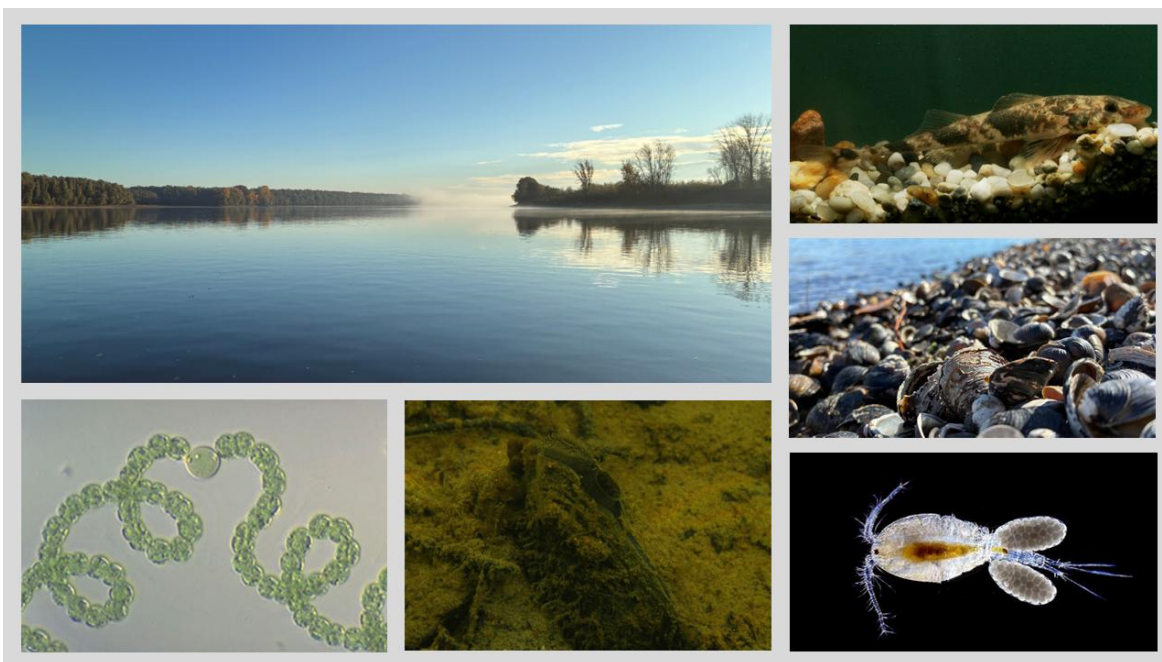


ZÁRÓJELENTÉS

A Paksi Atomerőmű üzemeltetése által érintett Duna-szakasz élővilágának hőtűrési toleranciaszintjének meghatározása

2026. május 20.

FENNTARTHATÓ ATOMENERGIÁÉRT
TANÁCSADÓ TESTÜLET



Készítette:

HUN-REN BALATONI LIMNOLÓGIAI KUTATÓINTÉZET

HUN-REN ÖKOLÓGIAI KUTATÓKÖZPONT

NEMZETI KÖZSZOLGÁLATI EGYETEM VÍZTUDOMÁNYI KAR

SCIAP KUTATÁS-FEJLESZTÉSI ÉS TANÁCSADÓ KFT.

Közreműködő szervezetek

Szervezet	Közreműködő szakértő	Közreműködő szerepe
HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet	Schmera Dénes Boros Gergely Erős Tibor Tapolczai Kálmán	Makrozoobenton Zooplankton Halak Fitoplankton, Fitobenton
HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont	Borics Gábor B. Béres Viktória Boda Pál Szalóky Zoltán Tóth Flórián	Fitoplankton Fitobenton Makrozoobenton Halak Zooplankton
Nemzeti Közzolgálati Egyetem Vízstudományi Kar	Korponai János Ács Éva Csányi Béla Kiss Keve Tihamér	Zooplankton Fitobenton Makrozoobenton Fitoplankton
Sciap Kutatás-fejlesztési és Tanácsadó Kft.	Halasi-Kovács Béla	Szakmai koordinátor

Aláíró lap

Az atomenergia biztonságos és fenntartható alkalmazása terén, különös tekintettel a nyári ellátásbiztonsági kérdésekre vonatkozó támogatás biztosítása érdekében az energiaügyi miniszter által létrehozott Fenntartható Atomenergiáért Tanácsadó Testület (FATT) döntése alapján az MVM Paksi Atomerőmű Zrt. megbízásából a HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, a HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, a Nemzeti Közszolgálati Egyetem, továbbá a feladatellátás szakmai koordinációja érdekében a SCIAP Kutatás-fejlesztési és Tanácsadó Kft. felkérést kapott a „Közreműködés a Paksi Atomerőmű üzemeltetése által érintett Duna-szakasz élővilágának hőtürési toleranciaszintjének meghatározása” tárgyában.

A vizsgálat célja annak ökológiai szempontú értékelése volt, hogy a 15/2001. (VI. 6.) KöM rendeletben előírt 30°C-os hőmérsékleti küszöb 32°C-ra történő emelése és az évi 15 napos eseti eltérés milyen kockázatokat jelenthet az akvatikus szervezetek számára. A feladatellátás érdekében a megbízott kutató szervezetek szakértői az alábbi, ökológiai elemzéseket és értékeléseket végezték el a megbízó által biztosított hosszú távú adatok felhasználásával.

- A rendelkezésre álló biotikai adatok alapján a vizsgált taxonok ökológiai struktúrájában az elmúlt két évtizedben bekövetkezett változások részletes elemzése. Ez alapján a klímaváltozás és a kibocsátás hőmérsékletének várható időszakos emelése okozta együttes hatások populációs szintű értékelése.
- A rendelkezésre álló biotikai adatok, a hozzájuk kapcsolódó háttérváltozók és a BME vizsgálatainak eredményeként előálló hidrológiai, hidromorfológiai adatok elemzése, a kibocsátás hatásának és az alvízre jellemző hidromorfológiai jellemzők együttes környezeti hatásainak értékelése.
- Az erőművi kibocsátás kimutatható ökológiai hatásának modellalapú statisztikai elemzése és a közösség szerkezeti változások határértékének meghatározása a vizsgált taxonok vonatkozásában.
- A BME modelleredményeinek felhasználásával a vizsgált élőlénycsoportok vonatkozásában a hatásterületek pontosítása a kritikus meteorológiai és hidrológiai állapotokban.
- Kiegészítő információgyűjtés a rendelkezésre álló nemzetközi szakirodalom alapján az egyes, jellemző dunai taxonok hőstressz-tűrőképességének értékelése; az elemzések eredményei és a kiegészítő szakirodalmi adatok alapján a 32 °C-os hőmérsékleti határ hatásainak értékelése az élővilág releváns csoportjaira vonatkozóan.

Jelen zárójelentés a 2026. február 10-én leadott első, valamint a 2026. május 10-én leadott második részjelentés egységes szerkezetű dokumentuma. Alulírottak kijelentjük, hogy a szerződésben foglalt feladatot elvégeztük. A zárójelentés a három intézet szakértőinek közös munkája, valamint a SCIAP Kft. szakmai koordinációjával készült, annak tartalmát a közreműködő szervezetek ismerik és jóváhagyták.

Dr. Vasas Gábor
HUN-REN BLKI

Dr. Garamszegi László Zsolt
HUN-REN ÖK

Dr. Cimer Zsolt
NKE VT Kar

Dr. Halasi-Kovács Béla
SCIAP Kft.

TARTALOM

1.	VEZETŐI ÖSSZEFOGLALÓ	13
2.	SAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS: A VIZSGÁLT ÉLŐLÉNYCSOPORTOK HŐTOLERÁNCIÁJA, KÜLÖNÖS TEKINTETTEL A 30–32 °C KÖZÖTTI VÍZHŐMÉRSÉKLET-EMELKEDÉS ÖKOLÓGIAI JELENTŐSÉGÉRE	15
2.1.	A FELADAT RÖVID ÁTTEKINTÉSE	15
2.2.	FITOPLANKTON	15
2.2.1.	Bevezetés	15
2.2.2.	Laboratóriumi vizsgálatok eredményei	16
2.2.3.	A laboratóriumi és mezokozmosz eredmények összegzése	23
2.2.4.	Terepi megfigyelések eredményei	24
2.2.5.	Összefoglalás	24
2.3.	BENTIKUS KOVAALGÁK	25
2.3.1.	Bevezetés	25
2.3.2.	Hőmérséklet hatása az anyagcsere folyamatokra és a sejtek tűrőképességére	25
2.3.2.1.	A vegetatív sejtek hőtürése: a 30–40 °C-os tartomány jelentősége	25
2.3.2.2.	Fotoszintézis és légzés hőmérsékletfüggése	26
2.3.2.3.	Növekedési ráták hőoptimuma, sejt méret változások	26
2.3.2.4.	Tápanyagfelvétel	27
2.3.3.	Közösségi szintű válaszreakciók a melegedésre	28
2.3.3.1.	Termálgradiens menti mintázatok	28
2.3.3.2.	Melegvizes (26–32 °C) mesterséges élőhelyek bentikus közössége	28
2.3.3.3.	Extrém termálkörnyezetek (30–70 °C)	28
2.3.3.4.	Hőmérséklet emelkedés közösségszerkezetre gyakorolt hatása	28
2.3.4.	A jellemző dunai fitobentosz taxonok hőstressz-válaszai	29
2.3.4.1.	Achnanthesidium csoport	29
2.3.4.2.	Gomphonema csoport	29
2.3.4.3.	Nitzschia csoport	29
2.3.4.4.	Navicula csoport	29
2.3.4.5.	Planorthisidium, Encyonema és kisebb "Pennales" csoportok	30
2.3.5.	Következtetések: A 32 °C-os hőmérsékleti küszöb ökológiai értékelése	30
2.3.6.	Összefoglalás	31
2.4.	ZOOPLANKTON	31
2.4.1.	Bevezetés	31
2.4.2.	A zooplankton hőtoleranciája	32
2.4.3.	+2 °C-os melegedés várható hatásai mérsékelt övi zooplankton-közösségre	32
2.4.4.	Erőművi hűtővíz-kibocsátásokkal kapcsolatos konkrét tapasztalatok	33
2.4.5.	Összefoglalás	34
2.5.	A MAKROSZKOPIKUS VÍZI GERINCTELENEK	34
2.5.1.	Bevezetés	34
2.5.2.	Az áttekintés szerkezete	35
2.5.2.1.	A vízhőmérséklet egyedekre gyakorolt hatása	35
2.5.2.2.	A vízhőmérséklet populációkra/fajokra gyakorolt hatása	35
2.5.2.3.	A vízhőmérséklet közösségre és ökoszisztémára gyakorolt hatása	37
2.5.3.	Atomerőművi hőszennyezés hatása	37
2.5.4.	Végső konklúziók	38
2.5.5.	Összefoglalás	39
2.6.	HALAK	39
2.6.1.	Bevezetés	39
2.6.2.	A halak hőmérsékleti igénye és hőtürése, különös tekintettel a Dunában előforduló halfajokra	39
2.6.3.	Atomerőművek hőterhelési hatásai	42
2.6.4.	Összefoglalás	44
2.7.	FELHASZNÁLT IRODALOM	45
3.	AZ ÖKOLÓGIAI ELEMZÉSEK EREDMÉNYEI ÉS AZ AZOKBÓL LEVONHATÓ KÖVETKEZTETÉSEK	56
3.1.	FITOPLANKTON	56
3.1.1.	A fitoplankton-adatokon alapuló közösségszerkezeti változások elemzése	56
3.1.1.1.	Célkitűzés	56

3.1.1.2.	Hipotézis	56
3.1.1.3.	Felhasznált adatok	56
3.1.1.4.	Módszer	58
3.1.1.5.	Eredmények	58
3.1.2.	<i>A fitoplankton és az abiotikus környezeti változók integrált statisztikai elemzése</i>	<i>61</i>
3.1.2.1.	Célkitűzés	61
3.1.2.2.	Adatok és feldolgozás	61
3.1.2.3.	Hipotézisek	61
3.1.2.4.	Módszer	61
3.1.2.5.	Eredmények:	62
3.1.2.6.	Következtetések	66
3.1.2.7.	Összefoglalás	66
3.1.3.	<i>Az erőművi kibocsátás kimutatható ökológiai hatásának modellalapú statisztikai elemzése és a közösségszerkezeti változások határértékének meghatározása a vizsgált taxonok vonatkozásában</i>	<i>66</i>
3.1.3.1.	Célkitűzés	66
3.1.3.2.	Adatok és feldolgozás	66
3.1.3.3.	Hipotézis	66
3.1.3.4.	Módszer	67
3.1.3.5.	Eredmények	68
3.1.3.6.	Értékelés	72
3.1.3.7.	Összefoglalás	72
3.1.4.	<i>A BME modelleredményeinek felhasználásával a hatásterületek pontosítása a kritikus meteorológiai és hidrológiai állapotokban</i>	<i>73</i>
3.1.4.1.	Célkitűzés	73
3.1.4.2.	Adatok és feldolgozás	73
3.1.4.3.	Hipotézisek	73
3.1.4.4.	Módszer	73
3.1.4.5.	Eredmények	73
3.1.4.6.	Értékelés	75
3.1.4.7.	Összefoglalás	75
3.1.5.	Végső következtetések	76
3.2.	BENTIKUS KOVALAGÁK	76
3.2.1.	<i>A fitobentosz adatokon alapuló közösségszerkezeti változások elemzése</i>	<i>76</i>
3.2.1.1.	Célkitűzés	76
3.2.1.2.	Hipotézisek	76
3.2.1.3.	Adatok és feldolgozás	77
3.2.1.4.	Módszer	78
3.2.1.5.	Eredmények	79
3.2.1.6.	Következtetések	87
3.2.1.7.	Összefoglalás	87
3.2.2.	<i>Biotikus (fitobentosz) és abiotikus környezeti változók integrált statisztikai elemzése</i>	<i>88</i>
3.2.2.1.	Célkitűzés	88
3.2.2.2.	Adatok és feldolgozás	88
3.2.2.3.	Hipotézisek	88
3.2.2.4.	Módszer	88
3.2.2.5.	Eredmények	89
3.2.2.6.	Következtetések	94
3.2.2.7.	Összefoglalás	95
3.2.3.	<i>Az erőművi kibocsátás kimutatható ökológiai hatásának modellalapú statisztikai elemzése és a változások értékelése a vizsgált taxonok vonatkozásában, valamint a hatásterület lehatárolása</i>	<i>95</i>
3.2.3.1.	Célkitűzés	95
3.2.3.2.	Adatok és feldolgozás	95
3.2.3.3.	Hipotézisek	96
3.2.3.4.	Módszer	96
3.2.3.5.	Eredmények	96
3.2.3.6.	Következtetések	100
3.2.3.7.	Összefoglalás	100
3.2.4.	<i>A BME modelleredményeinek felhasználásával a hatásterületek pontosítása a kritikus meteorológiai és hidrológiai állapotokban</i>	<i>101</i>
3.2.4.1.	Célkitűzés	101
3.2.4.2.	4.2 Adatok és feldolgozás	101
3.2.4.3.	Hipotézisek	101

**A Paksi Atomerőmű üzemeltetése által érintett Duna-szakasz
élővilágának hőtűrési toleranciaszintjének meghatározása**

3.2.4.4.	Módszer	102
3.2.4.5.	Eredmények	102
3.2.4.6.	Következtetések	109
3.2.4.7.	Összefoglalás	110
3.2.5.	Végső következtetések	110
3.2.6.	Irodalom	112
3.3.	ZOOPLANKTON	113
3.3.1.	Célkitűzés	113
3.3.2.	Hipotézisek	113
3.3.3.	Adatok és feldolgozás	113
3.3.4.	Módszer	114
3.3.5.	Eredmények	115
3.3.5.1.	A Duna vízének változása a keresztmetszvény mentén	115
3.3.5.2.	Taxonszintű közösség szerkezet	121
3.3.5.3.	A zooplankton közösség szerkezetének meghatározottsága	121
3.3.5.4.	A zooplankton és abiotikus környezeti változók közötti kapcsolat statisztikai elemzése	122
3.3.5.5.	Diverzitásváltozás	124
3.3.5.6.	Taxonszintű értékelés: A hőszennyezés indikátorai a Dunában	126
3.3.5.7.	Következtetések	126
3.3.6.	Végső következtetések	126
3.3.7.	Irodalom	127
3.4.	MAKROSZKOPIKUS VÍZI GERINCTELENEK	128
3.4.1.	Általános megjegyzések	128
3.4.1.1.	Módszertani limitációk	128
3.4.1.2.	Az alapadatbázis összeállítása	128
3.4.2.	Makrogerinctelen adatokon alapuló közösség szerkezeti változások elemzése	130
3.4.2.1.	Célkitűzés	130
3.4.2.2.	Adatok	130
3.4.2.3.	Módszer	130
3.4.2.4.	Eredmények	131
3.4.2.5.	Összefoglalás	136
3.4.3.	A makrogerinctelenek és abiotikus környezeti változók integrált statisztikai elemzése	136
3.4.3.1.	Célkitűzés	136
3.4.3.2.	Adatok	136
3.4.3.3.	Módszer	137
3.4.3.4.	Eredmények	137
3.4.3.5.	Összefoglalás	140
3.4.4.	Az erőművi hőterhelés közösség szerkezeti hatásainak elemzése és küszöbértékeinek meghatározása makrogerinctelen adatok alapján	140
3.4.4.1.	Célkitűzés	140
3.4.4.2.	Módszer	141
3.4.4.3.	Eredmények	141
3.4.4.4.	Összefoglalás	143
3.4.5.	A BME modell eredményeinek felhasználásával a hatásterületek pontosítása a kritikus meteorológiai és hidrológiai állapotokban	143
3.4.5.1.	Célkitűzés	143
3.4.5.2.	Adatok	143
3.4.5.3.	Módszer	143
3.4.5.4.	Eredmények	144
3.4.5.5.	Összefoglalás	146
3.4.6.	Végső következtetések	146
3.5.	HALAK	147
3.5.1.	Célkitűzés	147
3.5.2.	Módszerek	147
3.5.2.1.	A halállomány mintavétele	147
3.5.2.2.	Vizsgált víztér típusok	150
3.5.2.3.	Az adatsor jellemzői és korlátai	150
3.5.2.4.	Statisztikai értékelés	151
3.5.3.	Eredmények és értékelésük	151
3.5.3.1.	Fajgazdagság	151

A Paksi Atomerőmű üzemeltetése által érintett Duna-szakasz
élővilágának hőtűrési toleranciaszintjének meghatározása

3.5.3.2.	Közösségszerkezet	155
3.5.3.3.	Biológiai minősítés	161
3.5.4.	<i>Következtetések</i>	<i>161</i>
3.5.4.1.	A fajgazdagság értelmezése	162
3.5.4.2.	Közösségszerkezeti mintázatok és azok értelmezése	162
3.5.4.3.	A hőmérsékleti gradiens hatásának hiánya	162
3.5.4.4.	Biológiai minősítés és ökológiai állapot	162
3.5.4.5.	Ökológiai kockázatok	163
3.5.5.	<i>Végső következtetések</i>	<i>163</i>
3.5.6.	<i>Irodalom</i>	<i>164</i>
3.6.	AJÁNLÁSOK	164

