K+3 szignifikánsan különbözik K-tól, f - nincs szignifikáns különbség a kezelések között. 2. Kezelés főhatás. 3. Mintavételi dátum főhatás. 4. Dátum-Kezelés interakció.

A Simpson-egyenletesség értékei 0,23 és 1 között változtak a kontrollcsoportban ($M = 0,59 \pm 0,22$). A K+3 csoportban a legkisebb értéke 0,23, míg a legnagyobb 1,02 volt ($M = 0,54 \pm 0,21$). Az érték 0,27 és 1,12 között változott a K+5 csoportban ($M = 0,64 \pm 0,22$) (4. táblázat). A kísérlet időtartama során a Simpson-egyenletesség értékei 0,23 és 1,12 között mozgott ($M = 0,59 \pm 0,22$). A minimum értéket 2021.08.05-én, a kísérlet 4. hetén, valamint 2021.08.19-én, a kísérlet 6. hetén tapasztaltuk, míg a maximumot 2021.07.15-én, a kísérlet 1. hetén érték el az értékek (5. táblázat). A kétutas faktoriális ANOVA során a kezelések főhatás analízise kimutatta, hogy a Simpson-egyenletesség értékei esetében a kezelések között nem volt statisztikailag szignifikáns különbség. A dátumok főhatás analízise azt mutatta, hogy az idő szignifikáns hatással volt a Simpson-egyenletességre ($p = 0,001$). A kezelések és az idő között nem volt statisztikailag szignifikáns interakció. A kezelések és az idő Simpson -egyenletességre kifejtett főhatását, valamint a független változók interakcióját a 10. ábra mutatja be.



10. ábra: A Simpson-egyenletesség adatokon végzett kétutas faktoriális ANOVA eredményeinek grafikus ábrázolása. 1. Kezelés-Dátum interakció, szignifikancia jelölőkkel. a - K+3 szignifikánsan különbözik K-tól, f - nincs szignifikáns különbség a kezelések között. 2. Kezelés főhatás. 3. Mintavételi dátum főhatás. 4. Dátum-Kezelés interakció.

A közösségi metrikák kezelés alapú NMDS elemzése nem mutatott szignifikáns különbséget. Azonban a közösségi metrikák az elvégzett NMDS elemzések (11. ábra) alapján szignifikánsan elkülönültek az idő tekintetében (ADONIS2 $p=0,001$). A SIMPER teszt alapján a kezelések közti különbségekhez a fajszám, az egyedsűrűség, az inverz Simpson-diverzitás és a Pielou-egyenletesség járultak hozzá a legnagyobb mértékben.



11. ábra: A mintavételi dátumok közösségi paraméter alapú NMDS analízise

4. táblázat: A közösségi metrikák minimuma, maximuma, átlaga és szórása kezelések szerint

	Egyedsűrűség	Biomassza	Fajszám	Shannon-diverzitás	Inverz Simpson-diverzitás	Pielou-egyenletesség	Simpson-egyenletesség
Mértékegység	egyed L ⁻¹	µg L ⁻¹	db				
Kontrol							
Min.	31,08	2,81	1,00	0,00	1,00	0,25	0,23
Max.	1608,76	189,46	7,00	1,94	3,82	1,00	1,00
Átlag	354,97	46,64	4,03	1,23	2,18	0,68	0,59
Szórás	385,22	50,42	1,36	0,52	0,75	0,20	0,22
+ 3 fok							
Min.	17,76	1,32	2,00	0,20	1,06	0,20	0,23
Max.	686,72	195,85	6,00	1,70	3,07	0,98	1,02
Átlag	259,05	40,93	3,72	1,05	1,89	0,57	0,54
Szórás	208,41	39,42	0,92	0,45	0,63	0,24	0,21
+ 5 fok							
Min.	4,44	0,34	1,00	0,00	1,00	0,15	0,27
Max.	624,56	87,77	6,00	1,91	3,30	1,00	1,12
Átlag	218,95	24,01	3,22	0,98	1,85	0,67	0,64
Szórás	205,09	19,82	1,34	0,45	0,52	0,22	0,22

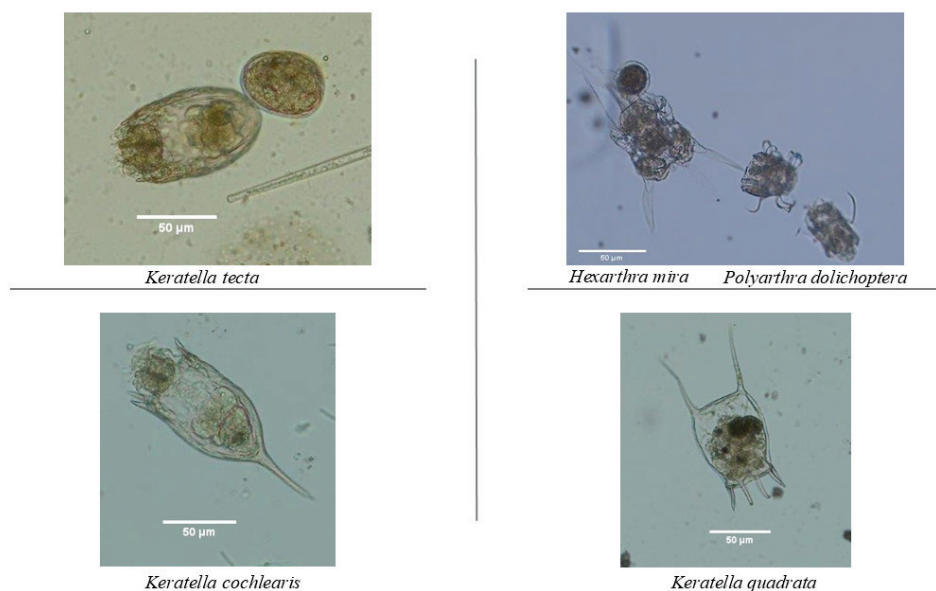
5. táblázat: A közösségi metrikák minimuma, maximuma, átlaga és szórása dátumok szerint