TÁBLÁZATJEGYZÉK

1. TÁBLÁZAT. A MAXIMÁLIS NÖVEKEDÉSI RÁTA ÉS A HOZZÁTARTOZÓ HŐMÉRSÉKLETI ADATOK GOLDMAN ÉS CARPENTER (1974) ÖSSZEFOGLALÓJA ALAPJÁN.	16
2. TÁBLÁZAT. FOY ÉS MTSAI (1976) ÁLTAL VIZSGÁLT NÉGY CIANOBAKTÉRIUM FAJ MAXIMUM NÖVEKEDÉSI RÁTÁJA (K) FOLYAMATOS ÉS SZAKASZOS MEGVILÁGÍTÁS ESETÉN.	17
3. TÁBLÁZAT. ROBERTS ÉS ZOHARY (1987) ÖSSZEFOGLALÓJA A VÍZVIRÁGZÁST OKOZÓ CIANOBAKTÉRIUM TAXONOK NÖVEKEDÉSÉHEZ SZÜKSÉGES MINIMÁLIS ÉS OPTIMÁLIS HŐMÉRSÉKLETI ÉRTÉKEKRŐL.	18
4. TÁBLÁZAT. FITOPLANKTON ALGAFAJOK ÁTLAGOS NÖVEKEDÉSI RÁTÁJA HŐMÉRSÉKLETI GRADIENS MENTÉN FOLYAMATOS FÉNYELLÁTOTSÁG MELLETT (BUTTERWICK ÉS MTSAI., 2005).	19
5. TÁBLÁZAT. LÜRLING ÉS MTSAI. (2013) ÖSSZEFOGLALÓ TÁBLÁZATA CIANOBAKTÉRIUM ÉS ZÖLDALGA FAJOK ÁTLAGOS NÖVEKEDÉSI RÁTÁJÁT BEMUTATVA HŐMÉRSÉKLETI GRADIENS MENTÉN.	22
6. TÁBLÁZAT. A HŐMÉRSÉKLET MINIMUM, MAXIMUM ÉS OPTIMUM ÉRTÉKEI, VALAMINT AZ OPTIMÁLIS SZAPORODÁSI RÁTÁK ÉRTÉKEI KÜLÖNBÖZŐ ALGAFAJOK ESETÉN RAS ÉS MTSAI. NYOMÁN.	23
7. TÁBLÁZAT. A DUNAI FAJOKHOZ TARTOZÓ CTMAX, LTMAX, ILLETVE LT50 ÉRTÉKEK BAYAT ET AL. (2025) NYOMÁN. CTMAX: KRITIKUS HŐMÉRSÉKLETI MAXIMUM, LTMAX: HALÁLOS HŐMÉRSÉKLETI MAXIMUM, LT50: ADOTT INKUBÁCIÓHOZ TARTOZÓ 50%-OS HALÁLOZÁS. AZ EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSÉHEZ SZÜKSÉGES A TESZTEK RÉSZLETES LEÍRÁSÁNAK AZ ISMERETE IS.	36
8. TÁBLÁZAT. HAZÁNKBAN ELŐFORDULÓ HALFAJOK KRITIKUS HŐMÉRSÉKLETI MAXIMUM ÉRTÉKEI BAYAT ET AL., 2025 ADATBÁZISA ALAPJÁN.	41
9. TÁBLÁZAT. A MINTAVÉTELI HELYEK, ADATTÁBLÁBAN SZEREPLŐ RÖVIDÍTÉSÜK ÉS A HŐTERHELÉS ÉRINTETTSÉGÉNEK BESOROLÁSA.	57
10. TÁBLÁZAT. A MINTAVÉTEL IDŐBENI MEGOSZLÁSA AZ ADOTT HÓNAPBAN GYŰJTÖTT MINTÁK FELTŰNTETÉSÉVEL.	57
11. TÁBLÁZAT. A KÖZÖSSÉGI ÖSSZETÉTEL KÜLÖNBSEGEINEK VIZSGÁLATA PERMUTÁCIÓS VARIANCIAANALÍZISSEL (PERMANOVA) AZ EGYES VIZSGÁLT IDŐSZAKOKBAN. A MODELL AZ ÉRINTETTSÉG, A MINTAVÉTELI HÓNAP, VALAMINT EZEK INTERAKCIÓJÁNAK HATÁSÁT TESZTELTE A KÖZÖSSÉGI SZERKEZETRE. AZ R ² ÉRTÉKEK AZ EGYES TÉNYEZŐK ÁLTAL MAGYARÁZOTT VARIANCIA ARÁNYÁT JELZI, MÍG A P-ÉRTÉKEK A 999 PERMUTÁCIÓN ALAPULÓ SZIGNIFIKANCIA TESZT EREDMÉNYEIT MUTATJÁK. A SZIGNIFIKÁNS EREDMÉNYEKET FÉLKÖVÉRREL SZEDTÜK (P < 0,05).	59
12. TÁBLÁZAT. A BIOMASSZÁT MAGYARÁZÓ KÖRNYEZETI VÁLTOZÓK HATÁSAIT BEMUTATÓ ÁLTALÁNOSÍTOTT LINEÁRIS KEVERT MODELL (GLMM, GAMMA ELOSZLÁS, LOG LINK) EREDMÉNYEI.	62
13. TÁBLÁZAT. A LINEÁRIS VEGYES MODELLEK EREDMÉNYEI.	72
14. TÁBLÁZAT. AZ ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTOT JELLEMZŐ EQR ÉRTÉKEKET MAGYARÁZÓ LINEÁRIS KEVERT MODELL (LMM) EREDMÉNYEI.	74
15. TÁBLÁZAT. A MINTAVÉTELI HELYEK HŐTERHELÉS ÉRINTETTSÉGÉNEK BESOROLÁSA.	77
16. TÁBLÁZAT. LINEÁRIS VEGYES MODELLEK EREDMÉNYEI.	82
17. TÁBLÁZAT. A LINEÁRIS VEGYES HATÁSÚ MODELL EREDMÉNYEI, AMELY A TAXONGAZDAGSÁGOT A STANDARDIZÁLT VÍZHŐMÉRSÉKLET, FOLYAMKILOMÉTER, VALAMINT A MELEGVÍZBEVEZETÉS ÁLTAL MEGHATÁROZOTT ÉRINTETTSÉG FÜGGVÉNYÉBEN VIZSGÁLJA. A FIX HATÁSOK REGRESSZIÓS EGYÜTTTHATÓKÉNT (B), STANDARD HIBÁVAL (SE) ÉS T-ÉRTÉKKEL KERÜLNEK BEMUTATÁSRA, MÍG A RANDOM HATÁSOK AZ ÉVEK ÉS A MINTAVÉTELI HELYEK KÖZÖTTI VARIABILITÁST REPREZENTÁLJÁK.	85
18. TÁBLÁZAT. A LINEÁRIS VEGYES HATÁSÚ MODELL EREDMÉNYEI, AMELY A SHANNON-DIVERZITÁST A STANDARDIZÁLT VÍZHŐMÉRSÉKLET, FOLYAMKILOMÉTER, VALAMINT A MELEGVÍZBEVEZETÉS ÁLTAL MEGHATÁROZOTT ÉRINTETTSÉG FÜGGVÉNYÉBEN VIZSGÁLJA. A FIX HATÁSOK REGRESSZIÓS EGYÜTTTHATÓKÉNT (B), STANDARD HIBÁVAL (SE) ÉS T-ÉRTÉKKEL KERÜLNEK BEMUTATÁSRA, MÍG A RANDOM HATÁSOK AZ ÉVEK ÉS A MINTAVÉTELI HELYEK KÖZÖTTI VARIABILITÁST REPREZENTÁLJÁK.	86
19. TÁBLÁZAT. AZ ELEMZÉSEKBE HŐMÉRSÉKLETTEL SZIGNIFIKÁNS ÖSSZEFÜGGÉSEKET MUTATÓ FAJOK MÉRT, VAGY MODELL HŐMÉRSÉKLETI ADATOKKAL KAPCSOLATOS VISZONYA A TELJES, KONTROLL ÉS HATÁSTERÜLETEN, EZEK ÖKOLÓGIAI JELENTÉSE ÉS A LEVONHATÓ KÖVETKEZTETÉSEK.	95
20. TÁBLÁZAT. LINEÁRIS VEGYES MODELLEK EREDMÉNYEI.	98
21. TÁBLÁZAT. A LINEÁRIS VEGYES HATÁSÚ MODELL EREDMÉNYEI, AMELY AZ ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTOT (EQR) A STANDARDIZÁLT VÍZHŐZAM, VÍZHŐMÉRSÉKLET, FOLYAMKILOMÉTER, VALAMINT AZ ATOMERŐMŰ HŰTŐVÍZ-BEVEZETÉSE ÁLTAL MEGHATÁROZOTT ÉRINTETTSÉG FÜGGVÉNYÉBEN VIZSGÁLJA. A FIX HATÁSOK REGRESSZIÓS EGYÜTTTHATÓKÉNT (B), STANDARD HIBÁVAL (SE) ÉS	

T-ÉRTÉKKEL KERÜLNEK BEMUTATÁSRA, MÍG A RANDOM HATÁSOK AZ ÉVEK ÉS A MINTAVÉTELI HELYEK KÖZÖTTI VARIABILITÁST REPREZENTÁLJÁK.	102
22. TÁBLÁZAT. A MINTAVÉTELI HELYEK HŐTERHELÉS ÉRINTETTSÉGÉNEK BESOROLÁSA.	113
23. TÁBLÁZAT. A PARCIÁLIS DBRDA EREDMÉNYE. Df (DEGREES OF FREEDOM; SZABADSÁGFOK), Sum of Sqs (SUM OF SQUARES; NÉGYZETÖSSZEG), F (F-STATISZTIKA), Pr(>F) (P-ÉRTÉK, AZ F-STATISZTIKÁHOZ TARTOZÓ SZIGNIFIKANCIASZINT).	122
24. TÁBLÁZAT. A KÖRNYEZETI VÁLTOZÓK HATÁSA A KÖZÖSSÉG ÖSSZETÉTELÉRE BRAY–CURTIS ALAPÚ DBRDA-VAL (PERMUTÁCIÓS TESZT).	122
25. TÁBLÁZAT. A KÖRNYEZETI VÁLTOZÓK HATÁSA A KÖZÖSSÉG ÖSSZETÉTELÉRE A SZEZONÁLIS HATÁS KISZÜRÉSÉT KÖVETŐEN BRAY–CURTIS ALAPÚ PARCIÁLIS DBRDA-VAL (PERMUTÁCIÓS TESZT).	123
26. TÁBLÁZAT. A LINEÁRIS VEGYES HATÁSÚ (LMM) MODELL EREDMÉNYEI, AMELY A DIVERZITÁSOKAT A VÍZHŐMÉRSÉKLET, A FOLYAMKILOMÉTER, VALAMINT A MELEGVÍZBEVEZETÉS ÁLTAL MEGHATÁROZOTT ÉRINTETTSÉG FÜGGVÉNYÉBEN VIZSGÁLJA. A FIX HATÁSOK REGRESSZIÓS EGYÜTTTHATÓKÉNT (B), STANDARD HIBÁVAL (SE), SZABADSÁGFOKKAL (DF) A T-ÉRTÉKKEL ÉS A HOZZÁRENDELTE VALÓSZÍNŰSÉGEKKEL KERÜLNEK BEMUTATÁSRA.	125
27. TÁBLÁZAT. A MINTAVÉTELI HELYEK HŐTERHELÉS ÉRINTETTSÉGÉNEK BESOROLÁSA.	129
28. TÁBLÁZAT. A DUNÁBAN 2009 ÉS 2024 KÖZÖTT KIMUTATOTT TIZENÖT LEGGYAKORIBB MAKROGERINCTELEN TAXON ÖSSZEGYEDSZÁMA (IND/M ²)	131
29. TÁBLÁZAT. A ΔT HATÁSA A MAKROGERINCTELEN KÖZÖSSÉGI METRIKÁKRA	145
30. TÁBLÁZAT. A GYŰJTÖTT HALFAJOK KÓDJA, MAGYAR ÉS TUDOMÁNYOS NEVE, ILLETVE EGYEDSZÁM SZERINTI ARÁNYA (RELATÍV ABUNDANCIA, % A PARTTÓL TÁVOLI TERÜLETEKEN ELEKTROMOS KECÉVEL VÉGZETT FELMÉRÉSEK ALAPJÁN A MELEGVÍZ BEFOLYÓ HATÁSTERÜLETÉN (M-H) ÉS AZ EGYÉB SZAKASZOKON (K: MF-B-A-K)	149
31. TÁBLÁZAT. A GYŰJTÖTT HALFAJOK KÓDJA, MAGYAR ÉS TUDOMÁNYOS NEVE, ILLETVE EGYEDSZÁM SZERINTI ARÁNYA (RELATÍV ABUNDANCIA, %) AZ EGYES VÍZTÉRTÍPUSOKBAN ÉS A TELJES MINTAVÉTELI SZAKASZON A PARTI ZÓNÁBAN VÉGZETT FELMÉRÉSEK ALAPJÁN.	152
32. TÁBLÁZAT. A SZEKVENCIAÁLIS PERMANOVA A TELJES MODELL ÁLTAL MAGYARÁZOTT VARIÁNCIÁT MUTATJA A VIZSGÁLT KÖRNYEZETI VÁLTOZÓK EGYÜTTES HATÁSAKÉNT.	155
33. TÁBLÁZAT. A MARGINÁLIS PERMANOVA ELEMZÉS AZ EGYES KÖRNYEZETI VÁLTOZÓK ÖNÁLLÓ HATÁSÁT ÉRTÉKELI A TÖBBVÁLTOZÓS MODELLBEN, A TÖBBI VÁLTOZÓ FIGYELEMBEVÉTELÉVEL.	155
34. TÁBLÁZAT. AZ EGYVÁLTOZÓS PERMANOVA ELEMZÉSEK MINDEN EGYES KÖRNYEZETI VÁLTOZÓ HATÁSÁT KÜLÖN-KÜLÖN ÉRTÉKELIK A KÖZÖSSÉG ÖSSZETÉTELÉRE.	155
35. TÁBLÁZAT. A HALÁLLOMÁNY RELATÍV ABUNDANCIA VISZONYAIT LEÍRÓ FŐKOORDINÁTA TENGELYÉRTÉKEK (PCoA1 ÉS PCoA2) ÉS A MELEGVÍZBEFOLYÓTÓL SZÁMÍTOTT TÁVOLSÁG (M) KÖZÖTT SZÁMÍTOTT SPEARMAN KORRELÁCIÓK ÖSSZEFOGLALÓ TÁBLÁZATRA AZ ÖSSZEVONT MINTAHALMAZRA (ÖSSZES) ÉS KÜLÖN-KÜLÖN AZ EGYES ÉVEKRE.	157
36. TÁBLÁZAT. A GYAKORI FAJOK EGYEDSZÁM SZERINTI SŰRŰSÉGE (CPUE: EGYED PER 100 M) ÉS A BEFOLYÓTÓL VETT TÁVOLSÁG KÖZÖTTI GLMM ELEMZÉS ÖSSZEFOGLALÓ TÁBLÁZATA.	159
37. TÁBLÁZAT. AZ ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTMINŐSÍTÉS ÖSSZEFOGLALÓ TÁBLÁZATA, AMI AZ EQR ÉRTÉKEKET MUTATJA AZ EGYES VÍZTÉRTÍPUSOKBAN, AZ EGYES ÉVEKBEN.	161

ÁBRAJEGYZÉK

1. ÁBRA. A VIZSGÁLT ALGAFAJOK NÖVEKEDÉSI TARTOMÁNYA A HŐMÉRSÉKLETI GRADIENS MENTÉN (2-35°C) ALGATENYÉSZETEK BEN.	20
2. ÁBRA. A MINTÁK FITOPLANKTONKÖZÖSSÉG-ÖSSZETÉTELÉNEK FŐKOORDINÁTA-ANALÍZISE (PCoA) AZ EGYES VIZSGÁLT IDŐSZAKOKBAN. AZ ORDINÁCIÓ HELLINGER-TRANSZFORMÁLT, RELATÍV BIOMASSZA ADATOKON ALAPULÓ EUKLIDESZI TÁVOLSÁGMÁTRIX FELHASZNÁLÁSÁVAL KÉSZÜLT. A JELÖLŐK AZ EGYES MINTAVÉTELI ESEMÉNYEKET MUTATJÁK, SZÍNÜK A MINTAVÉTELI HÓNAPOT, ALAKJUK AZ ÉRINTETTSÉGI KATEGÓRIÁT (KONTROLL/HATÁSTERÜLET) JELÖLI. AZ ORDINÁCIÓS TENGELYEK MELLETTI SZÁZALÉKOS ÉRTÉKEK AZ ADOTT TENGELY ÁLTAL MAGYARÁZOTT VARIANCIA ARÁNYÁT MUTATJÁK. A PONTOK KÖZÖTTI TÁVOLSÁG A KÖZÖSSÉGI ÖSSZETÉTEL KÜLÖNBSGÉNEK MÉRTÉKÉT TÜKRÖZI, AHOL A KÖZELEBB ELHELYEZKEDŐ MINTÁK HASONLÓBB KÖZÖSSÉGI SZERKEZETET JELEZNEK.	60
3. ÁBRA. A DUNAI VÍZMINTÁK SZESZTONIKUS KLOOROFILL-A TARTALMA (µg/L) ÉS A HELYSZÍNI VÍZHŐMÉRSÉKLET (°C) KAPCSOLATA. A SZAGGATOTT VONAL AZ ILLESZTETT GAM MODELLT JELÖLI.	63
4. ÁBRA. A DUNAI VÍZMINTÁK FITOPLANKTON BIOMASSZÁJA (MG/L) ÉS A HELYSZÍNI VÍZHŐMÉRSÉKLET (°C) KAPCSOLATA. A SZAGGATOTT VONAL AZ ILLESZTETT GAM MODELLT JELÖLI.	64
5. ÁBRA. A FITOPLANKTON-BIOMASSZA (MG/L) ÉRTÉKEINEK ELOSZLÁSA AZ ÉRINTETT ÉS KONTROLL PONTOKON. A DOBOZOK A KÖZÉPSŐ KÉT KVARTILIS ADATAIT MUTATJÁK, VONALAK A MEDIÁN ÉRTÉKEKET JELÖLIK.	65
6. ÁBRA. A FITOPLANKTON-BIOMASSZA (MG/L) ÉRTÉKEINEK VÁLTOZÁSA A DUNA FOLYÁSA MENTÉN	65
7. ÁBRA. AZ EQR ÉRTÉKEK ELOSZLÁSA A KONTROLL ÉS A HATÁSTERÜLETEN. A DOBOZDIAGRAMOK A MEDIÁNT, AZ INTERKVARTILIS TARTOMÁNYT (25–75 PERCENTILIS), VALAMINT A SZÉLSŐÉRTÉKEKET MUTATJÁK	68
8. ÁBRA. AZ EQR ÉRTÉKEK VÁLTOZÁSA A MELEGVÍZ-BEVEZETÉSHEZ VISZONYÍTOTT TÁVOLSÁG MENTÉN A BAL ÉS JOBB PARTI SZAKASZOKON, VALAMINT A MEDER KÖZÉPSŐ RÉSZÉN. AZ OSZLOPOK A MEDIÁN EQR ÉRTÉKEKET, MÍG A HIBASÁVOK AZ INTERKVARTILIS TARTOMÁNYT (25–75 PERCENTILIS) MUTATJÁK.	69
9. ÁBRA. AZ EQR ÉRTÉKEK IDŐ- ÉS TÉRBELI ALAKULÁSA (HEATMAP ÁBRÁZOLÁS) A VIZSGÁLT SZAKASZON. A: JOBB PART, B: MEDER KÖZÉP, C: BAL PART. A SZÍNEZÉS AZ EQR ÉRTÉKEK NAGYSÁGÁT JELZI, AHOL A MAGASABB ÉRTÉKEK JOBB ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTOT TÜKRÖZNEK.	71
10. ÁBRA. A VÍZHŐMÉRSÉKLET ÉS AZ EQR ÉRTÉKEK KAPCSOLATA KONTROLL ÉS ÉRINTETT PONTOK ESETÉBEN	75
11. ÁBRA. A MINTÁK ELRENDEZŐDÉSE FŐKOORDINÁTA-ANALÍZIS (PCoA) ALAPJÁN BRAY–CURTIS-TÁVOLSÁG FELHASZNÁLÁSÁVAL. A PIROS KÖRÖK A HŐTERHELT SZAKASZRÓL, A KÉK KÖRÖK A KONTROLL TERÜLETRŐL SZÁRMAZÓ MINTÁKAT JELÖLIK. AZ ÁBRÁN A TAXONOKAT 4 BETŰS OMNIDIA KÓDOKKAL JELÖLTÜK.	80
12. ÁBRA. A SIMPER ANALÍZIS ALAPJÁN KÖZÖSSÉGSZERKEZETI ELTÉRÉSHEZ >1%-NÁL NAGYOBB ARÁNYBAN HOZZÁJÁRULÓ KOVAALGA FAJOK RELATÍV ABUNDÁNCIÁJÁNAK ÖSSZEHASONLÍTÁSA A KONTROLL (KÉK) ÉS HATÁSTERÜLETEN (PIROS). APED - <i>AMPHORA PEDICULUS</i> , DVUL - <i>DIATOMA VULGARIS</i> , NLAN - <i>NAVICULA LANCEOLATA</i> , NRCS - <i>NAVICULA RECENS</i> , NTPT - <i>NAVICULA TRIPUNCTATA</i> , NDIS - <i>NITZSCHIA DISSIPATA</i> , RABB - <i>RHOICOSPHENIA ABBREVIATA</i> , THAL - <i>THALASSIOSIRACEAE SPP.</i>	80
13. ÁBRA. A MINTÁK ELRENDEZŐDÉSE FŐKOORDINÁTA-ANALÍZIS (PCoA) ALAPJÁN BRAY–CURTIS-TÁVOLSÁG FELHASZNÁLÁSÁVAL. AZ ELTÉRŐ SZÍNEK A KÜLÖNBÖZŐ ÉVEKBŐL SZÁRMAZÓ MINTÁKAT JELÖLIK: 2009 – LILA, 2010 – SÖTÉTZÖLD, 2012 – VILÁGOS KÉK, 2015 – NARANCS, 2018 – VILÁGOS ZÖLD, 2021 – SÁRGÁ, 2024 – SÖTÉTKÉK. AZ ÁBRÁN A TAXONOKAT 4 BETŰS OMNIDIA KÓDOKKAL JELÖLTÜK.	81
14. ÁBRA. A SIMPER ANALÍZIS ALAPJÁN A KÖZÖSSÉGSZERKEZETI ELTÉRÉSHEZ >1%-NÁL NAGYOBB ARÁNYBAN HOZZÁJÁRULÓ KOVAALGA FAJOK RELATÍV ABUNDÁNCIÁJÁNAK ÖSSZEHASONLÍTÁSA AZ ELTÉRŐ MINTAVÉTELI ÉVEKBEN. APED - <i>AMPHORA PEDICULUS</i> , DVUL - <i>DIATOMA VULGARIS</i> , NLAN - <i>NAVICULA LANCEOLATA</i> , NRCS - <i>NAVICULA RECENS</i> , NTPT - <i>NAVICULA TRIPUNCTATA</i> , NDIS - <i>NITZSCHIA DISSIPATA</i> , RABB - <i>RHOICOSPHENIA ABBREVIATA</i> , THAL - <i>THALASSIOSIRACEAE SPP.</i>	82
15. ÁBRA. A FITOBENTOSZ KÖZÖSSÉG ÖKOLÓGIAI JELLEMZŐINEK ÖSSZEHASONLÍTÁSA A KONTROLL ÉS A HATÁSTERÜLETEN (A: EQR, B, C: OXIGÉN-, D, E: SZAPROBITÁS-, F, G: TROFITÁS- ÉS H, I, J: GUILD-ALAPÚ METRIKÁK).	84
16. ÁBRA. A HŐMÉRSÉKLET ÉS A TAXONGAZDAGSÁG KÖZTI VÍZHŐMÉRSÉKLET ADATOK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS A DUNA VIZSGÁLT SZAKASZÁN.	86
17. ÁBRA. REDUNDANCIAANALÍZIS (RDA) TRIPLÓTJA, AMELY A FITOBENTOSZ-KÖZÖSSÉG FAJÖSSZETÉTELE ÉS A HIDROLÓGIAI, VALAMINT HŐMÉRSÉKLETI MODELLBŐL SZÁRMAZÓ ADATOK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉSEKET MUTATJA. A PIROS KÖRÖK A HŐTERHELT SZAKASZRÓL, A KÉK KÖRÖK A KONTROLL TERÜLETRŐL SZÁRMAZÓ MINTÁKAT JELÖLIK. AZ ÁBRÁN A TAXONOKAT 4 BETŰS OMNIDIA KÓDOKKAL JELÖLTÜK.	90
18. ÁBRA. A <i>NAVICULA RECENS</i> ÉS <i>N. LANCEOLATA</i> RELATÍV ABUNDÁNCIÁJA ÉS A MODELLEZETT VÍZHŐMÉRSÉKLET ADATOK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS A KONTROLL ÉS A HŐTERHELT TERÜLETEKEN.	91

19. ÁBRA. REDUNDANCIAANALÍZIS (RDA) TRIPLÓTJA, AMELY A FITOBENTOSZ-KÖZÖSSÉG FAJÖSSZETÉTELE ÉS A MÉRT KÖRNYEZETI VALAMINT HŐMÉRSÉKLETI PARAMÉTEREK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉSEKET MUTATJA. A PIROS KÖRÖK A HŐTERHELT SZAKASZRÓL, A KÉK KÖRÖK A KONTROLL TERÜLETRŐL SZÁRMAZÓ MINTÁKAT JELÖLIK. AZ ÁBRÁN A TAXONOKAT 4 BETŰS OMNIDIA KÓDOKKAL JELÖLTÜK.	92
20. ÁBRA. A <i>NAVICULA LANCEOLATA</i> , <i>N. RECENS</i> , <i>NITZSCHIA DISSIPATA</i> ÉS <i>MELOSIRA VARIANS</i> RELATÍV ABUNDÁNCIÁJA ÉS A MÉRT VÍZHŐMÉRSÉKLET ADATOK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS A KONTROLL ÉS A HŐTERHELT TERÜLETEKEN.	93
21. ÁBRA. REDUNDANCIAANALÍZIS (RDA) TRIPLÓTJA, AMELY A FITOBENTOSZ-KÖZÖSSÉG FAJÖSSZETÉTELE ÉS A KOMBINÁLT (MÉRT KÖRNYEZETI ÉS HŐMÉRSÉKLETI, VALAMINT HIDROLÓGIAI MODELL) ADATOK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉSEKET MUTATJA. A PIROS KÖRÖK A HŐTERHELT SZAKASZRÓL, A KÉK KÖRÖK A KONTROLL TERÜLETRŐL SZÁRMAZÓ MINTÁKAT JELÖLIK. AZ ÁBRÁN A TAXONOKAT 4 BETŰS OMNIDIA KÓDOKKAL JELÖLTÜK.	94
22. ÁBRA. AZ EQR ÉRTÉKEK VÁLTOZÁSA A MELEGVÍZ-BEVEZETÉSHEZ VISZONYÍTOTT TÁVOLSÁG MENTÉN A BAL ÉS JOBB PARTI SZAKASZOKON. AZ OSZLOPOK A MEDIÁN EQR ÉRTÉKEKET, MÍG A HIBASÁVOK AZ INTERKVARTILIS TARTOMÁNYT (25–75 PERCENTILIS) MUTATJÁK.	98
23. ÁBRA. AZ EQR ÉRTÉKEK HŐTÉRKÉPE AZ EGYES MINTAVÉTELI IDŐPONTOK ÉS A KIBOCSÁTÁS HELYÉTŐL MÉRT TÁVOLSÁGOK SZERINT. A: JOBB PART, B: BAL PART.	99
24. ÁBRA. AZ EQR ÉS A VÍZHOZAM (M^3S^{-1}) KAPCSOLATA KÜLÖNBÖZŐ HŐMÉRSÉKLETI KATEGÓRIÁK (ALACSONY: $T < M - \Sigma$ ($12.8^\circ C$), KÖZEPES: $M - \Sigma < T < M + \Sigma$, MAGAS: $T > M + \Sigma$ ($25.3^\circ C$) MELLETT. A SZÜRKE SÁV A LINEÁRIS MODELL SZÓRÁSÁT JELZI.	103
25. ÁBRA. AZ EQR ÉS A HŐMÉRSÉKLET ($^\circ C$) KAPCSOLATA A KONTROLL ÉS HATÁSTERÜLETEKEN. A SZÜRKE SÁV A LINEÁRIS MODELL SZÓRÁSÁT JELZI.	103
26. ÁBRA. AZ ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOT (EQR) ÉS A HŐMÉRSÉKLETI ELTÉRÉS (ΔT) KAPCSOLATA A HATÁSTERÜLETEN (PIROS) ÉS A KONTROLL TERÜLETEN (KÉK).	104
27. ÁBRA. A VÍZHOZAM ÉS AZ ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOT (EQR) KÖZÖTTI KAPCSOLAT A KONTROLL (BAL OLDALI DIAGRAM) ÉS A HATÁSTERÜLET (JOBB OLDALI DIAGRAM) MINTÁI ALAPJÁN.	106
28. ÁBRA. AZ ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOT (EQR) ÉS A HŐMÉRSÉKLETI ELTÉRÉS (ΔT) KÖZÖTTI KAPCSOLAT A HATÁSTERÜLETEN (PIROS) ÉS A KONTROLL TERÜLETEN (KÉK).	107
29. ÁBRA. A VÍZHOZAM ÉS AZ ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOT (EQR) KÖZÖTTI KAPCSOLAT A KONTROLL (BAL OLDALI DIAGRAM) ÉS A HATÁSTERÜLET (JOBB OLDALI DIAGRAM) MINTÁI ALAPJÁN.	108
30. ÁBRA. AZ EQR ÉRTÉKEK ÉS A MODELL ÉS MÉRT HŐMÉRSÉKLETI ADATOKBÓL SZÁMOLT ΔT ÉRTÉKEK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS A HŐTERHELT SZAKASZOKON.	109
31. ÁBRA. A DUNA VIZÉBEN MÉRT HŐMÉRSÉKLETVÁLTOZÁS A KERESZTSZELVÉNYEKBE TÁVASSZAL.	115
32. ÁBRA. A DUNA VIZÉBEN MÉRT HŐMÉRSÉKLETVÁLTOZÁS A KERESZTSZELVÉNYEKBE NYÁRON.	116
33. ÁBRA. A DUNA VIZÉBEN MÉRT HŐMÉRSÉKLETVÁLTOZÁS A KERESZTSZELVÉNYEKBE ŐSZEL.	117
34. ÁBRA. A DUNA VIZÉNEK A BME 3D-ÁRAMLÁSI MODELLJÉBŐL SZÁMOLT HŐMÉRSÉKLETVÁLTOZÁSA A KERESZTSZELVÉNY MENTÉN TÁVASSZAL.	118
35. ÁBRA. A DUNA VIZÉNEK A BME 3D-ÁRAMLÁSI MODELLJÉBŐL SZÁMOLT HŐMÉRSÉKLETVÁLTOZÁSA A KERESZTSZELVÉNY MENTÉN NYÁRON.	119
36. ÁBRA. A DUNA VIZÉNEK A BME 3D-ÁRAMLÁSI MODELLJÉBŐL SZÁMOLT HŐMÉRSÉKLETVÁLTOZÁSA A KERESZTSZELVÉNY MENTÉN ŐSZEL.	120
37. ÁBRA. A ZOOPLANKTON KÖZÖSSÉG PCoA ORDINÁCIÓJÁNAK EREDMÉNYE. A KÖRÖK A MINTÁK 95%-OS LEFEDETTSÉGÉT MUTATJÁK.	121
38. ÁBRA. A ZOOPLANKTON KÖZÖSSÉG DBRDA ORDINÁCIÓJÁNAK TRIPLÓTJA. A ZOOPLANKTON-KÖZÖSSÉG FAJÖSSZETÉTELE ÉS A VIZSGÁLT KÖRNYEZETI PARAMÉTEREK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉSEKET MUTATJA.	123
39. ÁBRA. A HATÁSTERÜLETI ÉS KONTROLL HELYEK DIVERZITÁSI MUTATÓINAK ÖSSZEHASONLÍTÁSA.	124
40. ÁBRA. A HŐMÉRSÉKLET ÉS A DIVERZITÁSOK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS A DUNA VIZSGÁLT SZAKASZÁN.	125
41. ÁBRA. A MAKROGERINCTELEN KÖZÖSSÉGEK BIOLÓGIAI ÁLLAPOTÁNAK IDŐBELI VÁLTOZÁSA MINTAVÉTELI HELYENKÉNT. AZ EGYES PANELEK A KÜLÖNBÖZŐ HELYSZÍNEKET, MÍG A SOROK A VIZSGÁLT MUTATÓKAT (CSOPORTONKÉNTI TAXONSZÁM, BERGER-PARKER DOMINANCIA, SHANNON-DIVERZITÁS, TELJES TAXONSZÁM) MUTATJÁK. A BAL ÉS JOBB PART KÜLÖN JELÖLVE SZEREPEL.	133
42. ÁBRA. SZEZONÁLIS ÉS HOSSZÚ TÁVÚ MINTÁZATOK A KÖZÖSSÉGI MUTATÓKBAN (HEATMAP ÁBRÁZOLÁS). A SZÍNEZÉS AZ ADOTT MUTATÓ ÉRTÉKÉNEK RELATÍV NAGYSÁGÁT JELZI HÓNAP ÉS ÉV SZERINT, HELYSZÍNEKÉNT BONTVA.	134

43. ÁBRA. A MAKROGERINCTELEN KÖZÖSSÉGEK TELJES TAXONSZÁMÁNAK SZEZONÁLIS ÉS ÉVENKÉNTI VÁLTOZÁSA MINTAVÉTELI HELYENKÉNT. A PANELEK A HELYSZÍNEKET, A TENGELEK AZ ÉVEKET ÉS A MINTAVÉTELI HÓNAPOKAT MUTATJÁK, A SZÍNEZÉS A TAXONSZÁM NAGYSÁGÁT JELZI.	135
44. ÁBRA. A KÖZÖSSÉGI MUTATÓK HOSSZÚ TÁVÚ ALAKULÁSA A VIZSGÁLT IDŐSZAKBAN. A PONTOK AZ EGYEDI MEGFIGYELÉSEKET, A GÖRBÉK AZ ILLESZTETT TRENDEKET, A SZÜRKE SÁV A BECSLÉSI BIZONYTALANSÁGOT JELZI. A BAL ÉS JOBB PART KÜLÖN ÁBRÁZOLVA.	135
45. ÁBRA. A MAKROGERINCTELEN KÖZÖSSÉGEK SZERKEZETÉNEK ORDINÁCIÓJA BRAY–CURTIS ALAPÚ FŐKOORDINÁTA-ANALÍZISSEL (PCoA). A PONTOK MINTÁKAT JELÖLNEK, A SZÍNEK A HŐTERHELÉS JELENLÉTÉT/HIÁNYÁT, AZ ALAKOK A MINTAVÉTELI HELYEKET MUTATJÁK.	138
46. ÁBRA. A MINTAVÉTELI HELYEK ELKÜLÖNÜLÉSE ALJZATÖSSZETÉTEL ALAPJÁN (EUKLIDESZI TÁVOLSÁG, HIERARCHIKUS KLASZTEREZÉS ÉS ORDINÁCIÓ).	139
47. ÁBRA. A HŐTERHELÉS TÉRBELI KITERJEDÉSÉT TESZTELŐ 4 SZCENÁRIÓ.	141
48. ÁBRA. A MAKROGERINCTELEN KÖZÖSSÉGEK VÁLASZA A HŐTERHELÉSI GRADIENS MENTÉN A TITAN ELEMZÉS ALAPJÁN. A GÖRBÉK AZ ÖSSZESÍTETT POZITÍV TOLERÁNS TAXONOK (Z+, PIROS SZÍN) ÉS NEGATÍV ÉRZÉKENY TAXONOK (Z-, KÉK SZÍN) VÁLASZAIT MUTATJÁK.	142
49. ÁBRA. FAJSPECIFIKUS VÁLASZGÖRBÉK A HŐTERHELÉSI GRADIENS MENTÉN (TITAN). AZ EGYES TAXONOK INDIKÁTORÉRTÉKEINEK ELOSZLÁSA ÉS KÜSZÖBPONTJAI LÁTHATÓK.	142
50. ÁBRA. A MAKROGERINCTELEN KÖZÖSSÉGI METRIKÁK ÉS A HŐTERHELÉS (ΔT) KÖZÖTTI KAPCSOLATOK LINEÁRIS MODELLEK ALAPJÁN.	144
51. ÁBRA. A MAKROGERINCTELEN KÖZÖSSÉGI METRIKÁK KÜLÖNBSEGEI A MINTAVÉTELI HELYEK KÖZÖTT.	146
52. ÁBRA. A MINTAVÉTELI HELYEK ELOSZLÁSA A PARTI ELEKTROMOS ÉS AZ ELEKTROMOS KECÉVEL GYŰJTÖTT MINTÁK ESETÉN.	148
53. ÁBRA. A FAJSZÁM BECSÜLT VÁLTOZÁSA A GYŰJTÖTT EGYEDEK SZÁMÁNAK FÜGGVÉNYÉBEN AZ EGYES VÍZTÉRTÍPUSOKBAN ÉS ÉVEKBEN. MF-K (MELEGVÍZ FELETT-KONTROLL), B-K (BAL PART-KONTROLL), M-H (MELEGVÍZ-HATÁSTERÜLET), A-K (ALVÍZ-KONTROLL).	154
54. ÁBRA. A MINTAVÉTELI HELYSZÍNEK HALÁLLOMÁNYÁNAK RELATÍV ABUNDANCIA VISZONYAIN ALAPULÓ FŐKOORDINÁTA-ANALÍZIS (PCoA) EREDMÉNYE. AZ EGYES RÉSZÁBRÁK A HALÁLLOMÁNY HASONLÓSÁGÁT TÁRJÁK FEL VÍZTEREK SZERINT (A), A PART JELLEGE SZERINT (B), AZ ÉVEK SZERINT (D) ÉS ÉVSZAKOK SZERINT (E), MÍG A D RÉSZÁBRÁRA AZ ELKÜLÖNÍTÉSBN A LEGFONTOSABB SZEREPE T JÁTSZÓ TÍZ HALFAJ VEKTORÁT MUTATJA (LEGMAGASABB R2).	156
55. ÁBRA. A HALÁLLOMÁNY RELATÍV ABUNDANCIA VISZONYAIT LEÍRÓ FŐKOORDINÁTA TENGELEKÉRTÉKEK (PCoA1 ÉS PCoA2) VÁLTOZÁSA A MELEGVÍZBEFOLYÓTÓL SZÁMÍTOTT TÁVOLSÁG (M) KÖZÖTT SZÁMÍTOTT TÁVOLSÁG FÜGGVÉNYÉBEN AZ ÖSSZEVONT MINTAHALMAZRA (A, B) ÉS KÜLÖN-KÜLÖN AZ EGYES ÉVEKRE.	159
56. ÁBRA. A GYAKORI FAJOK EGYEDSZÁM SZERINTI SŰRŰSÉG (CPUE) ÉRTÉKEINEK VÁLTOZÁSA A BEFOLYÓTÓL VETT TÁVOLSÁG FÜGGVÉNYÉBEN.	160