	Egyedsűrűség	Biomassza	Fajszám	Shannon-diverzitás	Inverz Simpson-diverzitás	Pielou-egyenletesség	Simpson-egyenletesség
Mértékegység	egyed L ⁻¹	µg L ⁻¹	db				
2021.07.15							
Min.	5,92	0,34	1,00	0,00	1,00	0,53	0,36
Max.	109,52	47,14	5,00	1,83	3,32	1,00	1,12
Átlag	43,91	9,51	3,25	1,27	2,38	0,84	0,80
Szórás	35,09	13,27	1,22	0,49	0,63	0,14	0,23
2021.07.22							
Min.	4,44	1,07	1,00	0,00	1,00	0,42	0,40
Max.	100,64	163,50	5,00	1,77	2,95	1,00	1,00
Átlag	55,13	26,75	3,25	1,10	2,01	0,72	0,66
Szórás	25,88	44,27	1,29	0,56	0,67	0,17	0,17
2021.07.29							
Min.	35,52	3,13	2,00	0,41	1,19	0,41	0,31
Max.	479,52	69,59	6,00	1,94	3,82	0,97	0,95
Átlag	225,95	30,38	3,92	1,22	2,18	0,63	0,57
Szórás	136,72	19,53	1,16	0,43	0,74	0,17	0,16
2021.08.05							
Min.	53,28	11,38	3,00	0,67	1,26	0,33	0,23
Max.	624,56	146,57	7,00	1,74	2,88	0,98	0,96
Átlag	435,37	51,21	5,08	1,29	2,06	0,57	0,43
Szórás	181,58	36,15	1,08	0,30	0,49	0,18	0,19
2021.08.12							
Min.	17,76	1,32	2,00	0,34	1,13	0,24	0,24
Max.	1141,08	91,51	5,00	1,64	3,04	0,82	0,78
Átlag	463,24	31,82	3,67	1,03	1,82	0,56	0,51
Szórás	327,98	23,79	0,89	0,38	0,55	0,18	0,16
2021.08.19							
Min.	78,44	5,86	2,00	0,33	1,13	0,22	0,23
Max.	1608,76	189,46	6,00	1,91	3,30	0,95	0,91
Átlag	515,66	56,40	3,83	1,13	2,03	0,60	0,55
Szórás	399,31	50,73	1,03	0,52	0,74	0,25	0,19
2021.08.26							
Min.	88,80	5,56	2,00	0,20	1,06	0,15	0,24
Max.	1037,48	147,34	5,00	1,75	3,04	0,85	0,78
Átlag	313,88	52,88	3,50	0,91	1,75	0,52	0,52
Szórás	286,33	42,55	0,90	0,49	0,63	0,28	0,19
2021.09.02							
Min.	34,04	2,81	1,00	0,00	1,00	0,29	0,30
Max.	603,84	195,85	5,00	1,64	2,92	1,00	1,00
Átlag	168,10	38,59	2,75	0,73	1,56	0,66	0,66
Szórás	165,64	52,51	1,29	0,46	0,54	0,26	0,26

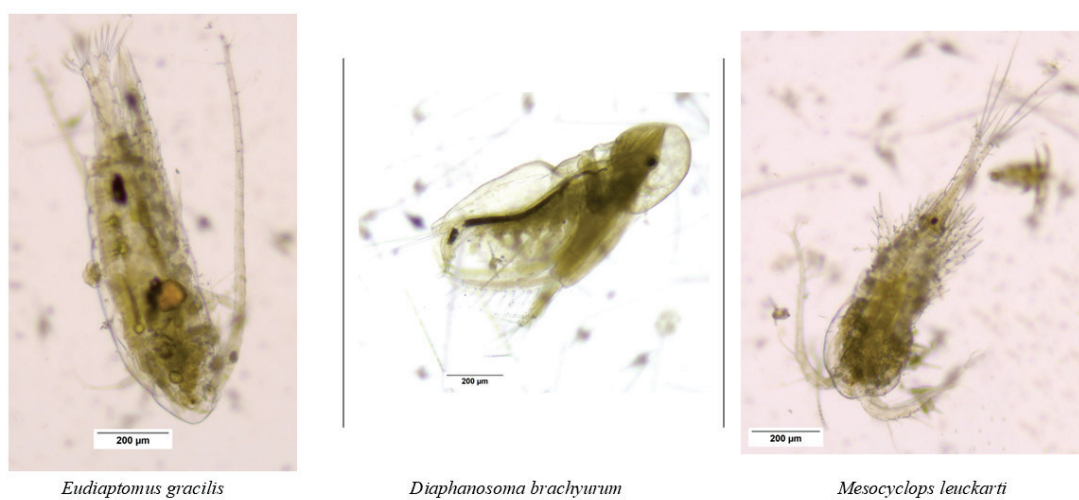
3.3.Közösségi összetétel

Mintáinkban összesen kilenc fajt azonosítottunk: *Hexarthra mira*, *Polyarthra dolichoptera*, *Keratella tecta*, *Keratella cochlearis*, *Keratella quadrata* (12. ábra), *Mesocyclops leuckarti*, *Eudiaptomus gracilis*, *Diaphanosoma brachyurum* (13. ábra). A zooplankton fajok alapvetően három csoportba sorolhatók - kerekessérgek (Rotifera), evezőlábú rákok

(Copepoda), ágascsapú rákok (Cladocera) - melyek mindegyike képviselve volt. A copepodák Nauplius lárváit, valamint C1-C5 copepodit stádiumokat a vizsgálatok szempontjából egy csoportnak vettük Copepoda stádiumok néven. Az egyes fajok átlagos abundancia értékeit a 6. táblázat foglalja össze, relatív abundanciájukat pedig a 7. táblázat.