1. Vezetői összefoglaló

A Paksi Atomerőmű hűtővize a Melegvíz-csatornán át jutva éri el a Dunát, ami pontszerű hőterhelésként jelenik meg a befogadóban. A 15/2001 (VI. 6.) KöM rendelet 10. § alapján a Melegvíz-csatorna torkolatától, mint kibocsátási ponttól folyásirányban számított 500 m-en lévő szelvény bármely pontján a befogadó víz hőmérséklete nem haladhatja meg a 30 °C-ot. A klímaváltozás okozta víz hőmérséklet-emelkedés és a hidrológiai változások miatt ez a határérték mára egyre többször csak a Paksi Atomerőmű visszatérhelésével tartható fenn. A Duna-víz maximális hőmérsékletének átlaga 14 év alatt 1 °C-kal, az 1. blokk üzembe helyezése óta pedig 2,9 °C-kal emelkedett, a Paksi Atomerőmű engedélyezésekor alapul vett éghajlati és környezeti körülmények a globális klímaváltozás miatt tehát jelentősen megváltoztak. A Paksi Atomerőmű kényszerű teljesítménykorlátozásai a technológiai rendszereit érő, üzembiztonsági hatásokon túl a magyar villamosenergia-rendszer ellátásbiztonságára is negatív hatással vannak. Ezen okok miatt 2025-ben a fenti jogszabály módosítására volt szükség. Jelen dokumentum alapvető célja annak vizsgálata, hogy a módosítás alapján az 500 méteres szelvényben a maximális hőmérséklet 32 °C-ra történő emelése egy naptári évben legfeljebb 15 napon keresztül okoz-e olyan változást a Duna élővilágában, ami az alvízi szakasz ökológiai állapotának romlásához, és bizonyos ökoszisztéma-szolgáltatások veszélyeztetéséhez vezet. A megrendelő – a FATT munkacsoport ökológiai vizsgálatra vonatkozó javaslata szerint – a HUN-REN Balatoni Limnológiai Kutatóintézetet, a Nemzeti Közzolgálati Egyetemet, valamint az HUN-REN Ökológiai Kutatóközpontot kérte föl arra, hogy a téma irodalmi feldolgozását követően, a Duna érintett szakaszán végzett korábbi vizsgálatok adatait elemezve, a Budapesti Műszaki Egyetem által biztosított hőmérsékleti modelleredmények figyelembevételével adjanak szakértői véleményt a módosítás hatására a Duna élővilágának ökológiai állapotában várhatóan bekövetkező változásokról.

A szakirodalmi áttekintés során egyrészt látható volt, hogy az egyes élőlénycsoportok vonatkozó irodalma sem mennyiségi, sem tartalmi szempontból nem egyveretű, ugyanakkor valamennyi élőlénycsoport esetében releváns megállapítások voltak tehetők a nemzetközi publikációk alapján a jellemző dunai taxonok hőstressz-tűrőképességére és a 32 °C-os hőmérsékleti határ valószínűsíthető hatásainak értékelésére.

A szakirodalom alapján összességében megállapítható, hogy a tanulmányozott élőlénycsoportok szempontjából a jelenlegi hőmérsékleti korlát 32 °C-ra történő emelése mind egyedi, mind közösségi szinten jelent kockázatot, mivel ez a hőmérsékleti érték a dunai, jellemzően mérsékeltvízi fajok folyóvízi fajok toleranciaszintjének határán van. Ugyanakkor a ténylegesen megjelenő, kimutatható hatást alapvetően befolyásolja a hőmérséklet emelésének tér és időbeli kiterjedése.

Ennek pontosabb vizsgálatát az öt élőlénycsoport – fitoplankton, zooplankton, bentikus kovaalgák, makroszkopikus vízi gerinctelenek és halak – elmúlt évtizedekben a Duna érintett szakaszán a hőterhelés hatásának értékelésére irányuló vizsgálatok adatainak átfogó elemzésével végeztük el.

Az öt élőlénycsoport közül a hűtővízként kivett duna-víz lebegő mikroszkopikus fitoplankton- és zooplankton-szervezetei a technológiai rendszeren keresztül haladva részben közvetlenül is kitéttek a hőterhelésnek. Emellett a vizsgált élőlénycsoportok hőterhelését a Melegvíz-csatornán keresztül kibocsátott felmelegedett hűtővíz jelenti. A Duna helytűlő, vagy kis mozgásaktivitású érintett élőlénycsoportjai a bevonatlakó kovaalgák (fitobenton), és a makroszkopikus vízi gerinctelenek (makrozoobenton). A vízben pozíciójukat hatékonyabban változtatni képes élőlények csoportját a halak képviselik.

Az egyes élőlénycsoportok hőterhelésre adott válasza alapvetően eltérő mechanizmusokon keresztül valósulhat meg: (i) közvetlen termikus expozíció (planktonikus szervezetek), (ii) lokális, bentikus

élőhelyekhez kötött, részben közvetett hatás (bevonatlakó szervezetek, makrozoobenton), valamint (iii) viselkedési válaszokon, helyváltoztatást kiváltó hatás (halak).

A feladatok összehangolt teljesítése érdekében az adatok ökológiai elemzése során az egyes élőlénycsoportok szakértői a lehetőség mértékéig hasonló statisztikai módszereket alkalmaztak. A kérdések megválaszolásához szükséges elemzéseket és az eredmények értékelését a dokumentum élőlénycsoportonként tagolt fejezetei részletesen mutatják be.

A közösségösszetétel tekintetében a hűtővíz által szállított planktonikus élőlények esetén (fitoplankton és zooplankton) sem a Melegvíz-csatorna torkolatánál, sem az alvízi szakaszon nem volt olyan eltérés tapasztalható, ami a hőterhelésnek tulajdonítható. A közösségek szerkezetét alapvetően a szezonális határozza meg, amit az aktuális hidrológiai szituáció kis mértékben befolyásol.

A hőterhelés a bevonat rögzült és kis mozgásaktivitású csoportjainál a közösség szerkezetének bizonyos mértékű átalakulását okozza. A bentikus kovaalgák esetében a folyamat fajkicserélődést indít el, és a stressztoleráns fajok arányának növekedését eredményezi. A hőterhelés a makroszkopikus vízi gerinctelen csoport esetében az érzékenyebb fajok arányának csökkenése, és a toleráns taxonok dominánssá válásával manifesztálódik. A két élőlénycsoport vonatkozásában közös az is, hogy a kibocsátott felmelegedett hűtővíz nem jelent domináns közösségszervező hatást, az egyéb élőhelyi adottságokkal – pl. aljzattípus, vízsebesség, vízhozam – és biotikus kölcsönhatásokkal együtt alakítja a közösség ökológiai struktúráját a kibocsátás környékén. A szezonális szinten mindkét csoportban meghatározó szerepet játszik a közösségösszetétel alakításában. A hőterhelés a közösségek diverzitásában nem idéz elő szignifikáns eltérést.

Az elvégzett elemzések alapján a nagyobb mozgásaktivitású halak esetében a hőterhelés közvetlen hatása statisztikai értelemben nem volt kimutatható. A közösség szerkezetét alapvetően az élőhelyi adottságok (pl. kövezés, sarkantyú, természetes aljzat) határozzák meg, emellett az egyes évek közötti különbségek is jelentősnek adódtak. Az elemzések rámutattak arra is, hogy a mintavételi csoportokon belüli variancia is jelentős. Vagyis az élőhelyi adottságok és a közösségszerkezet tér- és időbeni változékonysága jórészt elfedi a melegvíz-kibocsátásnak tulajdonítható mintázatokat.

Az öt élőlénycsoport közül négy esetén volt lehetőség a Víz Keretirányelv (VKI) keretén belül hivatalosan elfogadott mérőszámokkal ökológiai állapotértékelést végezni. Az eredmények egyértelműen igazolták, hogy a Duna ökológiai állapotában ezen mérőszámok alapján nem mutatható ki szignifikáns minőségromlás. A bevonatlakó kovaalgák esetében az indexérték lokális – a kibocsátási ponton tapasztalt – csökkenése kimutatható volt. Azonban az elemzések azt igazolták, hogy a hőmérsékletemelkedés hatása nem független, hanem más környezeti tényezőkkel való interakciók eredményeként alakul ki. Továbbá megállapítható volt, hogy az érintett alvízi szakaszon a kontrolltól való eltérés már nem volt tapasztalható.

Az ellátásbiztonság és a Paksi Atomerőmű üzemrendjének módosítása okán a dunai élővilág szempontjából egyaránt alapvető – kérdésre a szakirodalom áttekintése, valamint a rendelkezésre álló hosszú időtávú biotikai adatok ökológiai elemzése alapján az alábbi válasz adható. A kibocsátási ponttól számított 500 méteres referenciaszelvényben a Duna vízhőmérsékletének legfeljebb 15 napon keresztül 32 °C-ra történő emelése kis léptékben (<1km) okozhat eltérést a bevonatlakó és kis mozgásaktivitású közösségek szerkezetében, ami lokálisan akár a minősítési indexek értékeiben is megmutatkozhat. Azonban az ezt meghaladó térléptékben a hőterhelés tervezett kismértékű és időszakos növekedése nem vezet a Duna ökológiai állapotának romlásához és a víz ökoszisztéma-szolgáltatásainak sérüléséhez.

2. Szakirodalmi áttekintés: a vizsgált élőlénycsoportok hőtoleranciája, különös tekintettel a 30–32 °C közötti vízhőmérséklet-emelkedés ökológiai jelentőségére

2.1. A feladat rövid áttekintése

Az egyes élőlénycsoportokra vonatkozó irodalmak mennyiség és tartalom tekintetében is eltérnek. Érthető módon a hőtolerancia tekintetében jóval több információ adott azoknál az élőlénycsoportoknál (fitoplankton, fitobenton) melyek mikroszkopikus méretükből adódóan könnyen tenyésztésbe vonhatók, és egyszerűen elvégezhetők rajtuk a hőmérsékleti preferenciájuk és toleranciájuk leírását célzó laboratóriumi kísérletek. Az állatcsoportok esetén (zooplankton, makroszkopikus vízi gerinctelenek és halak) korántsem ilyen egyszerű a kép. Ezen csoportok fajai egyedfejlődésük különböző stádiumaiban más és más toleranciával jellemezhetők. Ugyancsak fontos az is, hogy a fajok nincsenek olyan mértékben kitéve a közeg mozgásának, mint a fitoplankton, vagy épp ellenkezőleg, a közeg statikus voltának, mint ahogyan az a bentikus kovaalgákra is igaz. Az állati szervezetek (esetenként akár a zooplankton fajai is) képesek elmozdulni a nem kellő hőmérsékletű víztérrészekből így nem fiziológiai, hanem viselkedésszerű választ adnak az esetleges hőterhelésre.

Az alábbi irodalmi áttekintés ezért élőlénycsoportonként némileg eltérő struktúrában íródott. Ugyanakkor valamennyi élőlénycsoport esetén sikerült olyan tömör megállapításra jutni a (1) jellemző dunai taxonok hőstressz tűrőképességéről, illetve (2) a 32°C-os hőmérsékleti határ hatásairól.

A továbbiakban az egyes élőlénycsoportokra vonatkozó irodalmi áttekintéseket és megállapításokat mutatjuk be a csoportok komplexitása sorrendjében.

2.2. Fitoplankton

2.2.1. Bevezetés

A fitoplankton a víz alatti közegben szuszpendálva előforduló, mikroszkopikus növények alkotják. Ez a csoport végzi a pelágiumban az elsődleges termelést, azaz fajai állítják elő a szervesanyagot a víz oldott ásványi anyagaiból a széndioxidból és a vízből, továbbá ők látják el oxigénnel a nyíltvízi ökoszisztéma egyéb elemeit. Mennyisége és fajösszetétele rendkívül fontos vízminőségi mutató. A merített vízminta fitoplanktonja a víztér aktuális minőségi állapotát jelzi, de a taxonómiai összetétele elárulja azt is, hogy milyen hatások (szervetlen és szerves terhelés, meteorológiai szituáció változása) érték az adott vízteret.

A vízhőmérséklet planktonalagokra gyakorolt hatása közismert. Részben ezzel magyarázható a mérsékelt öv vizeitében jól ismert fitoplankton szukcesszió, melynek során a vegetáció periódus és a téli időszak fajai gyakorlatilag kicserélődnek. Jelen esetben azonban az a kérdés, hogy a Duna érintett szakaszán kialakuló magasabb vízhőmérséklet (32 °C) mennyiben jelent veszélyt a folyó aktuális fitoplanktonjára. A kérdés megválaszolásához a szakirodalmi források két csoportja nyújt segítséget. Az egyik az, amelyik algacsoportok hőtoleranciájára irányuló kutatások, főként laboratóriumi vizsgálatok terepi megfigyelések eredményeiről számol be. A források másik csoportja azokat a közleményeket foglalja magába, melyek jelen kérdéshez hasonlóan azt mutatják be, hogy milyen hatása van az erőművi befolyók hőterhelésének a közösségekre.

Az irodalmi áttekintésünkben először a laboratóriumi eredményeket majd a terepi megfigyelések eredményeit tekintjük át.

2.2.2. Laboratóriumi vizsgálatok eredményei

Goldman és Carpenter 1974 -es közleményükben rámutattak arra, hogy a hőmérséklet változása hogyan befolyásolja a különböző rendszertani csoportokba tartozó algafajok szaporodási rátáját. Megállapították, hogy az algák szaporodási rátáját a hőmérséklet, a rendelkezésre álló tápanyagok és a fény mennyisége együttesen hatva befolyásolja. A fénymennyiséget konstans értéken tartva modellezték, hogy a hőmérséklet és a tápanyagok változása hogyan befolyásolja az algák szaporodási rátáját folyamatos algatenyészetekben. Korábbi szakirodalmi adatokat közöltek az egyes fajok, illetve taxonok maximális osztódási rátájára és az ehhez szükséges hőmérsékletre vonatkozóan (1. táblázat).

1. táblázat. A maximális növekedési ráta és a hozzátartozó hőmérsékleti adatok Goldman és Carpenter (1974) összefoglalója alapján.

Algal Species	Temp (°C)	Maximum growth rate* μ_c - day ⁻¹	Presumed limiting nutrient	Reference
<u>Freshwater algae</u>				
<u>Chlorella pyrenoidosa</u> (Emerson strain)	19	1.36	NH ₄ ⁺	Shelef et al. (1970)
	19	1.45	NO ₃ ⁻	Shelef (1968)
	25	1.95	PO ₄ ³⁻	Zabat (1970)
	25	2.14	PO ₄ ³⁻	Zabat (1970)
	28.5	1.84	NH ₄ ⁺	Shelef et al. (1970)
	28.5	2.22	NO ₃ ⁻	Shelef (1968)
<u>Chlorella pyrenoidosa</u> (TX 71105)	35	3.94	NH ₄ ⁺	Shelef et al. (1970)
	35	4.32	NO ₃ ⁻	Shelef (1968)
	39.2	4.26	NH ₄ ⁺	Shelef et al. (1970)
	39.2	5.65	NO ₃ ⁻	Shelef (1968)
<u>Chlorella</u> sp.	25	1.88	NO ₃	Williams (1965)
<u>Selenastrum capricornutum</u>	24	1.85	PO ₄ ³⁻	Toerien et al. (1971)
	27	2.45	C	Goldman et al. (1974)
<u>Scenedesmus quadricauda</u>	27	2.29	C	Goldman et al. (1974)
<u>Marine algae</u>				
<u>Skeletonema costatum</u>	19	1.27	V _{B12}	Droop (1970)
<u>Thalassiosira pseudonana</u> (13-1)	13.5	0.48	PO ₄ ³⁻	Fuhs (1969)
	18	1.14	PO ₄ ³⁻	Fuhs (1969)
	24	1.46	PO ₄ ³⁻	Fuhs (1969)
	25	2.09	NO ₃ ⁻	Caperon & Mayer (1972)
<u>Thalassiosira pseudonana</u> (3H)	20	2.77	Si	Paasche (1973)
	16	1.34	V _{B12}	Swift (1967)
<u>Nitzschia actinastroides</u>	23	2.06	PO ₄ ³⁻	Soeder et al. (1971)
<u>Monochrysis lutheri</u>	19	0.84	V _{B12}	Droop (1968)
<u>Dunaliella tertiolecta</u>	15	0.80	Fe	Davies (1970)
	25	1.83	NH ₄ ⁺	Caperon & Meyer (1972)
<u>Coccolithus</u> sp.	25	2.16	NO ₃ ⁻	Caperon & Meyer (1972)

Foy és mtsai. (1976) négy cianobaktérium faj: *O. redekei*, *O. agardhii*, *Anabaena flos-aquae* és, *Aphanizomenon flos-aquae* esetén vizsgálták, hogy miként változik az egyes taxonok növekedése folyamatos és szakaszos (Fény/Sötét=6/18) megvilágításban a vízhőmérséklet (5-35 °C) és a fény mennyiség (0-3500 Lux) változásának függvényében (2. táblázat).

2. táblázat. Foy és mtsai (1976) által vizsgált négy cianobaktérium faj maximum növekedési rátája (K) folyamatos és szakaszos megvilágítás esetén.

	10°C			20°C		
	24 L $\bar{K}$	6:18 L:D $\bar{K}$ (doublings day ⁻¹)	6:18 L:D $\bar{K}_{corr}$	24 L $\bar{K}$	6:18 L:D $\bar{K}$ (doublings day ⁻¹)	6:18 L:D $\bar{K}_{corr}$
<i>Anabaena flos-aquae</i>	0.47	0.27	1.08	1.13	0.51	2.06
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0.48	0.26	1.04	1.41	0.39	1.58
<i>Oscillatoria agardhii</i>	0.35	0.24	0.96	1.19	0.45	1.80
<i>Oscillatoria redekei</i>	0.54	0.21	0.84	1.58	0.43	1.72

Kimutatták, az *Oscillatoria* fajok esetében állandó megvilágítást használva minden hőmérsékleten a kisebb méretű *O. redekei* osztódott a leggyorsabban. Ugyanakkor, ciklikus (6F:18S) megvilágítás esetében lassúbb növekedést mutatott az *O. redekei* mint a nagyobb méretű *O. agardhii*. Hasonló összefüggést tapasztaltak a morfológiailag hasonló kisebb méretű *Aphanizomenon flos-aquae* és a nagyobb *Anabaena flos-aquae* növekedési rátájának összehasonlítása esetén is a legtöbb fényintenzitás és hőmérséklet esetében állandó megvilágítást alkalmazva. Ugyanakkor a ciklikus megvilágítás esetében szintén a nagyobb méretű *Anabaena flos-aquae* nagyobb osztódási (növekedési) rátát mutatott, mint a kisebb *Aphanizomenon* faj.

Másrészt a vizsgált cianobaktérium taxonok növekedése a szakaszos megvilágítás esetén jobb egyezést mutatott a természetes körülmények esetén tapasztalt növekedési rátákkal. Kimutatták, hogy 35 °C hőmérsékleten egyik vizsgált faj sem képes növekedni, míg 25 °C feletti hőmérséklet erősen gátolja az *Anabaena flos-aquae* növekedését és 30 °C felett ezen cianobaktérium faj szaporodása teljesen leáll. Ugyanakkor az *Oscillatoria agardhii* szaporodási rátája 25 °C-ról 30 °C-ra növelve a hőmérsékletet kissé növekedik (K 1,58-ról 1,62-re változik).

Rhee és Gotham (1981) megállapították, hogy a tápanyagok mennyiségének és a vízhőmérséklet változása együttesen befolyásolja a különböző algataxonok (*Scenedesmus* sp., *Asterionella formosa*) szaporodási rátáját és ez a hatás erőteljesebb, mint e tényezők egyenkénti hatása. A tápanyag limitált (N- és P) *Scenedesmus* sp. és *A. formosa* esetében a sejtkvóták (q) mind a limitáló, és a nem limitáló tápanyagok sejtkvótája nőtt a hőmérséklet csökkenésével. Egy adott hőmérsékleten a limitáló tápanyagok sejtkvótái is növekedtek a növekedési sebességgel (μ), és telítődési görbe szerint változtak. A tápanyagok minimális sejtkvóta (q) értékei nagyobbak voltak alacsonyabb hőmérsékleten mindkét faj esetében, amely bizonyítja, hogy a sejteknek nagyobb mennyiségű tápanyagra (N, P) van szüksége alacsonyabb hőmérsékleten. A *Scenedesmus* sp. esetében a legnagyobb osztódási rátához (növekedéshez) szükséges optimális hőmérsékleti tartomány 20-25 °C közötti tartománynak felelt meg, míg az *Asterionella formosa* esetében az optimális szaporodáshoz szükséges hőmérsékleti tartomány 19-20 °C között változott.

Roberts és Zohary (1987) áttekintő közleményükben ismertették, hogy egyes algavirágzást okozó cianobaktérium taxonok milyen hőmérsékleti tartományban szaporodnak a leggyorsabban és okoznak vízvirágzásokat (3. táblázat).

3. táblázat. Roberts és Zohary (1987) összefoglalója a vízvirágzást okozó cianobaktérium taxonok növekedéséhez szükséges minimális és optimális hőmérsékleti értékekről.

Species	T _{min} (°C)	T _{opt} (°C)	μ _{max} (day ⁻¹)	PAR	Notes and reference
<i>Microcystis</i> sp	10 5–13 5	28 8–30 5	0 25–0 30	<35	Kruger & Eloff (1978)
<i>M. aeruginosa</i>	10	27 5	0 8	102	Nicklisch & Kohl (1983)
<i>Microcystis</i> sp	13	—	—	—	Kappers (1984)
<i>M. aeruginosa</i>	—	32	0 59	75	Watanabe & Oishi (1985)
<i>M. aeruginosa</i>	—	32	0 81	200	Van der Westhuizen & Eloff (1985)
<i>Anabaena oscillarioides</i>	—	28	0 8	105	Vincent & Silvester (1979)
<i>A. spiroides</i>	—	24	0 9	48	Seki et al (1981)
<i>A. variabilis</i>	<10	35	1 1	500	Collins & Boylen (1982)
<i>Anabaena</i> spp	16–17	—	—	—	Stulp et al (1984)
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	<13	28	1 2	220	Uehlinger (1981)
<i>O. agardhii</i>	<12	23–25	0 59	37	Ahlgren (1978)
<i>O. agardhii</i>	—	>19	—	—	natural population Persson (1981)
<i>O. agardhii</i>	5	≥ 30	—	—	Post et al (1985)
<i>Anabaena flos aquae</i>	—	18	—	—	natural populations
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	—	15	—	—	Foy et al (1976)
<i>O. agardhii</i>	—	10	—	—	natural populations
<i>O. redekei</i>	—	6	—	—	Foy et al (1976)
<i>Microcystis</i>	15	25	0 50	120	isolates from
<i>Anabaena</i>	<10	25	0 40	120	Lake Mendota
<i>Aphanizomenon</i>	<10	25	0 18	120	Konopka & Brock (1978)
<i>Microcystis</i>	10	30–35	—	36	Imamura (1981)
<i>Anabaena</i>	10	25	—	36	Imamura (1981)
<i>Aphanizomenon</i>	<10	25	—	36	Imamura (1981)
<i>Anabaena</i>	15	30	—	—	Novak & Brune (1985)
<i>Oscillatoria</i>	<15	27	—	—	Novak & Brune (1985)

Megállapították, hogy a *Microcystis* sp. vagy *M. aeruginosa* optimális növekedéshez szükséges hőmérsékleti tartománya 28–32 °C közötti és a 15 °C alatti hőmérséklet gátolja növekedésüket. A többi faj esetében (*Oscillatoria* spp., *Anabaena* spp. és *Aphanizomenon* spp.) általában 25 °C körüli hőmérséklet optimális a növekedéshez. Másrészt az *Oscillatoria* fajok jobban tolerálják a szélesebb hőmérsékleti tartományt és akár 10 °C -nál alacsonyabb hőmérsékleten is jól szaporodnak.

Agawin és mtsai (2000) mezokozmosz kísérletek révén igazolták azokat a korábbi megfigyeléseket melyek szerint a tápanyagszegény (oligotróf), meleg tengerekben és óceánokban (KI-a <0,5 mg m⁻³, NO₃+NO₂< 1 μM, T ≥ 26 °C) a fitoplankton biomasszájában és összetételében domináns, ≥ 50% mennyiségben a pikoplankton kategóriába sorolható algataxonok vesznek részt, azonban a tápanyagdús és hidegvízű (T < 3 °C KI-a <5 mg m⁻³) tengerekben az algabiomassza kevesebb, mint 10% arányát alkotják. A jelenséget azzal magyarázták, hogy a magas hőmérsékletű tápanyagszegény vizekben a pikoplankton taxonok (≤3 μm) hatékonyabban használják fel a tápanyagokat és ezáltal gyorsabban szaporodnak, míg a tápanyagdús vizekben a nagyobb méretű planktonikus algák szaporodása gyorsabb.

Butterwick és mtsai (2005) hét, különböző rendszertani csoportba tartozó planktonikus algafaj növekedését vizsgálta 2–35 °C tartományban, folyamatos fényellátottság (100±20 μmol PAR m⁻²·S⁻¹) mellett laboratóriumi tenyészetekben (**4. táblázat**). Ezt kiegészítve 13 egyéb algafaj növekedését vizsgálták azonos inkubációs körülmények között a 20–35 °C hőmérsékleti tartomány tekintetében.

4. táblázat. Fitoplankton algafajok átlagos növekedési rátája hőmérsékleti gradiens mentén folyamatos fényellátottság mellett (Butterwick és mtsai., 2005).

Species	Temperature (°C)									
	2	5	8	11	14	17	20	25	30	35
<i>Asterionella formosa</i>	0.40 (0.01)	0.61 (0.02)	0.77 (0.01)	1.05 (0.01)	1.44 (0.02)	1.68 (0.15)				
<i>Cryptomonas marssonii</i>	0.21 (0.02)	0.38 (0.03)	0.62 (0.06)	0.81 (0.05)	0.75 (0.13)	1.51 (0.04)	1.55 (0.04)	1.34 (0.03)	0	
<i>Dinobryon divergens</i>	0.20 (0.03)	0.29 (0.02)	0.44 (0.01)	0.50 (0.01)	0.66 (0.01)	0.77 (0.05)	0.72 (0.05)	0.59 (0.07)	0	
<i>Ceratium furcoides</i>	0	0	0	0.06 (0.02)	0.13 (0.01)	0.72 (0.03)	0.67 (0.02)	0.56 (0.02)	0.37 (0.10)	0
<i>Tribonema</i> sp.	0.06 (0.01)	0.15 (0.02)	0.24 (0.08)	0.41 (0.01)	0.55 (0.04)	0.23 (0.01)	0.29 (0.02)	0.29 (0.01)	0.28 (0.02)	0
<i>Staurastrum cingulum</i>	0.08 (0.04)	0.17 (0.03)	0.24 (0.04)	0.42 (0.01)	0.58 (0.04)	0.31 (0.11)	0.45 (0.13)	0.52 (0.03)	0.53 (0.07)	0
<i>Tychonema bourrellyi</i>	0	n.s.	0.29 (0.07)	0.46 (0.06)	0.70 (0.10)	0.53 (0.05)	0.71 (0.01)	0.81 (0.02)	0.87 (0.01)	0.95 (0.59)
						0.76 (0.08)	0.81 (0.02)	0.87 (0.01)	0.95 (0.59)	0
						1.07 (0.05)	0.95 (0.06)	0.91 (0.08)	n.s.	0

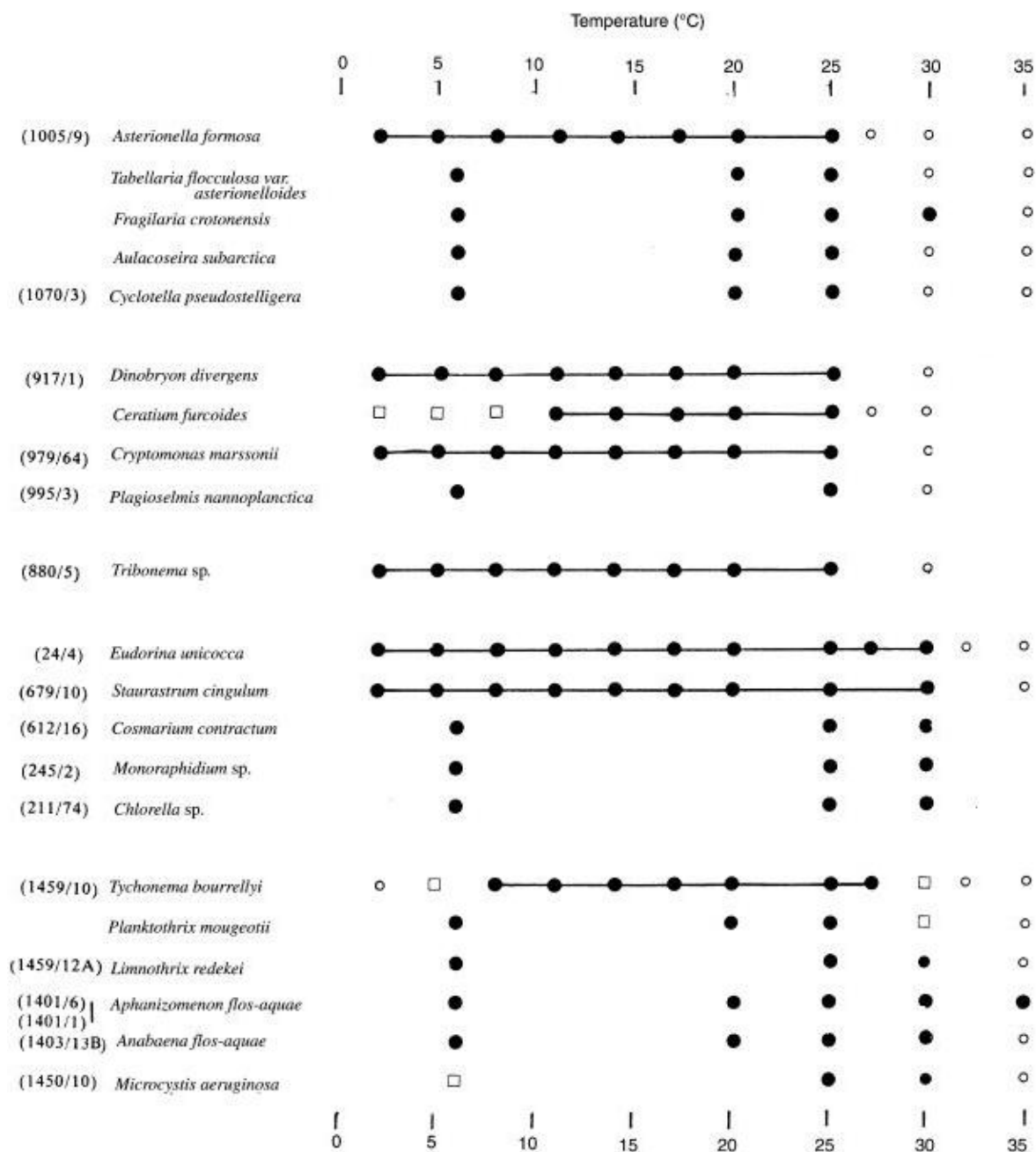
Standard deviations from three replicates are given in parentheses. Higher and lower temperature ranges were derived by separate, overlapping experiments that are shown on consecutive lines.
n.s., non-sustained growth.

A vizsgált algafajok növekedési rátája és az ehhez tartozó optimális hőmérséklet tekintetében jelentős eltérés volt tapasztalható a fajok között. Az *Asterionella formosa* kovaalgafaj maximális osztódási rátája elérte az 1,7 osztódás/nap értéket, míg a *Ceratium furcoides* faj maximális növekedése alig 0,3 osztódás/nap értékkel volt megfigyelhető. Szintén jelentősen különbözött az egyes algataxonok növekedési rátája az alacsony és magas hőmérsékleti értékeknél. Az *A. formosa*, *C. marssonii*, *D. divergens*, és az *Eudorina unicocca* v. *unicocca* 5 °C-on viszonylag gyors $\geq 0,4$ osztódás/nap értékkel osztódott, míg a többi vizsgált faj nem, vagy csak igen alacsony rátával osztódott.

A 21 vizsgált algataxon növekedési tartományát a 2-35 °C hőmérsékleti gradiens mentén az **1. ábra** szemlélteti.

A *Tichonema* (*Oscillatoria*) *bourrellyi* cianobaktérium, valamint a *Tribonema* sp. (Xanthophyceae), a *Staurastrum cingulum* (Desmidiaceae) és a *Ceratium furcoides* (Dinophyceae) algafajok 5 °C nem, vagy csak igen lassan osztódtak. Megállapítást nyert, hogy 25 °C-on mind a 21 algafaj képes osztódni. Másrészt a legtöbb kovaalga (Bacillariophyceae) faj és valamennyi ostorral rendelkező algataxon 30 °C vízhőmérsékleten alig, vagy nem képes osztódni. Ennél magasabb, 35 °C-os vízhőmérséklet az *Aphanizomenon flos-aquae* kivételével gátolja valamennyi vizsgált faj osztódását, mennyiségének a növekedését.

Kettő, az algaközösségben együttesen előforduló *Microcystis* faj hőmérséklet preferenciáját és in situ szaporodási rátáját összehasonlítva kimutatták (Imai és mtsai., 2008), hogy a *M. aeruginosa* volt a domináns faj egy kis tó fitoplanktonjában magasabb vízhőmérsékleti tartományban (24,7 – 33,9 °C között) míg a *M. wesenbergii* jellemzően alacsonyabb hőmérsékleti tartományban (19,6 – 28,6 °C) volt a meghatározó faj. In vitro körülmények között igazolták, hogy magasabb, 30 és 35 °C hőmérsékleten a *M. aeruginosa* szignifikánsan gyorsabban növekedett, mint a *M. wesenbergii*, alátámasztva a természetes körülmények között megfigyelt szukcessziójukat. Alacsonyabb, 20 és 25 °C-on mindkét faj szaporodási rátája nagy hasonlóságot mutatott.



1. ábra. A vizsgált algafajok növekedési tartománya a hőmérsékleti gradiens mentén (2-35°C) algatenyészetekben. Szimbólumok jelentése: ● – fenntartható növekedés; ○ – zero növekedés; □ – nem fenntartható növekedés.

Jöhnk és mtsai (2008) kapcsolt biológiai és fizikai modellezéssel szimulálták, hogy milyen környezeti tényezők vezetnek a nyári cianobaktérium virágzáshoz egy amszterdami rétegződő tóban. Kimutatták, hogy a magas hőmérséklet mellett a stabil rétegződés, és a gyenge légmozgás okozza a *Microcystis* virágzások periodikus megjelenését a nyári hónapokban. A stabil rétegződés és a vízhőmérséklet jelentős emelkedése a nyári hőhullámok idején kompetíciós előnyt biztosít a lebegőképesű és magas hőmérsékleten gyorsan osztódó cianobaktérium taxonok számára a kiüledő és lassú vagy gátolt szaporodású zöldalga és kovaalga fajokkal szemben.

Davis és mtsai (2009) laboratóriumi kísérletekkel igazolták, hogy a víz hőmérséklet jövőbeli, egyes klimatikus előrejelzéseknek megfelelően 4 °C fokkal történő nyári megemelkedése, a toxikus *Microcystis* törzsek szaporodási rátáját növeli jelentős mértékben a nem toxikus *Microcystis* törzsek szaporodási rátájával szemben. Másrészt a legnagyobb toxikus *Microcystis* szaporodási ráta a víz hőmérséklet és foszfor tartalom egyidejű növekedése esetén mutatható ki. Mindezek alapján arra lehet következtetni, hogy a jövőbeni eutrofizáció és az éghajlat felmelegedése additív módon főleg a mérgező, mint a nem mérgező *Microcystis*-populációk növekedését segítik elő, ezért magasabb mikrocisztin tartalmú vízvirágzásokat jelenthetnek az érintett vízi ökoszisztémákban.

Hasonló összefüggést találtak a *Planktothrix agardhii* által termelt mikrocisztin környezetbe jutott mennyisége és a víz hőmérséklet emelkedése között (Walls és mtsai, 2017). In vitro kísérletekkel igazolták, hogy a *P. agardhii* által termelt toxin mennyisége 20 és 25 °C víz hőmérséklet között a legnagyobb. Másrészt a megnövekedett toxin felszabadulás során jelentősen csökkent a cianobaktérium biomasszája ebben a hőmérsékleti tartományban. Igazolták, hogy a megnövekedett toxin felszabadulás a sejtek nagyobb foszfor tartalmával hozható összefüggésbe. 20 °C-nál magasabb hőmérsékleten a környezetbe jutott mikrocisztin mennyisége 36%-kal volt nagyobb, mint 20 °C-nál alacsonyabb hőmérsékleten. A *P. agardhii* vízvirágzást okozó biomassza szintet tud fenntartani széles, 3 - 27 °C közötti hőmérséklet tartományban, azonban az optimálisnak tekinthető 19 °C feletti hőmérsékleten szaporodási rátája jelentősen csökken.

Elliott (2012) a PROTECH modellezéssel vizsgálta a klímaváltozás és az eutrofizáció a fitoplankton szezonális összetétel és biomassza változására kifejtett hatását Anglia legnagyobb tavára vonatkozóan, feltételezve, hogy a hőmérséklet 0-4 °C között, míg a tápanyag mennyisége 0,5-2× növekedik. Megállapította, hogy a hőmérséklet és a tápanyagok mennyiségének az emelkedése nem befolyásolta jelentős mértékben a tavaszi kovaalga virágzások nagyságát, azonban a hőmérséklet minden egyes fokkal történő megemelése 2-3 nappal előrébb hozta a kovaalgavirágzások csúcsának időpontját. A modellezett domináns cianobaktérium fajok nyári és őszi biomasszájának a növekedése pozitív összefüggést mutatott a hőmérséklet és tápanyagmennyiség növekedésével, egyaránt alátámasztva, hogy e két környezeti tényező szinergikus módon befolyásolja az algabiomassza változását. A hőmérséklet emelkedése önmagában a vízvirágzások megjelenésének időpontját, míg a tápanyag mennyisége főleg a nagyságát befolyásolja, így módon a klímaváltozás hatása a tápanyagok bevitelének csökkentésével mérsékelhető.