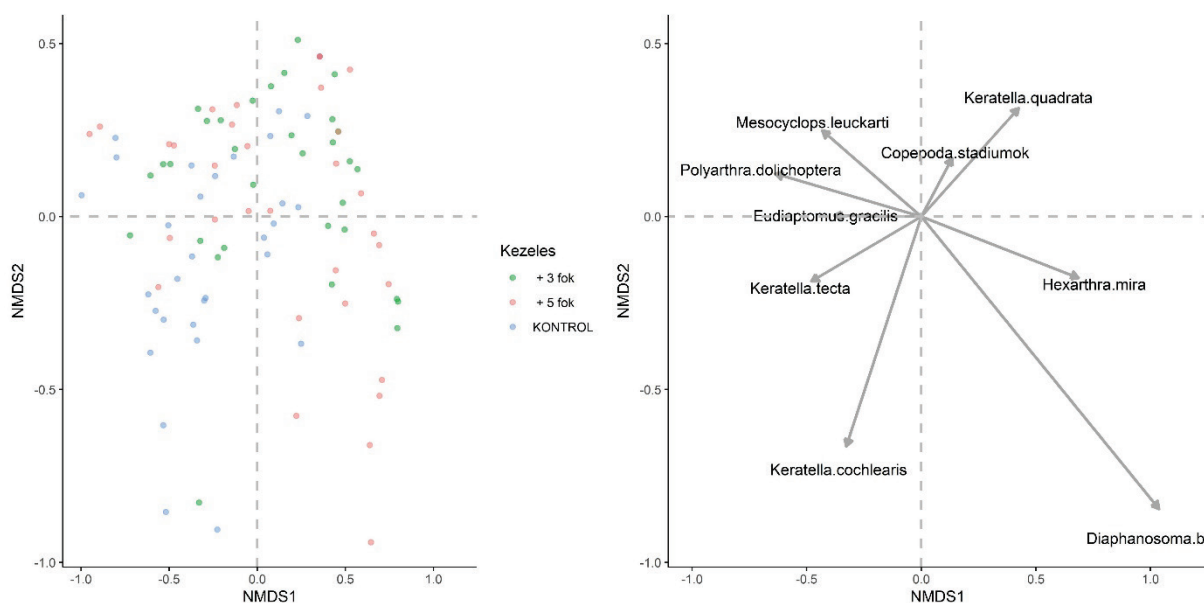


12. ábra: A mintákban megtalálható kerekeshéreg fajok (Maroskövi Beáta fotói)



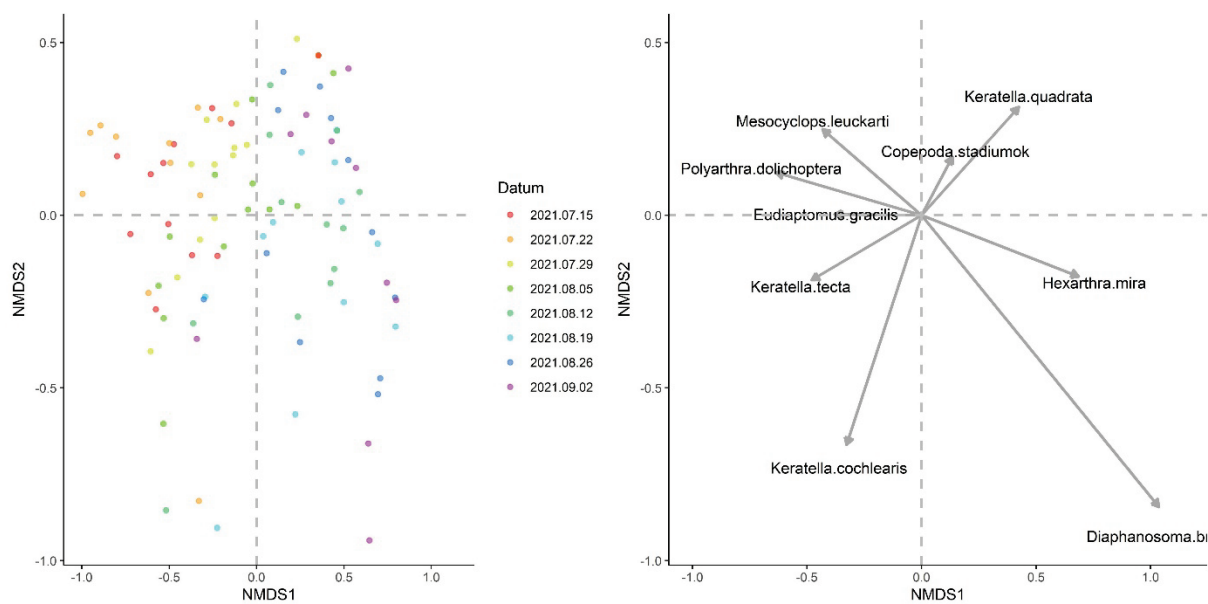
13. ábra: A mintákban megtalálható planktonikus rák fajok (Bischof-Weisz Dorottya fotói)

Az abundancia adatokon végzett NMDS elemzések (14. ábra) statisztikailag szignifikáns különbségeket tártak fel a fajösszetételben a hőmérséklet kezelése (ADONIS2 $p = 0,001$) között. A kezelésekre vonatkozó páronkénti ADONIS teszt eredményei: K és K+3: $p = 0,003$; K és K+5: $p = 0,003$; K+3 és K+5: $p = 0,22$. A SIMPER teszt alapján kezelések közötti különbségekhez leginkább a következő fajok járultak hozzá: *Keratella cochlearis*, *Keratella tecta*, *Diaphanosoma brachyurum*. Három fajt azonosítottunk indikátorfajként az IndVal analízissel: *Diaphanosoma sp.* a K+5 csoport ($p < 0,001$), *Keratella cochlearis* a kontrol ($p < 0,001$) és *Keratella tecta* a K és K+3 csoportok esetében ($p = 0,02$).



14. ábra: A kezelések abundancia alapú NMDS analízise

Az abundancia adatokon végzett NMDS elemzések (14. ábra) statisztikailag szignifikáns különbségeket tártak fel a fajösszetételben az időpontok (ADONIS2 $p = 0,001$) között (SZÁM ábra). A SIMPER teszt alapján kezelések közötti különbségekhez leginkább a következő fajok járultak hozzá: *Keratella cochlearis*, *Keratella tecta*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Hexarthra mira*, *Polyarthra dolichoptera*. Öt fajt azonosítottunk indikátorfajként az IndVal analízissel: *Diaphanosoma sp.* 2021.08.19-2021.09.02 ($p < 0,001$), *Keratella cochlearis* 2021.08.05-2021.08.19 ($p = 0,003$), *Keratella tecta* 2021.07.15-2021.08.12 ($p < 0,001$), *Hexarthra mira* 2021.08.05-2021.09.02 ($p < 0,001$), és *Polyarthra dolichoptera* 2021.07.15-2021.08.26 ($p = 0,03$).



15. ábra: A mintavételi dátumok egyedsűrűség alapú NMDS analízise

6. táblázat Kezelésenkénti átlag egyedsűrűség (egyed/L)

	<i>Hexarthra mira</i>	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	<i>Keratella cochlearis</i>	<i>Keratella quadrata</i>	<i>Keratella tecta</i>	<i>Copepoda stádiumok</i>	<i>Mesocyclops leuckarti</i>	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
Kontrol									
Min.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00
Max.	0,21	0,85	0,80	0,00	0,12	1,00	0,24	0,15	0,00
Átlag	0,03	0,27	0,18	0,00	0,02	0,48	0,02	0,01	0,00
Szórás	0,05	0,24	0,22	0,00	0,03	0,29	0,04	0,03	0,00
+ 3 fok									
Min.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00
Max.	0,65	0,55	0,22	0,00	0,50	0,97	0,11	0,03	0,19
Átlag	0,10	0,12	0,03	0,00	0,07	0,66	0,01	0,00	0,01
Szórás	0,18	0,16	0,06	0,00	0,11	0,24	0,03	0,01	0,03
+ 5 fok									
Min.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00
Max.	0,64	0,91	0,37	0,00	0,04	1,00	0,07	0,01	0,83
Átlag	0,09	0,19	0,03	0,00	0,00	0,57	0,01	0,00	0,10
Szórás	0,15	0,27	0,08	0,00	0,01	0,26	0,02	0,00	0,22

7. táblázat Kezelésenkénti relatív egyedsűrűség

	<i>Hexarthra mira</i>	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	<i>Keratella cochlearis</i>	<i>Keratella quadrata</i>	<i>Keratella tecta</i>	<i>Copepoda</i> stádiumok	<i>Mesocyclops leuckarti</i>	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
Kontrol									
Min.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,92	0,00	0,00	0,00
Max.	100,64	692,64	889,48	1,48	113,96	549,08	23,68	16,28	0,00
Átlag	12,21	88,38	100,96	0,05	7,35	142,91	2,08	1,02	0,00
Szórás	25,40	145,61	198,66	0,26	22,36	140,74	5,42	3,18	0,00
+ 3 fok									
Min.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,36	0,00	0,00	0,00
Max.	269,36	128,76	76,96	1,48	79,92	620,12	29,60	5,92	39,96
Átlag	33,49	18,69	5,78	0,05	9,02	187,64	1,76	0,28	2,36
Szórás	62,25	30,80	15,85	0,26	17,07	172,59	5,27	1,09	7,44
+ 5 fok									
Min.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,96	0,00	0,00	0,00
Max.	185,00	338,92	230,88	0,00	23,68	457,32	2,96	1,48	82,88
Átlag	29,51	32,98	14,43	0,00	2,04	129,55	0,60	0,09	9,76
Szórás	49,21	70,18	44,97	0,00	5,55	135,18	1,05	0,36	19,27

4. Értékelés

A klímaváltozás az édesvízi élőhelyekre, különösen a sekély tavakra jelentős nyomást gyakorol, ami az élőlényközösségek szerveződését, fajgazdagságát és diverzitását is befolyásolja (Carter & Schindler, 2012, Woodward és mtsai, 2010). Kísérletünkben a hőmérséklet-emelkedés hatását modelleztük egy mezokozmosz rendszeren belül, ahol a zooplankton közösségeket vizsgáltuk két különböző felmelegedési forgatókönyv – 3 °C-os és 5 °C-os átlaghőmérséklet-emelkedés – mellett (IPCC, 2021). Az eredmények rávilágítanak arra, hogy a hőmérséklet emelkedése nemcsak a zooplankton mennyiségi mutatóira van hatással, hanem a közösségek biodiverzitására és szerveződésére is, amely így tovább gyűrűzve az egész ökoszisztémára befolyást gyakorolhat.