Sipkai és mtsai. (2012) a Duna Gödi szakaszára vonatkozóan több mint két évtizedes (1979-2002) fitoplankton biomassza adatsor felhasználásával modellezték (DPGM modell), hogy a napi hőmérséklet változása a fényellátottság és a tápanyag ellátottság figyelembevételével hogyan befolyásolja az algabiomassza változását. Megállapították, hogy a Duna víz hőmérsékletének lineáris emelkedése csak abban az esetben eredményezi a fitoplankton biomassza éves szinten történő növekedését amennyiben egyidejűleg a tápanyagok mennyisége is emelkedik.

Lüring és mtsai (2013) in vitro körülmények között vizsgálták nyolc cianobaktérium és nyolc zöldalga taxon szaporodási rátáját 6 különböző víz hőmérsékleten: 20, 25, 27.5, 30, 32.5, 35 °C azért, hogy bizonyítsák annak a hipotézisnek a helyességét, hogy a cianobaktérium taxonok optimális szaporodásához magasabb hőmérsékletre van szükségük, mint a zöldalga fajoknak (5. táblázat). Eredményeik azonban nem igazolták ezt a hipotézist:

1. Mindkét csoport esetében az optimális növekedéshez szükséges átlagos hőmérséklet azonos értéket mutatott: 29,2 °C. Ez egybevágott a szakirodalmi adatokkal, mely szerint a cianobaktériumok esetében az átlagos optimális növekedéshez szükséges hőmérséklet 27,2 °C és a zöldalgákra vonatkozóan 26,3 °C.
2. A cianobaktérium fajok 20 °C-on mért átlagos szaporodási rátája (0,42 nap⁻¹) lényegesen kisebb volt, mint a zöldalga fajok szaporodási rátája (0,62 nap⁻¹).
3. A többi vizsgált hőmérsékleten nem tapasztaltak különbséget a két csoport szaporodási rátája között.
4. A cianobaktérium fajok átlagos szaporodási rátája (0,92 nap⁻¹) optimális hőmérsékleten hasonló értéket mutatott, mint a zöldalga fajok átlagos szaporodási rátája (0,96 nap⁻¹).
5. A szakirodalmi adatokkal összehasonlítva megállapítható, hogy a cianobaktériumok átlagos szaporodási rátája jóval alacsonyabb (0,65 nap⁻¹), mint a zöldalga fajok átlagos szaporodási rátája (0,93 nap⁻¹).
6. Következésképpen, a klímaváltozással kapcsolatban prognosztizált cianobaktérium virágzások intenzitásának növekedését elsősorban nem közvetlenül a hőmérséklet emelkedése fogja okozni, hanem a hőmérséklet emelkedése miatt bekövetkező tavi rétegződés stabilitásának növekedése és a cianobaktérium taxonok ellenálló képessége a kifalással és a kiüledéssel szemben, valamint hogy képesek szabályozni a vízoszlopbeli helyzetüket.

5. táblázat. Lüring és mtsai. (2013) összefoglaló táblázata cianobaktérium és zöldalga fajok átlagos növekedési rátáját bemutató hőmérsékleti gradiens mentén.

	Temperature (°C)					
	20.0	25.0	27.5	30	32.5	35.0
Cyanobacteria						
<i>Anabaena</i> sp. PCC7122	0.46 ± 0.10	0.93 ± 0.12	0.75 ± 0.01	ND	0.53 ± 0.03	0.58 ± 0.03
<i>Aphanizomenon gracile</i>	0.42 ± 0.02	0.58 ± 0.03	0.81 ± 0.01	0.75 ± 0.01	0.87 ± 0.02	0.85 ± 0.01
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> CIRF-01	0.40 ± 0.03	0.74 ± 0.04	0.81 ± 0.02	ND	0.79 ± 0.02	0.72 ± 0.03
<i>Microcystis aeruginosa</i> PCC7941	0.58 ± 0.01	0.67 ± 0.05	1.05 ± 0.01	ND	1.16 ± 0.00	1.01 ± 0.01
<i>Microcystis aeruginosa</i> CYA140	0.26 ± 0.03	0.77 ± 0.02	0.82 ± 0.01	0.94 ± 0.01	0.93 ± 0.02	0.70 ± 0.01
<i>Planktothrix agardhii</i> CYA116	0.50 ± 0.03	0.71 ± 0.04	0.82 ± 0.02	ND	0.70 ± 0.01	0.40 ± 0.03
<i>Planktothrix agardhii</i> CYA126	0.43 ± 0.00	0.60 ± 0.03	~~	0.58 ± 0.01	~~	~~
<i>Synechococcus elongatus</i> PCC6301	0.30 ± 0.01	0.67 ± 0.01	0.64 ± 0.02	0.72 ± 0.02	0.82 ± 0.01	0.91 ± 0.01
Chlorophytes						
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> CHL8	0.60 ± 0.02	0.65 ± 0.02	0.75 ± 0.02	0.69 ± 0.05	0.76 ± 0.01	0.19 ± 0.04
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> CHL13	1.16 ± 0.03	0.95 ± 0.01	1.38 ± 0.03	ND	1.20 ± 0.02	1.20 ± 0.06
<i>Desmodesmus bicellularis</i> CCAP276/14	0.60 ± 0.02	0.72 ± 0.01	0.98 ± 0.01	ND	1.06 ± 0.02	1.09 ± 0.02
<i>Desmodesmus quadricauda</i> UTEX614	0.33 ± 0.02	0.62 ± 0.02	0.75 ± 0.01	0.82 ± 0.03	0.85 ± 0.01	0.36 ± 0.02
<i>Monoraphidium minutum</i>	0.75 ± 0.02	0.69 ± 0.06	1.18 ± 0.01	ND	0.63 ± 0.08	-0.41 ± 0.01
<i>Scenedesmus acuminatus</i> UTEX415	0.58 ± 0.01	0.65 ± 0.04	0.86 ± 0.01	0.62 ± 0.00	0.74 ± 0.01	0.67 ± 0.00
<i>Scenedesmus maximus</i> SAG39.81	0.24 ± 0.01	0.40 ± 0.01	0.69 ± 0.03	ND	0.78 ± 0.05	0.86 ± 0.03
<i>Scenedesmus obliquus</i> SAG276/3a	0.70 ± 0.01	0.66 ± 0.01	0.75 ± 0.01	0.68 ± 0.01	0.70 ± 0.01	0.65 ± 0.01

A **6. táblázat** Ras és mtsai (2013) összegzését mutatja 15 algafaj optimális növekedéséhez tartozó hőmérsékleti optimumot, valamint a növekedéshez szükséges minimális és maximális hőmérsékleti értékeket.

6. táblázat. A hőmérséklet minimum, maximum és optimum értékei, valamint az optimális szaporodási ráták értékei különböző algafajok esetén Ras és mtsai. nyomán.

Species	Reference	T _{min}	T _{opt}	T _{max}	μ _{opt}
<i>A. formosa</i>	Butterwick et al. (2005)	-7.3	20.1	29.8	1.6
<i>Ceratium furca</i>	Baek et al. (2008)	8.4	24.4	32.1	0.6
<i>Ceratium furcoides</i>	Butterwick et al. (2005)	6.9	22.3	30	0.3
<i>Ceratium fusus</i>	Baek et al. (2008)	4.2	26.5	30.7	0.5
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Sorokin and Krauss (1962)	5.2	38.7	45.8	2.0*
<i>Cryptomonas marssonii</i>	Butterwick et al. (2005)	-2.4	15.9	30.3	0.8
<i>Dinobryon divergens</i>	Butterwick et al. (2005)	-5.8	17	28.4	0.7
<i>D. tertiolecta</i>	Eppley (1972); Ukeles (1961); Eppley and Sloan (1966); Bernard (1995)	5.0	32.6	38.9	3.9*
<i>Nannochloropsis oceanica</i>	Sandnes et al. (2005)	-0.2	26.7	33.3	1.8*
<i>P. tricornutum</i>	Kudo et al. (2000); Fawley (1984)	-27.7	22.5	25.2	1.8*
<i>Porphyridium cruentum</i>	Dermoun and Chaumont (1992)	5.8	19.1	30	1.3
<i>Scenedesmus</i> sp.	Xin et al. (2011)	-3.1	26.3	32.7	0.8
<i>S. costatum</i>	Butterwick et al. (2005)	8	24.5	33	1
<i>Tychonema bourrelyi</i>	Butterwick et al. (2005)	0.4	21.8	30	1

* Condition providing highest growth rate for this species Bernard and Rémond (2012)

Rasconi és mtsai. (2017) hosszútávú mezokozmosz kísérletek során tanulmányozták, hogy milyen hatása van a hőmérséklet 4 °C-kal történő emelésének és ± 4 °C fluktuációjának a fitoplankton közösségek diverzitására és növekedésére. Megállapítást nyert, hogy a hőmérséklet fluktuációja és növekedése egyaránt jelentős negatív hatást gyakorol a fitoplankton közösségek diverzitására és szaporodási rátájára, valamint a nagyobb méretű zöldalgataxonok növekedési rátáját jelentős mértékben lassítja. A hőmérséklet növekedésének és fluktuációjának hatására a kontrolhoz viszonyítva a lebegő algaközösségek összetételében néhány ezeket a változásokat jobban toleráló főleg kisebb térfogatú zöldalga és cianobaktérium taxon dominált.

A releváns szakirodalom áttekintésével Zohary és mtsai. (2021) rámutattak arra, hogy a vízhőmérséklet jelentős emelkedésével a fitoplankton taxonok sejt vagy sejttársulásainak mérete jelentősen csökken és a fitoplankton közösségek összetételében résztvevő fajok mérete is jelentősen csökken.

2.2.3. A laboratóriumi és mezokozmosz eredmények összegzése

A fajok hőtoleranciájára vonatkozó vizsgálati eredmények alapján az alábbi megállapítások tehetők:

- A Dunában előforduló fajok döntő részének hőmérsékleti optima 20-28 °C közötti tartományba esik.
- Az egyes csoportok hőtűrése eltérő.
- A kovaalgák hőmérsékleti optima 25°C alatti tartományba esik, szaporodásukat a 30°C fölötti hőmérséklet mellett le is áll.
- A zöld és kékalgák hőmérsékleti optima közel azonos 26 °C, illetve 27 °C; 30 °C-fok fölött azonban ezen csoportok esetén is leáll a szaporodásuk.
- A zöld és kékalgák esetén is vannak extrém hőtűréssel rendelkező fajok *Chlorella* sp., illetve *Microcystis* spp. melyek hőmérsékleti optima 35 °C-fokon, illetve annál magasabb hőmérsékleten van.
- A mezokozmosz kísérletek alapján megállapítható, hogy a hőmérséklet emelése a diverzitás csökkenését idézi elő.

- Ugyancsak megállapítható, hogy a hőmérséklet emelése bizonyos rendkívül kis méretű (<2µm) ún. pikoplanktonikus szervezeteknek kedvező lehet.
- A magasabb hőmérsékletet toleráló zöld és kékalgák közül a cianobaktériumok szaporodása lassabb, de képesek pozíciójukat megtartani a vízoszlopban és a kifalással szemben is védettebbek, ezért magasabb hőmérsékleten a zöldalgákat kiszoríthatják

2.2.4. Terepi megfigyelések eredményei

A hőerőművek hűtővíz kifolyói okozta hőterhelés vízi ökoszisztémákra kifejtett hatásával számos irodalom foglalkozik. Ezek között azonban jelentős eltérés van a befogadó tekintetében melyek eltérő méretű és eltérő klímazónába tartozó folyók, illetve tározók vagy tengerek.

Az irodalmi adatok igazolják, hogy a tengerek, illetve tengeröblök fitoplankton közösségei sem mutatnak azonos mintázatokat és válaszokat a hőterhelésre. Míg Bin (2013) erőművi kifolyó vizsgálatán során növekvő algabiomasszáról és a kovaalgák dominanciájának növekedéséről számolt be, addig Hu és mtsai. (2023) valamint Pitchaikani és mtsai (2010) a biomassa és a fotoszintetikus aktivitás csökkenéséről számoltak be. Olyan eredmények is publikálásra kerültek más erőművek kifolyójának vizsgálatok, amelyek a kovaalgák visszaszorulását és a páncélos ostorosok dominanciájának növekedését igazolták (Tao és mtsai. 2011).

A folyók fitoplanktonjának hőterhelés-érzékenysége kapcsán még jelentősebb különbségekről számoltak be. A különbségeket a folyók méretéből, esetleges duzzasztás mértékétől és a szerves- és tápanyag terhelésekben megmutatkozó eltérések okozzák. Kisméretű vízfolyások esetén a hőmérséklet akár 5-11 °C fokkal is emelkedhet, ami már az egyéb kémiai paraméterek et is megváltoztatja és a fitoplankton összetételét és mennyiségét is teljesen átformálja (Xu és mtsai 2021, Wilde és mtsai. 1977). Indiai kutatók a Tigris hőterhelése során jelentős diverzitás csökkenést tapasztaltak, de itt az egyéb terhelések is módosítják az eredményeket (Nashaat és mtsai. 2019). Srivastava és mtsai. (1993) ugyancsak hasonló diverzitás és biomassa csökkenésről számoltak be egy kisebb indiai folyó esetén is.

2.2.5. Összefoglalás

A laboratóriumi vizsgálatok eredményei alapján egyértelműen megállapítható, hogy a 32°C víz hőmérséklet egy olyan érték, amely mellett a planktonikus algák túlnyomó többségének szaporodása jelentős mértékben visszaesik, illetve gátolt. Különösen igaz ez a folyók, így a Duna fitoplanktonjának domináns csoportját alkotó kovaalgákra. A vizsgálatok azt is igazolták, hogy vannak fajok, amelyek hőmérsékleti optimuma akár a 32°C-ot is meghaladja (*Chlorella* spp., *Microcystis* spp.) így a melegebb vizekben is folyhat elsődleges termelés és biogén oxigéntermelés, de ezeknek a fajoknak a dominanciája nem kívánatos irányba alakítaná a mikroszkopikus közösségek összetételét és működését.

Amennyiben a folyó teljes víztömege hosszú időt tekintve elérné a 32°C-ot vagy azt meghaladó hőmérsékletet, és ez az állapot tartósan fenn is állna az alvízi szakaszon, annak már érzékelhetően negatív hatása lenne a mikroszkopikus közösségek életére, és így a teljes ökoszisztémára.

Azon vizsgálatok, amelyek konkrétan erőművi kifolyók okozta hőterhelés hatásának vizsgálatára irányultak, a befogadó vizek típusától, méretétől és egyéb terheléseknek való kitettségétől függően eltérő eredményekről számoltak be. Ezen vizsgálatok általánosan írták le a fitoplankton összetételében és mennyiségében bekövetkező változásokat. Olyan vizsgálatok nem folytak, hogy egy konkrét értéket meghaladó víz hőmérséklet milyen hatással van a fitoplanktonra.

Az irodalmi adatok áttekintése alapján megállapítható, hogy amennyiben a 32 °C víz hőmérséklet nem tartósan áll fenn az alvízi szakaszon, akkor jelentős negatív trendekkel a fitoplankton esetén nem kell számolni.

2.3. Bentikus kovaalgák

2.3.1. Bevezetés

Felszíni vizeinkben a mikroszkopikus élőlények számára bármilyen szilárd felület lehet aljzat. Az ezen képződött biofilmben pedig a mikroorganizmusok sejtszáma meghaladhatja a 10^9 értéket cm^2 -enként (Arlinghaus et al., 2021). A fotoautotróf eukarióta algáknak és cianobaktériumoknak (együttesen fitobentosz) kiemelt szerepük van a biofilm létrehozásában, valamint az extracelluláris polimerháló (EPS) képzésével aktívan részt vesznek annak stabilitásában és fenntartásában is (Hoagland et al., 1993; Goto et al., 2001; Arlinghaus et al., 2021), de számos egyéb, az ökoszisztéma számára létfontosságú funkcióval is bírnak (Law 2011).

A felszíni vizekben a mikrofitobentosz közössége taxonómiaiag nagyon diverz, döntően prokarióta cianobaktériumok és eukarióta kovaalgák, zöldalgák, euglenoidok, páncélos ostoros algák alkotják (Id. Prella et al., 2019). Egy adott vízfolyáson a vízgyűjtőterület fajkészlete határozza meg, milyen taxonómiai összetételű közösség alakulhat ki. Számos tanulmány ugyanakkor azt hangsúlyozza, hogy a közösségben általában a bentikus kovaalgák (a bilaterális szimmetriájú "Pennales" taxonok) dominálnak (Ács et al., 2000; Lukács et al., 2018; 2021), így a gyakorlatban a fitobentosz leírására általában a kovaalga közösségeket használjuk, különösen az ökológiai állapotbecslés vonatkozásában. Ezen szervezetek kulcsszerepet töltenek be az édesvízi ökoszisztémák elsődleges termelésében, az üledékstabilizációban, a tápanyagkörforgásban, összességében tehát az oxigéntermelésben és anyagforgalomban, valamint az ökológiai állapot indikációjában (Prella et al., 2019; B-Béres et al., 2023). A Duna fitobentosz közösségeit hosszú ideje stabilnak, jól karakterizálhatónak és környezeti változásokra érzékenyen reagálónak tartjuk, ugyanakkor a klímaváltozás és az antropogén hőterhelések (különösen a hűtővíz-visszavezetés) egyre fontosabb tényezőként jelennek meg (Trábert et al., 2020). Ennek következtében szükségessé vált annak értékelése, hogy a jellegzetes dunai bentikus kovaalga-taxonok milyen hőstressz-tűrőképességgel rendelkeznek, különösen olyan hőmérsékleti küszöbértékek megközelítésekor, mint a 32 °C, amely a jelenlegi természetes hőmérsékleti tartomány fölött van, de bizonyos térben és időben korlátozott folyószakaszokon – például lokális hűtővíz-hatás alatt – elérhető lehet. A továbbiakban ezért bár nem kizárólag, de döntően a hőmérséklet emelkedés kovaalgákra gyakorolt hatását mutatjuk be. A feladathoz rendelkezésre álló szakirodalom több fontos adattípust biztosít, melyek integrálhatóak egy olyan ökológiai következtetésrendszerbe, amely lehetővé teszi a 32 °C-os küszöbhőmérséklet fitobentoszra gyakorolt hatásának becslését, különös tekintettel a Dunára jellemző taxonokra.

2.3.2. Hőmérséklet hatása az anyagcsere folyamatokra és a sejtek tűrőképességére

A sejtekben zajló anyagcsere folyamatok egy viszonylag szűk hőmérsékleti tartományban mennek csak végbe. Ez alapvetően annak köszönhető, hogy ezek a folyamatok enzimek katalizáltak, az enzimek pedig magasabb hőmérsékleten hődenaturálódnak és elvesztik katalitikus aktivitásukat (Pethő, 1996).