A kísérleti eredmények világosan kimutatták, hogy a hőmérséklet emelkedése szignifikáns változásokat okozott az egyedsűrűség, a biomassa, a fajgazdagság és a diverzitás terén. A legnagyobb hatást az 5 °C-kal emelt hőmérsékletű kezelés váltotta ki, ahol a közösségi paraméterek jelentősen csökkentek a kontrollhoz képest. Az egyedszám csökkenése, illetve a diverzitás visszaesése már rövid távon is mutatja a hőmérsékleti stressz által kiváltott negatív hatásokat, amelyeket korábbi kutatások is alátámasztanak, különösen a fitoplankton (Pálffy és mtsai, 2021) és a fitobentosz (Lengyel és mtsai, 2023) közösségek esetében, amelyek hasonló környezeti változásokra reagálnak. A kisebb mértékű, 3 °C-os hőmérséklet-emelkedés hatása ugyan nem volt szignifikáns, ám az átlagértékek csökkenő trendjei arra utalnak, hogy a változás itt is elindulhatott, és a közösség érzékenysége tovább fokozódhat egy esetleges hosszabb távú

hőmérsékleti stressz alatt (Işkın és mtsai., 2020). A főkomponens analízis eredményéből is látszik a hőmérséklet kiemelkedő jelentősége, hiszen a környezeti paraméterek közül, a hőmérséklet volt legnagyobb hatással a minták közötti különbségekre, amely összhangban van korábbi megfigyelésekkel (Cremona és mtsai., 2021).

Az ANOVA tesztek eredményei alapján az idő minden metrika értékeire szignifikáns hatással volt. Az egyedsűrűség és a biomassza értéke júliusban emelkedett, augusztusban érte el a maximumot, majd a kísérlet utolsó hetén mindkettő ismételt jelentősen lecsökkent. A diverzitás értékek közül a fajszám augusztus elejéig nőtt, majd egy augusztus 5-i maximum után a kísérlet végéig csökkent. A Shannon-diverzitás a kísérlet időtartama alatt végig csökkenő tendenciát mutatott, ezzel szemben az inverz Simpson index értékei a kezelés nagy részében az első heti állapot körül mozgott, majd az utolsó két hétben tapasztaltunk egy jelentős csökkenést. A Pielou és a Simpson egyenletesség esetében a kezelések szinte végig együtt mozogtak, egyedül az utolsó héten volt szignifikáns különbség az értékek között. A Shannon- és inverz Simpson-diverzitásnál ez épp az ellenkezője volt, a kezdeti szignifikáns különbségek után a negyedik, illetve a harmadik héttől kezdődően a kezelések között nem volt szignifikáns különbség. Végül a fajszám értékeit tekintve a kísérlet első és utolsó két hetében szignifikáns különbségeket találtunk a kezelések között, míg a középső négy hétben (július végétől augusztus közepéig) a kezelések együtt mozogtak. Ugyan a két független változó (kezelés és idő) interakciója összességében nem volt statisztikailag szignifikáns, mégis számos fontos információt tudhattunk meg belőle. A fent leírtakból is látható, hogy a hőmérséklet rövid távú emelkedésének is már észlelhető hatásai vannak a biodiverzitásra (Arafat és mtsai., 2021). Az édesvizek jelentős biodiverzitási hotspotok annak ellenére is, hogy a Föld vízkészletének csak kis százalékát teszik ki (Tockner, 2021; Woodward és mtsai., 2010). Épp ezért védelmük kiemelten fontos, hiszen kis mértékű változásnak is jelentős következményei lehetnek (Tockner, 2021; Zhao és mtsai., 2021).

A hőmérsékleti kezelések hatására a kezdeti zooplankton közösség jelentősen átalakult. Míg a K és K+3 csoportokra kerekeshéreg, főként *Keratella* dominancia volt jellemző, a K+5-ben már a *Diaphanosoma brachyurum* vette át ezt a szerepet. A *D. brachyurum* legmagasabb egyedsűrűsége a K+3-as kezelésben volt, mely jelzi, hogy a mérsékelten emelkedett hőmérséklet, esetenként kedvező is lehet az élőlényeknek, hiszen növeli produktivitásukat. Az evezőlábú rákok relatív egyedsűrűsége is magasabb a fűtött tartályokban a kerekeshéreghez képest. A közösség ilyen irányú eltolódása némileg meglepő eredmény, hiszen több hasonló kísérletben tapasztalták azt, hogy a hőmérséklet emelkedésének hatására az ágascsapú rákok

több esetben teljesen eltűntek, és kerekcsőfreg dominancia alakult ki (Işkın és mtsai., 2020; Gyllström és mtsai., 2005; Šorf és mtsai., 2015). Ez az eltérés is világosan mutatja, hogy szükséges az ilyen jellegű kísérletek kivitelezése, hiszen a zooplankton egy alulkutatott csoport, és az eredményekben nem alakult még ki konszenzus.

Korábbi tengeri zooplankton közösségeken végzett kutatások során, már megfigyelték, hogy a felmelegedés az élőlények fenológiáját is jelentősen befolyásolta. A korábbi olvadás hatására a tavaszi algavirágzás is korábbra tolódott, mely, ha a zooplankton nem tud alkalmazkodni jelentős egyedsűrűség és biomassza csökkenéssel fog járni (Richardson, 2008; Vadadi-Fülöp és mtsai., 2012; Feuchtmayr és mtsai., 2010; Sommer és Lewandowska, 2010). Ez a folyamat más élőlény-csoportoknál is aktuális probléma pl. a költöző madarak és a rovarok tavaszi maximuma esetében (Mayor és mtsai., 2017).

Ezek a tendenciák nem csupán mennyiségi változást jeleznek, hanem a közösség szerveződési mintázatának átalakulását is, ami közvetlenül érintheti a táplálékhálózatot. Mivel a zooplankton fontos anyag- és energiaforgalmi hidat képez az algák és a magasabb trofikus szintek (pl. halak) között, a diverzitásukban és sűrűségükben bekövetkezett változások az egész ökoszisztéma működésére kihathatnak (Zhao és mtsai., 2021; Kovalenko és mtsai., 2023). A biodiverzitás csökkenése az ökoszisztémák stabilitását is fenyegeti, hiszen minél több faj és ökológiai szerep tűnik el, annál kevésbé képes a rendszer a változásokra reagálni, illetve fenntartani a létfontosságú ökoszisztéma-szolgáltatásokat (Trockner, 2021).

A mezokozmosz rendszer alkalmazása különösen alkalmas a klímaváltozás hatásainak vizsgálatára, mivel lehetővé teszi a természetes élőhelyekhez hasonló körülmények szabályozott módon történő szimulálását (Fordham, 2015; Sommer et al., 2006). Ez lehetővé tette a hőmérséklet-emelkedés hatásainak közvetlen megfigyelését, ami segít a klímaváltozás várható ökológiai következményeinek pontosabb előrejelzésében (Ullah et al., 2024). Ugyanakkor a mezokozmosz rendszereknek megvannak a korlátai is: bár számos ökológiai folyamatot pontosan szimulálhatunk, a hosszabb távú, kumulatív hatások teljes mértékben csak természetes élőhelyeken vizsgálhatók (Fordham, 2015).

Összességében a kísérletünk eredményei fontos jelzést adnak arról, hogy a globális felmelegedés hatása a zooplankton közösségekre komoly ökológiai következményekkel járhat. A további kutatásoknak érdemes lenne hosszabb időtávon is vizsgálniuk a hőmérséklet-emelkedés hatását, valamint figyelmet fordítaniuk arra, hogy a közösségek mennyire képesek

alkalmazkodni a tartós környezeti változásokhoz. Ez különösen fontos, mert a klímaváltozás ütemének gyorsulásával a zooplankton közösségekben bekövetkező változások akár egyre gyakoribb és súlyosabb ökológiai problémákhoz vezethetnek, amelyeket minél hamarabb meg kell értenünk és kezelnünk az édesvízi ökoszisztémák fenntartása érdekében (Vadadi-Fülöp és mtsai., 2012).

5. Összefoglalás

A mérsékelt kibocsátáson (SSP2-4,5) alapuló kezelés hatása ugyan nem volt statisztikailag szignifikáns a zooplankton közösségi metrikáira, ugyanakkor az átlagértékek alapján látható, hogy mind csökkenő tendenciát mutattak. A magasabb kibocsátáson (SSP5-8,5) alapuló kezelés azonban már az egyedsűrűség, a biomassa, a Shannon-diverzitás és a fajgazdagság értékeinek szignifikáns csökkenését okozta. A kísérlet időtartama alatt jelentősen átalakult a közösség összetétele, és a közösségi mutatók értékei minden kezelésben szignifikánsan csökkentek a kísérlet végére. A zooplankton közösségek átalakulása, valamint biodiverzitásának csökkenése mely már rövid távon is megmutatkozhat komoly ökológiai következményekkel járhat a jövőben, hiszen elsődleges fogyasztóként és alapvető táplálék-szervezetekként szerepük kiemelten fontos a táplálékhálózatban.

6. Irodalomjegyzék

- Arafat, M. Y., Bakhtiyar, Y., Mir, Z. A., & Tak, H. I. (2021). Paradigm of climate change and its influence on Zooplankton. *Biosciences Biotechnology Research Asia*, 18(2), 423–438. <https://doi.org/10.13005/bbra/2929>
- Bancsi, I. (1986). *A kerekeshégek (Rotatoria) kishatározója I.* (Vol. 15, Ser. Vízügyi Hidrobiológia). Vízgazdálkodási Intézet.
- Bancsi, I. (1988). *A kerekeshégek (Rotatoria) kishatározója II.* (Vol. 17, Ser. Vízügyi Hidrobiológia). Vízgazdálkodási Intézet.
- Bledzki, L. A., & Rybak, J. I. (2018). *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 International Publishing.
- Block, L. N. et al. (2024). Methods for combining ichthyoplankton datasets for predicting annual larval fish abundances in the Gulf of Alaska. <https://doi.org/10.25923/t9xt-c271>
- Carter, J. L., & Schindler, D. E. (2012). Responses of zooplankton populations to four decades of climate warming in lakes of Southwestern Alaska. *Ecosystems*, 15(6), 1010–1026. <https://doi.org/10.1007/s10021-012-9560-0>
- Cremona, F., Agasild, H., Haberman, J., Zingel, P., Nöges, P., Nöges, T., & Laas, A. (2020). How warming and other stressors affect zooplankton abundance, biomass and community composition in shallow Eutrophic Lakes. *Climatic Change*, 159(4), 565–580. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02698-2>
- Cremona, F., Blank, K., & Haberman, J. (2021). Effects of environmental stressors and their interactions on zooplankton biomass and abundance in a large eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 848(18), 4401–4418. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04653-3>
- De Caceres, M., Jansen, F., Dell, N., 2022. Indicspecies: Relationship between Species and Groups of Sites. <https://cran.r-project.org/web/packages/indicspecies/index.html>.
- Environmental Protection Agency. (2016, July 17). Standard Operating Procedure for Zooplankton Analysis.
- Feuchtmayr, H., Moss, B., Harvey, I., Moran, R., Hatton, K., Connor, L., & Atkinson, D. (2010). Differential effects of warming and nutrient loading on the timing and size of the Spring zooplankton peak: An experimental approach with hypertrophic freshwater mesocosms. *Journal of Plankton Research*, 32(12), 1715–1725. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbq087>