2.3.2.1. A vegetatív sejtek hőtürése: a 30–40 °C-os tartomány jelentősége

A legátfogóbb vizsgálatot Souffreau et al. (2010) végezték, 34 bentikus kovaalgafaj hő- és kiszáradási tűrését tesztelve. A tanulmány eredményei szerint a vegetatív sejtek érzékenyek a hőstresszre, különösen hirtelen hőmérséklet-emelkedés esetén. A fokozatos felfűtés enyhíti a mortalitást, de 40 °C

közelében még így is jelentős pusztulás figyelhető meg. A túlélés fajonként erősen eltérő, de a többség 30–35 °C között még működőképes, míg 40 °C-on a túlélési arány már minimális. Ez alapján ökológiai mérlegelésként megállapítható, hogy a 32 °C a bentikus kovaalgák többségének még nem letális, de szupraoptimális tartomány, ahol a sejtek stresszválasza (energetikai átrendeződés, membránkárosodás, fotoinhibíció) már érdemben megjelenik. Ez különösen fontos a Dunára jellemző "Pennales" fajoknál, amelyek általános optimuma 20–28 °C között található.

2.3.2.2. Fotoszintézis és légzés hőmérsékletfüggése

A fotoszintetikus hatékonyság kulcsfaktora a fénymennyiség és -összetétel, azonban a hőmérséklet és annak változása is jelentős mértékben befolyásolja azt. A fotoszintetikus aktivitás, annak ellenére, hogy bizonyos lépéseit a hőmérséklet változásainak kevésbé kitett enzimek katalizálják (Raven & Geider, 1988; Falkowski & Raven, 1997), adott, fajra jellemző tartományban a hőmérséklet emelkedésével egyenes arányban nő (Lengyel et al., 2015; Prella et al., 2019). Míg egyes tanulmányok szerint (Lengyel et al., 2015; Prella et al., 2019) a bentikus kovaalgák esetében a fotoszintetikus hatékonyság hőmérsékleti optimuma 15–30 °C között van, addig más fajokat vizsgálva 10–20 °C közé esik (Salleh & McMinn, 2011). Prella et al. (2022) részletes fiziológiai mérései szerint a bentikus diatómák széles hőmérsékleti sávban (1,5–25 °C) mutatnak magas fotoszintetikus hatékonyságot, a fotoszintézis hőoptimuma tipikusan 20–25 °C. Ezen értékek felett a fotoszintézis hatékonysága drasztikusan csökken, erőteljes hőmérséklet-indukált fotoinhibíció következik be.

Ezzel szemben a légzés hőoptimuma magasabb, akár 30–35 °C is lehet (Prella et al., 2019; 2022). Ebből következik, hogy 32 °C-on a légzés már domináns lehet a fotoszintézissel szemben, ami nettó primerprodukción csökkenéshez, hosszabb távon biomasszavesztéshez vezethet. Ez a mechanizmus meghatározó a fitobentosz közösség szerkezeti átalakulásában, különösen stabil melegedési hatások esetén. Ezek az eredmények azt sugallják, hogy a hőmérséklet emelkedésével a vizek bentikus kovaalgaközösségében jelentős faji szintű átalakulások is végbe mehetnek, a magasabb hőmérsékleti optimummal bíró taxonok dominánssá válhatnak. Emellett a hőmérséklet emelkedése, bizonyos érték felett, a felszíni vizek oxigén-tartalmának csökkenéséhez is vezethet, amit nemcsak a légköri oxigén magasabb hőmérsékleten való csökkent fizikai oldhatósága eredményez. Ez pedig hosszabb távon hozzájárulhat a vizekben a pH megváltozásához, a termelő/lebontó folyamatok egyensúlyának felborulásához, végül pedig a teljes ökoszisztémát érintő közösségszerkezeti átalakulásokhoz.

2.3.2.3. Növekedési ráták hőoptimuma, sejtméret változások

Kísérletes adatok alapján (Beliveau & Hickman, 1982; Le et al., 2023) több, folyókra jellemző faj (pl. *Cyclotella*, *Melosira*, *Ulnaria*, *Navicula*, *Nitzschia*) hőmérsékleti növekedési optimuma 17–28 °C között van. 30 °C fölött a növekedés lassul, 35 °C-nál pedig szinte minden vizsgált faj esetében drasztikus visszaesés figyelhető meg. Ennek alapján a Dunára nézve a fitobentosz alapvető termelési folyamatai 32 °C-on már a romló fiziológiai teljesítmény tartományába esnek, de ez a tartomány még nem okoz azonnali közösségi összeomlást.

Egyed és közösségszintű sejtméret változások

Ugyan általánosan elfogadott paradigma, hogy a hőmérséklet emelkedésével csökken az egyedek testmérete/sejtmérete (ektoterm fajok: Atkinson, 1994, 1995; Daufresne et al., 2009), kovaalga taxonok esetében az eredmények igen ellentmondásosak. Míg egyes laboratóriumi vizsgálatok planktonikus egysejtű és fonalas kovaalga fajok esetében igazolták az említett hőmérséklet-sejtméret összefüggést (7–20 °C tartományban: Jorgensen, 1968; 13–23 °C tartományban: Olson et al., 1986; 9–25 °C tartományban: Montagnes & Franklin, 2001), addig más tanulmányokban cáfolták azt (pl. pozitív kapcsolat – 10 és 18 °C tartományban: Thompson et al., 2002; nincs összefüggés – 0–22 °C

tartományban: Yoder, 1979; 5-20 °C tartományban: Verity, 1981). Bentikus kovaalga fajok esetében az eredmények még kevésbé meggyőzőek; bár meg kell jegyezni, hogy viszonylag kevés a témával foglalkozó kutatás, az is döntően terepi megfigyeléseken alapul. Ennek háttérében a fitoplankton-fitobentosz eltérő mintafeldolgozási és értékelési módszertana áll. Bevonatminták esetében nem rutinszerű a sejtméret (térfogat) vizsgálata, roncsolt, feltárt mintákról lévén szó, nem is megvalósítható, csak becsülhető (EN 13396: 2014; EN 14407:2014). Egy átfogó tanulmányban, melyben összesen 31 bentikus kovaalga faj sejtméretváltozásának hőmérséklet függését (5-25 °C) vizsgálták, nem lehetett kimutatni a negatív korrelációt (Adams et al., 2013). Ugyanebben a tanulmányban közösségszinten sem tudták igazolni a hőmérséklet sejtméretre gyakorolt hatását. Ezzel szemben Svensson és munkatársai (2014) negatív lineáris összefüggést mutattak ki a bentikus kovaalga sejtek mérete és a hőmérséklet között (2-26 °C tartomány; 2,2% méretcsökkenés/°C) közösségszinten, tehát a magasabb hőmérséklethez tartozó közösség kisebb sejtméretű fajokból állt. Ugyanakkor arra is felhívták a figyelmet, hogy a hőmérséklet sejtméretre gyakorolt hatását más tényezők, úgy, mint a szalinitás és a szezonális is befolyásolhatják. Télen, magas tápanyag-tartalom mellett a hőmérséklet 0-8,5 °C-os emelkedése közösségi szinten sejttérfogat-növekedést eredményezett (5,2% méretnövekedés/°C), valamint megnőtt a motilis taxonok aránya is a bevonatban. Ezzel szemben nyáron, alacsonyabb szalinitás mellett a fenti hőmérsékletváltozás a sejtek méretének csökkenését eredményezte.

Faji szintű felület-térfogat változások

A már említett módszertani sajátosságok miatt bentikus kovaalgák esetében ritkán vizsgálják, hogyan befolyásolják az egyes környezeti paraméterek a felület-térfogat arányt (SA/V). A hőmérsékletváltozás, többek között az anyagcsere-folyamatokra és fotoszintetikus hatékonyságra gyakorolt hatása miatt, egyedi és közösség szinten is befolyásolhatja a kovaalgák SA/V arányát. Ha figyelembe vesszük a fenti paradigmát (magas hőmérsékleten kis méret - Atkinson, 1994, 1995; Daufresne et al., 2009), akkor ez SA/V arányra vonatkoztatva azt jelentené, hogy a hőmérséklet növekedésével a felület-térfogat arány növekedése várható. Ezzel szemben Yun és munkatársai (2009) öt, eltérő SA/V arányú, bentikus kovaalga taxont vizsgálva azt tapasztalta, hogy a hőmérséklet növekedésével (10-35 °C) a kis SA/V arányú, azaz nagyméretű taxonok fotoszintetikus aktivitása, illetve fotoszintetikus hatékonysága nőtt meg. Ahhoz, hogy az eredmények ökológiai relevanciáját megfelelően lehessen értelmezni, két dolgot kell kiemelni és tisztázni: (1) Rövid távú (24 h) kísérletre vonatkoznak a fenti eredmények. A nagyméretű taxonok (kis SA/V) színtestjeinek térfogata többszöröse a kisméretű taxonokénak. Még ha maximális növekedési ráta is jellemezte volna a tenyészeteket (erre vonatkozóan nincs adat), egy nap alatt akkor sem lett volna várható, hogy a kisméretű taxonok olyan mértékben „túlnőjék” a nagyokat, hogy az a fotoszintetikus aktivitásban is megmutatkozzon. (2) A vizsgált kovaalga taxonok egy kivételtől eltekintve (2. legnagyobb SA/V arányú faj) mind motilis fajok voltak. Ezek a taxonok képesek aktívan megválasztani a helyüket a bevonatban (Passy, 2007), emellett képesek mixotróf módon táplálkozni, azaz kisebb szerves anyagokat is fel tudnak venni kedvezőtlen (fény-, tápanyag-limitált) körülmények között (Passy, 2007). Továbbá a kisméretű, mozgékony egyedek fény-, és/vagy hőstressz esetén az üledék felszínéről annak felső rétegébe, a szemcsék közé vándorolnak (ld. bővebben McKew et al., 2011).

2.3.2.4. Tápanyagfelvétel

Az algák nitrogén-, és foszforfelvétele, kovaalgák esetében kiegészülve a vízdoldható (reaktív) szilikátok felvételével, illetve az azt szabályozó tényezők vizsgálata régóta a tudományos érdeklődés középpontjában áll (e.g. Tilman 1977, 1981; Tilman et al., 1981; van Donk & Kilham, 1990; etc.). A kutatások arra világítottak rá, hogy az optimális hőmérsékleti tartománynál alacsonyabb (szuboptimális), vagy magasabb (szupraoptimális) hőmérsékleten megnő a kovaalga sejtek tápanyag-

igénye (Rhee & Gotham, 1981; Tilman et al., 1981). Planktonikus kovaalgák foszfátfelvételét vizsgálva a hatékonyság 5-20 °C között fajtól függően nem változott (e.g. *Asterionella formosa*), vagy emelkedett (*Stephanodiscus hantzschii*). Ezzel szemben a szilikát-igény megnőtt, kivéve a *S. hantzschii* esetében, ahol nem változott (van Donk & Kilham, 1990). A kovaalgák nitrogén-felvételének hőmérséklet-függését vizsgálva számos egymásnak látszólag ellentmondó irodalmi adatot lehet találni (ld. bővebben Lomas & Glibert, 1999). Ezek az eredmények arra utalnak, hogy nem lehet egységes következtetéseket levonni a hőmérséklet változásának tápanyag-felvételre gyakorolt hatását illetően. Az nemcsak faji szinten, hanem tápanyag-típusonként is eltérő. Ezek alapján feltételezhető, hogy a hőmérsékletváltozásnak kitett közösségen belül fokozódhat a tápanyagért zajló interspecifikus versengés, ami hosszú távon szerkezeti átalakulásokat indukálhat.

2.3.3. Közösségi szintű válaszreakciók a melegedésre

2.3.3.1. Termálgradiens menti mintázatok

Negus et al. (2020) egy természetes melegvizű gradiensben (26–62 °C) vizsgálta a bentikus élőlényközösségeket. A megfigyelések szerint 40–42 °C körül markáns diverzitástörés tapasztalható. Addig a pontig a közösség fokozatosan „melegedés-tűrőbb” fajok felé tolódik el, és a perifiton összetétele hőmérsékleti optimumok szerinti rendeződést mutat. Ez arra utal, hogy a 32 °C-os tartomány messze a diverzitás-összeomlási küszöb alatt van, ugyanakkor a melegkedvelő, eutróf, magasabb szaprobitás-tartományt is eltűrő fajok szelektálódását már egyértelműen elősegíti. Egy, a termálforrások kovaalga közösségein végzett kutatásban 18,5 és 42,4 °C-os hőmérsékleti gradiens mentén vizsgálták a diverzitást, mely a 25 °C alatti hőmérsékletű helyeken szignifikánsan magasabb volt (Delgado et al., 2020).

2.3.3.2. Melegvizű (26–32 °C) mesterséges élőhelyek bentikus közössége

A Figueroa-Torres (2001) által vizsgált halnevelő telepen a vízhőmérséklet 26–32 °C között mozgott. A bentikus közösségben nagy arányban fordultak elő motilis, kisméretű „Pennales” fajok, köztük több olyan taxon, amely a Dunában is domináns tud lenni stresszterhelt szakaszokon (*Nitzschia palea*, *N. inconspicua*, *Gomphonema parvulum*, *Eolimna minima*), illetve olyan fajok, amelyek kifejezetten meleg- és terheléstűrők. Ez a tanulmány különösen fontos, mert pontosan a 32 °C tartományban szolgáltat valós közösségi adatot: a fitobentosz nem omlik össze, de karaktere egyértelműen eltolódik egy opportunistá, gyorsan változó összetételű, eutrófikus körülményeket kedvelő irányba.

2.3.3.3. Extrém termálkörnyezetek (30–70 °C)

Noha a Fazlutdinova et al. (2020) által vizsgált közösségek extrém, 30–71 °C-os termálforrásokra jellemzőek, több olyan taxon – például *Planothidium*, *Encyonema*, *Gomphonema*, *Navicula*, *Nitzschia* fajok – előfordul ezen hőtartományban, amelyek a Dunában is gyakoriak. Ezek valószínűleg ökotípusok, jelenlétük azonban igazolja, hogy az adott faj képes lehet elviselni akár extrém magas hőmérsékletet is (Owen et al., 2008; Quintela et al., 2013; Delgado et al., 2020). Ez arra utal, hogy a fajcsoporton belül jelentős ökotípus-diverzitás létezik, a dunai populációk viszont várhatóan a szélesebb tűrésképességű fajok mérsékelt ökotípusait képviselik. Az extrém termáladatok ezért a felső tűréshatárt inkább kijelölik, mintsem prognosztizálják a dunai válaszokat.

2.3.3.4. Hőmérséklet emelkedés közösségszerkezetre gyakorolt hatása

Míg a hőmérséklet bentikus algaközösségekre gyakorolt hatását az 1980-2000-es években elsősorban lokális, illetve ökoregionális és paleoökológiai szempontból vizsgálták (ld. pl. Patrick, 1971; Smol, 1988; Anderson, 2000; Potapova & Charles, 2007), az elmúlt években a globális klímaváltozás várható hatásai kerültek fókuszba (pl. Pound et al., 2021; Tornés et al., 2022). Függetlenül attól, hogy

mi is áll a vizsgálatok középpontjában, a tanulmányok kiemelik, hogy a hőmérséklet bár önmagában is jelentős populáció-szervező hatással bír, nem független más környezeti faktoroktól, hatásai azokon keresztül érvényesülnek (pH, tápanyagok, DOC – ld. bővebben Anderson, 2000). Erre hívta fel a figyelmet az a tanulmány is, melyben egy atomerőmű melegvízkifolyójának bentikus kovaalga közösségre gyakorolt hatását vizsgálták az Ibériai-félszigeten (Quevedo et al., 2018). Bár az átlagos hőterhelés nem haladta meg a 3 °C-ot, jelentős közösségszerkezeti eltérést tapasztaltak a kontroll (felvíz) és a melegvizes pontok között (csökkenés: *Amphora pediculus*, *Navicula capitatoradiata*, *Nitzschia inconspicua*, *Rhoicosphenia abbreviata*; növekedés: *A. copulata*, *Cocconeis placentula* spp., *Nitzschia. palea*). Emellett a melegvízbevezetés alatti területen némileg emelkedett a fajdiverzitás is. Ezek az eredmények egybecsengenek az egyes klímaszcenáriókon alapuló előrejelzésekkel, melyek szerint a bevonatban szignifikánsan emelkedni fog a melegtűrő fajok száma, míg a hidegtűrőké csökken, és a fajdiverzitás emelkedése mellett a béta-diverzitás csökkenése várható (Pound et al., 2021; Tornés et al., 2022). Egyes kutatások a kolonialis taxonok egyedszámnövekedését is megfigyelték a hőmérséklet emelkedésével (Svensson et al. 2014).

2.3.4. A jellemző dunai fitobentosz taxonok hőstressz-válaszai

A témában rendelkezésre álló szakirodalom közvetlen fajsztípus adatokat elsősorban modellfajokra szolgáltat, azonban ezek fiziológiai mintázatai jól átvihetők a Dunában gyakori taxonok ökológiai viselkedésére. A következőkben a mai Duna középső és alsó szakaszára legjellemzőbb fajcsoportok várható reakcióit foglaljuk össze.

2.3.4.1. *Achnanthydium* csoport

Az *Achnanthydium minutissimum* és rokon fajok rendkívül széles ökológiai toleranciával bírnak. A szakirodalom alapján széles hőmérsékleti sávban aktívak (≈10–30 °C), de érzékenyek a 35 °C feletti tartós hőhatásra. A 32 °C-os tartományban várhatóan még fennmaradnak, de csökkenő növekedési rátával. Figueroa-Torres (2001) adatai szerint hasonló kistestű achnanthydiumoid formák 32 °C-on is domináns perifiton-elemek lehetnek.

2.3.4.2. *Gomphonema* csoport

A *G. parvulum* és rokon fajok jól dokumentáltan toleránsak szerves terhelésre és melegedésre. A rendelkezésre álló források alapján 32 °C-on aktivitásuk fennmarad, sőt, számos melegvizes élőhelyen dominánssá válnak. A közösségi szerkezetben a melegedés előrehaladtával részarányuk nőhet (Figueroa-Torres, 2001; Delgado et al., 2020).

2.3.4.3. *Nitzschia* csoport

A *Nitzschia palea*, *N. inconspicua*, *N. frustulum* tipikus stressztűrő fajok. Kísérletes adatok szerint a *N. frustulum* 27–28 °C-on mutatja optimumát, de 35 °C-on is képes fennmaradni, bizonyos ökotípusai 40°C közelében is mérsékelt aktivitást mutatnak (Lengyel et al., 2015). Figueroa-Torres (2001), valamint Quintela et al. (2013) alapján 32 °C-on több *Nitzschia* faj részben dominánssá válik. Összességében ezek a fajok a 32 °C-os tartomány nyertesei lehetnek.

2.3.4.4. *Navicula* csoport

A *Navicula* fajok heterogén csoportot alkotnak, de általában a fotoszintézis optimumuk 20 – 25 °C, és a növekedésük 30 °C felett lelassul (Beliveau & Hickman, 1982; Prella et al., 2022). 32 °C-on még fennmaradásuk várható, de versenyhátrányba kerülhetnek a stressztűrőbb fajokkal szemben.