- Fordham, D. A. (2015). Mesocosms reveal ecological surprises from climate change. *PLOS Biology*, 13(12). <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002323>
- Greenberg, A. E., Trussell, R. R., & Clesceri, L. S. (1985). *Standard methods for the examination of wastewater*. American Public Health Association.
- Gulyás P, Forró L (1999): *Az ágascsapú rákok kishatározója (Cladocera)*. Vízi természet– és környezetvédelem KGI, 9
- Gulyás P, Forró L (2001) *Az evezőlábú rákok (Calanoida és Cyclopoida alrendek) kishatározója*. Vízi természet– és környezetvédelem KGI, 14
- Gyllström, M., Hansson, L.-A., Jeppesen, E., Criado, F. G., Gross, E., Irvine, K., Kairesalo, T., Kornijow, R., Miracle, M. R., Nykänen, M., Nöges, T., Romo, S., Stephen, D., Donk, E. V., & Moss, B. (2005). The role of climate in shaping zooplankton communities of Shallow Lakes. *Limnology and Oceanography*, 50(6), 2008–2021. <https://doi.org/10.4319/lo.2005.50.6.2008>
- He, H., Li, Q., Li, J., Han, Y., Cao, Y., Liu, W., Yu, J., Li, K., Liu, Z., & Jeppesen, E. (2020). Turning up the heat: Warming influences plankton biomass and spring phenology in subtropical waters characterized by extensive fish omnivory. *Oecologia*, 194(1–2), 251–265. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04758-x>
- Heip, C., & Engels, P. (1974). Comparing species diversity and evenness indices. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 54(3), 559–563. <https://doi.org/10.1017/s0025315400022748>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- IPCC, 2021. Climate change 2021: the physical science basis. In: Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., P'ean, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J.B.R., Maycock, T.K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., Zhou, B. (Eds.), Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Kovalenko, K. E., Reavie, E. D., Figary, S., Rudstam, L. G., Watkins, J. M., Scofield, A., & Filstrup, C. T. (2023). Zooplankton-phytoplankton biomass and diversity relationships in the Great Lakes. *PLOS ONE*, 18(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0292988>
- Lengyel, E., Stenger-Kovács, C., Boros, G., Al-Imari, T. J., Novák, Z., & Bernát, G. (2023). Anticipated impacts of climate change on the structure and function of phytobenthos in

- Freshwater Lakes. *Environmental Research*, 238, 117283. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117283>
- Lőrincz, K., Banász, Z., & Csapó, J. (2020). Customer involvement in Sustainable Tourism Planning at Lake Balaton, Hungary—analysis of the consumer preferences of the active cycling tourists. *Sustainability*, 12(12), 5174. <https://doi.org/10.3390/su12125174>
- Mao, Z., Gu, X., Cao, Y., Zhang, M., Zeng, Q., Chen, H., Shen, R., & Jeppesen, E. (2020). The role of top-down and bottom-up control for phytoplankton in a subtropical shallow eutrophic lake: Evidence based on long-term monitoring and modeling. *Ecosystems*, 23(7), 1449–1463. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00480-0>
- Meerhoff, M., Teixeira-de Mello, F., Kruk, C., Alonso, C., González-Bergonzoni, I., Pacheco, J. P., Lacerot, G., Arim, M., Beklioglu, M., Brucet, S., Goyenola, G., Iglesias, C., Mazzeo, N., Kosten, S., & Jeppesen, E. (2012). Environmental warming in Shallow Lakes. *Advances in Ecological Research*, 259–349. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-396992-7.00004-6>
- Oksanen, J., Simpson, G.L., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Sólymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M.D., Durand, S., Evangelista, H.B.A., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M.O., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M.-H., Cunha, E.R., Smith, T., Stier, A., Braak, C.J.F.T., Weedon, J., 2022. Vegan: community ecology package. R package version 2.6-4. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>.
- Padisák Judit. (2005). Általános limnológia: Egyetemi Tankönyv. ELTE Eötvös Kiadó.
- Pálffy, K., Kovács, A. W., Kardos, V., Hausz, I., & Boros, G. (2021). Elevated temperature results in higher compositional variability of pioneer phytoplankton communities in a mesocosm system. *Journal of Plankton Research*, 43(2), 142–155. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbab013>
- Pielou, E.C., 1969. An Introduction to Mathematical Ecology. Wiley, New York.
- Phillips, N. (2016). Yarr: A companion to the e-book “Yarr!: The Pirate’s Guide to R.” CRAN: Contributed Packages. <https://doi.org/10.32614/cran.package.yarr>
- R Core Team, 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>.
- Richardson, A. J. (2008). In hot water: Zooplankton and climate change. *ICES Journal of Marine Science*, 65(3), 279–295. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn028>

- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27(3), 379–423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688–688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Sommer, U., & Lewandowska, A. (2010). Climate change and the Phytoplankton Spring Bloom: Warming and overwintering zooplankton have similar effects on phytoplankton. *Global Change Biology*, 17(1), 154–162. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02182.x>
- Sommer, U., Aberle, N., Engel, A., Hansen, T., Lengfellner, K., Sandow, M., Wohlers, J., Zöllner, E., & Riebesell, U. (2006). An indoor mesocosm system to study the effect of climate change on the late winter and spring succession of Baltic Sea phyto- and Zooplankton. *Oecologia*, 150(4), 655–667. <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0539-4>
- Stewart, R. I. A., Dossena, M., Bohan, D. A., Jeppesen, E., Kordas, R. L., Ledger, M. E., Meerhoff, M., Moss, B., Mulder, C., Shurin, J. B., Suttle, B., Thompson, R., Trimmer, M., & Woodward, G. (2013). MESOCOSM experiments as a tool for ecological climate-change research. *Global Change in Multispecies Systems: Part 3*, 71–181. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-417199-2.00002-1>
- Stickland, J. D. H., & Parsons, T. R. (1972). *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada.
- Strecker, A. L., Cobb, T. P., & Vinebrooke, R. D. (2004). Effects of experimental greenhouse warming on phytoplankton and zooplankton communities in Fishless Alpine Ponds. *Limnology and Oceanography*, 49(4), 1182–1190. <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.4.1182>
- Suthers, I. M., Rissik, D., & Richardson, A. J. (2019). *Plankton: A guide to their ecology and monitoring for water quality*. CSIRO Publishing ; CRC Press.
- Tavşanoğlu, Ü. N., Šorf, M., Stefanidis, K., Brucet, S., Türkan, S., Agasild, H., Baho, D. L., Scharfenberger, U., Hejzlar, J., Papastergiadou, E., Adrian, R., Angeler, D. G., Zingel, P., Çakıroğlu, A. İ., Özen, A., Drakare, S., Søndergaard, M., Jeppesen, E., & Beklioğlu, M. (2017). Effects of nutrient and water level changes on the composition and size structure of zooplankton communities in shallow lakes under different climatic conditions: A pan-European mesocosm experiment. *Aquatic Ecology*, 51(2), 257–273. <https://doi.org/10.1007/s10452-017-9615-6>

- Tett, P., Kelly, M. G., & Hornberger, G. M. (1975). A method for the spectrophotometric measurement of chlorophyll a and pheophytin a in benthic microalgae. *Limnology and Oceanography*, 20(5), 887–896. <https://doi.org/10.4319/lo.1975.20.5.0887>
- Tockner, K. (2021). Freshwaters: Global distribution, biodiversity, ecosystem services, and human pressures. *Handbook of Water Resources Management: Discourses, Concepts and Examples*, 489–501. https://doi.org/10.1007/978-3-030-60147-8_16
- Ullah, H., Fordham, D. A., Goldenberg, S. U., & Nagelkerken, I. (2024). Combining mesocosms with models reveals effects of global warming and ocean acidification on a temperate marine ecosystem. *Ecological Applications*, 34(4). <https://doi.org/10.1002/eap.2977>
- Vadadi-Fülöp, C., Sipkay, C., Mészáros, G., & Hufnagel, L. (2012). Climate change and freshwater zooplankton: What does it boil down to? *Aquatic Ecology*, 46(4), 501–519. <https://doi.org/10.1007/s10452-012-9418-8>
- Woodward, G., Ebenman, B., Emmerson, M., Montoya, J., Olesen, J., Valido, A., & Warren, P. (2005). Body size in ecological networks. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7), 402–409. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.005>
- Woodward, G., Perkins, D. M., & Brown, L. E. (2010). Climate change and freshwater ecosystems: Impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1549), 2093–2106. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0055>
- Woodward, Guy. (2009). Biodiversity, ecosystem functioning and food webs in fresh waters: Assembling the jigsaw puzzle. *Freshwater Biology*, 54(10), 2171–2187. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02081.x>
- Zhao, L., Zhang, X., Xu, M., Mao, Y., & Huang, Y. (2021). DNA metabarcoding of zooplankton communities: Species diversity and seasonal variation revealed by 18s rna and coi. *PeerJ*, 9. <https://doi.org/10.7717/peerj.11057>
- Zhou, J., Qin, B., Zhu, G., Zhang, Y., & Gao, G. (2020). Long-term variation of zooplankton communities in a large, heterogenous lake: Implications for future environmental change scenarios. *Environmental Research*, 187, 109704. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109704>
- Zilio, M. I., Alfonso, M. B., Ferrelli, F., Perillo, G. M. E., & Piccolo, M. C. (2017). Ecosystem Services Provision, tourism and climate variability in shallow lakes: The case of La Salada, Buenos Aires, Argentina. *Tourism Management*, 62, 208–217. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2017.04.008>

7. Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni témavezetőimnek Dr. Lengyel Edinának a Pannon Egyetemről és Dr. Boros Gergelynek a HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézetből (BLKI) a rengeteg segítséget és támogatást, melyet a dolgozat írása alatt nyújtottak, valamint a lehetőséget, hogy részt vegyek a kutatásban. Továbbá szeretném megköszönni Novák Zoltánnak a BLKI-ból a lektorálást, illetve Maroskövi Beátának szintén a BLKI-ból a zooplankton fajokról készített felvételeket.