2.3.4.5. *Planothidium*, *Encyonema* és kisebb “Pennaes” csoportok

Prelle et al. (2022) állóvízi izolátumai – köztük *Planothidium* sp. – meglepően széles hőtüréssel rendelkeztek (1,5–25 °C maximális aktivitás). A 32 °C-os tartomány a fiziológiai optimumon kívül esik, de rövid távon valószínűleg túlélhető, középtávon azonban biomassza-csökkenéssel járhat. Ezek alapján a Duna fitobentosz közösségében a *Planothidium*-arány csökkenése várható hőterhelés hatására.

2.3.5. Következtetések: A 32 °C-os hőmérsékleti küszöb ökológiai értékelése

A hőmérséklet emelkedése közvetlen, vagy közvetett módon egyed-, faj- és közösség-szinten is jelentős hatással van a bentikus kovaalgákra. A rendelkezésre álló nemzetközi szakirodalom és kísérletes eredmények (autoökológiai és termálvizes adatok) integrált értelmezése alapján, a 32 °C-os határ a bentikus kovaalgák számára nem letális küszöb, hanem egy fiziológiai stressz-zóna.

Az irodalmi adatok alapján néhány fontos hatás és következmény előrevetíthető.

1) Jellemző dunai taxonok hőtürése vonatkozásában:

- Számos tipikus dunai faj (*Achnanthes*, *Nitzschia*, *Gomphonema*, *Eolimna* stb.) labor- és termálvizes adatok alapján képes 30–35 °C-ig, helyenként 40 °C közeli hőmérsékletig is működni, de ez általában már nem optimum, hanem hőstressz.
- A 20–28 °C-os tartomány a növekedési és fotoszintetikus optimum többségüknel; e fölött romlik a teljesítményük, és csak a leginkább melegtűrő ökotípusok maradnak versenyképesek.

2) A 32 °C-os hőmérsékleti határ nem jelenti a fitobentosz közösség azonnali összeomlását, de a következő hatásokkal kell számolni:

- Fiziológiai hatások: A sejtek többsége túléli a 32 °C-os hőmérsékletet, különösen rövid távon (Souffreau et al., 2010). Ugyanakkor ez a tartomány egyértelműen supraoptimális, ahol a fotoszintetikus hatékonyság visszaesik, a légzés felerősödik (a nettó primerprodukción csökkenhet), a növekedési ráta csökken, és a sejtszintű stresszválasz (pl. membránkárosodás, fehérje-degradáció) fokozódik (Prelle et al., 2022; Le et al., 2023).
- Közösségi szerkezeti átrendeződés: Tartós 32 °C-os hatás esetén a fitobentosz közösség szerkezeti átrendeződése valószínű. Ez a meleg- és terheléstűrő, kisméretű, motilis fajok (pl. *Nitzschia*, *Gomphonema*, *Eolimna*) előretörésében és az érzékenyebb, lassan növekvő taxonok (pl. egyes *Navicula*, *Encyonema* fajok) arányának csökkenésében nyilvánul meg (Figueroa-Torres, 2001).
- Diverzitás változás: A diverzitás markáns csökkenése nem 32 °C-on, hanem jóval fölötté, 40 °C környékén várható (Negus et al., 2020). A 32 °C-os határ egyértelműen supraoptimális zóna a mai dunai közösség nagy része számára, ahol a fotoszintézis visszaesik, a légzés felerősödik, és a tápanyagigények is megváltoznak, szelektálódnak a meleg- és terheléstűrő, kistestű, motilis, eutróf taxonok, hosszabb távon fajkészlet- és közösségszerkezet-váltás várható.
- Funkcionális következmények: A fitobentosz ökológiai funkciói (primerprodukción, üledékstabilizáción) 32 °C-on már csökkenhetnek, de nem szűnnek meg. A motilis formák dominanciája miatt az üledék stabilizációja gyengülhet.

2.3.6. Összefoglalás

Összességében megállapítható, hogy a 32 °C hőmérsékleti határ a jelenlegi dunai fitobentosz közösség számára nem okoz közvetlen ökoszisztéma-összeomlást, de egyértelműen a hőstressz tartományába esik. Ez egy fiziológiai stressz-szintű terhelés, amely nagy valószínűséggel a fitobentosz közösség tartós szerkezeti módosulását indítja el és megváltozott ökoszisztéma funkciókhoz vezethet. Növeli a hősokk és a kísérő terhelések (pl. toxikus anyagok, oxigénhiány, pH-változás) szinergista hatásának kockázatát, és felgyorsíthatja a meleg- és terheléstűrő, potenciálisan invazív elemek térnyerését, miközben a dunai natív fajok aránya csökkenhet (Smol & Stoermer, 2010; Quevedo et al., 2018).

2.4. Zooplankton

2.4.1. Bevezetés

A zooplankton a vízben lebegő/sodródó, mikroszkopikus méretű állati szervezetek összessége. Közösségeik központi szerepet töltenek be a legtöbb természetes vízi ökoszisztémában, mivel anyag- és energiaforgalmi hidat képeznek az elsődleges termelő szervezetek (algák) és a magasabb trofikus szintek (pl. halak) között. A zooplankton az algák elfogyasztása/kiszűrése révén alapvetően szabályozza a vízminőséget, az algabiomasszát, a tápanyag-körforgást, emellett a plankton fogyasztó halak alapvető táplálék bázisát képezi. Ennek megfelelően a zooplankton megváltozott hőmérsékleti viszonyokra adott esetleges kedvezőtlen válasza teljes ökoszisztéma-szintű, negatív következményekkel is járhatnak.

A vízhőmérséklet a zooplankton közösségek szerkezetének és összetételének legfontosabb abiotikus szabályozói közé tartozik, mivel az anyagcsere, a fejlődési ütem, a testméret, a szaporodás és a túlélés mind erősen függenek ettől a környezeti tényezőtől (Brown és mtsai., 2004; Moore és Folt, 1993). Napjaink egyik aktuális problémája, hogy a klímaváltozás következtében mérsékelt övi vizekben az átlaghőmérséklet emelkedése és a nyári hőhullámok gyakoribbá válása tapasztalható, ami a zooplankton számára a toleranciahatárokhoz közelítő (vagy azt átlépő) állapotokat idézhet elő. A globális klímaváltozás negatív hatásait lokálisan tovább erősíthetik olyan tényezők, mint az erőművi hűtővíz-kibocsátások, amelyek a befogadó folyókban/csatornáknak (illetve állóvizekben is) térben heterogén, időben változó intenzitású további felmelegedést okozhatnak. Korábbi vizsgálatok szerint egyes atomerőművek közelében több °C-os vízhőmérséklet emelkedés tapasztalható a befogadó vizekben, a biológiai hatások pedig jellemzően az élőlény-közösségek szerkezetének és dominancia viszonyainak átalakulásában mutatkoznak meg (Guimarães és mtsai., 2023).

Jelen tanulmány célja annak értékelése szakirodalmi feldolgozás alapján, hogy:

- a 30-ról 32 °C-ra való melegedés kritikusnak tekinthető-e a mérsékelt övi zooplankton számára;
- +2 °C-os melegedés milyen mechanizmusokon keresztül hathat a zooplanktonra;
- valamint, hogy az erőművek kibocsátási környezetében jellemző melegvizű zónákban milyen hatásokat tapasztaltak korábbi vizsgálatok során a zooplankton tekintetében.

2.4.2. A zooplankton hőtoleranciája

A zooplankton akut hőtüréseinek felső határát általában az ún. *kritikus hőmérsékleti maximum* (az angol terminológia szerint rövidítve: „CTMax”) értékkel jellemzik, ami azt a hőmérsékletet jelöli, ahol az állat elveszíti mozgás-koordinációját és fiziológiai összeomlás következhet be. A hazánkban is gyakori fajnak számító nagy vízbolha (*Daphnia magna*) esetében például a CTMax tipikusan 30 °C körüli érték. Ugyanakkor a CTMax nem azonos a populációk hosszabb távú fennmaradását meghatározó krónikus felső tolerancia szinttel, amelyet a túlélés és szaporodási siker együttesen határoznak meg, és amely alacsonyabb, mint az akut hőtürés felső határa (Goss és Bunting, 1976; Geerts és mtsai., 2015).

Az akut hőterhelés hatását jól szemléltetik a „klasszikus” hősokk-kísérletek eredményei: a *Daphnia hyalina* faj esetében 32 °C-on egy órás expozíció is jelentős elhullást okozott, míg 34–36 °C-on ennél rövidebb idő alatt teljes pusztulás következett be (Van Urk, 1978). Ez az eredmény rávilágít egyrészt arra, hogy a 30–32 °C közötti tartomány egyes mérsékelt övi fajok esetében már a kritikus stressz-zónába esik, illetve, hogy az expozíciós idő (a hatásnak való kitettség időtartama) és a fajra jellemző hőmérsékleti tolerancia maximum kombinációja a döntő tényező a mortalitás szempontjából.

A melegedésre adott lokális válaszként bizonyos evolúciós, alkalmazkodási folyamatok is elindulhatnak az érintett populációkban. Van Doorslaer és mtsai (2007) kísérletesen igazolták a *Simocephalus vetulus* faj esetében, hogy a tartósan melegebb környezet hatására egy éven belül olyan mikroevolúciós folyamatok zajlottak le az állományban, amely hatással volt az egyedek túlélésére, ivarérettségük idejére, és utódszámukra is. Geerts és mtsai (2015) vizsgálataik során azt állapították meg, hogy a különböző *Daphnia* populációk CTMax értéke genetikailag determináltan eltérő lehet, és tartósan melegebb környezetben az alacsonyabb hőmérsékleti toleranciával jellemezhető vonalak gyorsan kiszelektálódnak. Ugyanakkor az alkalmazkodás képességének megvannak a fiziológiai korlátai, ezért a közösségszintű változás jellemzően inkább fajösszetétel-átalakulás útján történik, nem pedig a fajok felső hőtüréseinek növekedéseként nyilvánul meg.

2.4.3. +2 °C-os melegedés várható hatásai mérsékelt övi zooplankton-közösségre

Egy esetleges +2 °C-os felmelegedés a zooplankton számára tipikusan nem letális hatás akkor, ha ez az emelkedés a felső tolerancia határ alatti tartományban következik be. Általánosan jellemző, hogy az adott faj tolerancia spektrumán belül bekövetkező, ilyen mértékű hőmérséklet emelkedés fokozza az anyagcserét és a táplálékigényt. Korábbi vizsgálatok szerint emelkedett hőmérsékleten a zooplankton túlélése és szaporodási sikere erősen táplálékfüggő, ezért a számára kedvezőtlenül alakuló táplálékminőség (pl. cianobaktérium-dominancia a fitoplanktonban) a melegedés negatív hatását felerősítheti (Vijverberg, 1976; Arnold, 1971; összefoglalva: Van Urk, 1978). Így tehát +2 °C melegedés esetén az egyik legfontosabb kérdés az, hogy ez a változás olyan módon alakítja-e át az algaközösséget, amely a zooplankton számára kedvező táplálékosztályból (tehát növekszik a számára fogyasztható algák mennyisége a környezetben), vagy éppen ellenkezőleg (pl. az emészthetetlen cianobaktériumok dominanciája fokozódik). Mivel ezek, az algákat érintő folyamatok különböző módon alakulhatnak az egyes víztestekben, így érhető, hogy miért fordulnak elő eltérő tapasztalatok a szakirodalomban a melegedés zooplanktonra gyakorolt hatásával kapcsolatban.

Gyakran tapasztalható jelenség, hogy a zooplankton egyedek testmérete csökken a melegedéssel (itt érvényesül az ún. „temperature–size rule” – Atkinson, 1995; Havens et al., 2015; Ejsmont-Karabin et al., 2026), ami mérsékli az alga-szűrési hatékonyságot és így közvetve a vízminőség romlásához vezethet (Moore és Folt, 1993). Ezt támasztják alá emelkedett hőmérsékletű tavakból származó kutatási adatok is: Razlutszki és mtsai (2018) a zooplankton-biomassza csökkenését és a nagyobb testű csoportok visszaszorulását írták le hosszabb távon felmelegedő tendenciát mutató tavakban.

Mezokozmosz kísérletek során pedig azt mutatták ki, hogy testméret csökkenése nem-lineáris jellegű, vagyis erősebb felmelegedés mellett különösen nagy mértékű testméret csökkenés következhet be (Albini és mtsai., 2025).

A mérsékelt övi zooplankton szempontjából kritikus tartományban (azaz 30 °C körüli hőmérsékleten) történő +2 °C-os melegedés legjellemzőbb ökológiai következménye nem feltétlenül a tömeges elhullás, hanem az állomány stabilitásának csökkenése lehet. Thompson és mtsai (2015) kísérleti rendszerben kimutatták, hogy a melegedés destabilizálja a közösségek szerkezetét, ami növeli a lokális összeomlások kockázatát. Huber és mtsai (2010) szerint az átlaghőmérséklet folyamatos emelkedése (mint ami a globális klímaváltozás hatására történik) és az erre érkező nyári hőhullámok vagy egyéb hőterhelés kombinációja tovább erősítheti ezt a negatív hatást.

Természetes vizeinkben a hőmérséklet emelkedésének egyik következménye lehet az oldott oxigén koncentrációjának csökkenése is, mivel a melegebb vízben az oxigén kevésbé oldódik, miközben a zooplankton oxigénigénye a felmelegedéssel nő; ezért a hőterheléshez gyakran oxigén-limitáció társul. Ez a jelenség a befogadó folyók lassúbb, felmelegedő szakaszain fokozottabb valószínűséggel alakulhat ki, mert itt az átkeveredés korlátozott, és a lassabb vízfolyás miatt növekszik a zooplankton hőcsúvában való tartózkodási ideje is.

2.4.4. Erőművi hűtővíz-kibocsátásokkal kapcsolatos konkrét tapasztalatok

Guimarães és mtsai (2023) globális léptékű meta-analízise kifejezetten a partmenti atomerőművek által okozott hőterhelés biológiai hatásait vizsgálta. Eredményük szerint a kifolyók közelében tapasztalható vízhőmérséklet emelkedés jellemzően több °C-os, és a leggyakrabban jelentkező biológiai hatások a zooplankton közösségek szerkezetének és összetételének változásai (abundancia, dominancia, eloszlás, méret/funkcionális összetétel változásai) voltak.

De Nie (1982) a Bergum erőmű (Hollandia) által okozott hőterhelés hatását vizsgálta. A zooplankton éves dinamikája és szezonális csúcsai összességében hasonlóak voltak a referencia (nem terhelt) tóhoz viszonyítva, ugyanakkor lokálisan, a kifolyó közelében lévő felszíni vízrétegben 20–30%-os egyedszám-csökkenést figyelt meg. Bizonyos fajok (pl. *Bosmina*, *Chydorus*, *Daphnia*, cyclopoid copepoditok) a kifolyó közelében a mélyebb rétegben nagyobb sűrűséget mutattak, ami a hőterhelés elől történő „menekülést” jelezheti. A szerző szerint cladoceráknál a kibocsátott melegebb vízben a mortalitás 3,5 óra alatt 2–3% volt, ugyanakkor egyes érzékenyebb csoportoknál (pl. *Leptodora kindtii*; cyclopoid naupliusok) a becsült elhullás ennél jóval magasabb, akár 10%-os volt.

A Cernavodai Atomerőmű (Románia) a hűtővizét a Duna folyóból veszi és oda is eresztí vissza, hasonlóan a Paksi Atomerőműhöz. A folyót vizsgáló kutatók megállapították, hogy hűtővíz kibocsátási pontjánál, a keveredési zónában 29–31 °C körüli vízhőmérséklet mellett a zooplankton fajgazdagságában nem jelentkezett egyértelmű csökkenés a referencia területen mért értékekhez képest (Şundri és Gomoiu, 2009). Ez összhangban van azzal az elvvel, hogy nagy vízhozamú, gyorsan híguló folyókban a lokális hőterhelés hatása sokszor gyorsan szertefoszlik, amely így nem gyakorolt kimutatható negatív hatást a zooplankton közösségre.

Tao és mtsai (2026) négy egymást követő nyáron vizsgálták a zooplankton közösségeket 11 ponton a Hongyanhe Atomerőmű (Kína) közelében. A hűtővíz kibocsátás a kifolyók környezetében több °C-os lokális melegedést okozott. A tanulmány évek közötti változásokat és dominancia-átrendeződéseket írt le többek között a copepoda rákok közé tartozó *Calanus* és *Acartia* domináns fajok tekintetében, miközben a szerzők azt is hangsúlyozták, hogy a klímaváltozás hatásai a zooplankton közösségre szintén erősek.

A fenti példák együtt azt jelzik, hogy erőművek által okozott környezeti hőterhelés hatása a zooplanktonra jellemzően térben lokális (a kifolyó közelében és keveredési zónában érvényesül),

közösség-szerkezeti jellegű átalakulásokat idéz elő (dominancia viszonyok, méretstruktúra, és vertikális eloszlás), és erősen függ a keveredés/hígulás mértékétől, valamint a vízhozamtól.

2.4.5. Összefoglalás

A kockázatértékelés során kiemelt jelentőségű annak felismerése, hogy a klímaváltozás okozta felmelegedéshez az erőművek által kiváltott lokális hőterhelés is társulhat, és e hatások ökológiai értelemben nem egyszerűen összeadódnak. Amennyiben a víz hőmérséklet 30 °C-ról 32 °C-ra emelkedik, a rendszer olyan kritikus hőmérsékleti tartományba kerülhet, amely már meghaladja a mérsékelt övi növény- és állatközösségek tűrőképességét. Ilyen esetekben az élőlények reakciója nem lineáris: a fokozatos állapotromlás helyett hirtelen, akár tömeges elhullás is bekövetkezhet.

Ennek hátterében az áll, hogy a mintegy +2 °C-os, erőművek környezetében lokálisan, ugyanakkor tartósan jelentkező hőmérséklet-emelkedés a befogadó víztestben fokozza a zooplankton táplálékigényét, csökkentheti az egyedek testméretét, valamint a közösségek szerkezetének ártrendeződéséhez vezethet. A kibocsátott hűtővíz hőmérsékletének további emelkedése fokozza a krónikus hőstressz kialakulásának kockázatát. A 30 °C-ról 32 °C-ra történő felmelegedés ökológiai jelentősége tehát nem pusztán a hőmérséklet numerikus növekedésében rejlik, hanem abban, hogy a rendszer a nyári időszakban – amikor a hőhullámok és az alapállapotban is magas víz hőmérséklet jellemző – egy kritikus hőmérsékleti küszöbértéket léphet át.

2.5. A makroszkopikus vízi gerinctelenek

2.5.1. Bevezetés

A makroszkopikus vízi gerinctelenek olyan, a vízben, vízfenéken vagy aljzaton élő állatok, amelyek szabad szemmel láthatók (általában > 0.5 mm) és nincs gerincoszlopuk. Taxonómiai és filogenetikai szempontból egy rendkívül változatos csoport, melynek leggyakoribb képviselői a puhatestűek, rákok, rovarok és férgek. Fontos szerepet játszanak a vízi ökoszisztémákban mind fogyasztóként, mind pedig táplálékszervezetként. Változatos tűrőképességük következtében jól használhatók bioindikációra. Mindezek alapján feltételezhető, hogy egy 32°C-ra megemelt víz hőmérséklet valamilyen formában befolyásolja, vagy legalábbis befolyásolhatja őket.

A víz hőmérséklet változása természetes vizekben

Felszíni vizeinkben, kontinentális éghajlatnak megfelelően az időjárási tényezők folyamatos változásának eredményeképpen változnak a vizeink hőmérsékleti jellemzői. Természetes melegezési és hűlési folyamatok zajlanak, melynek eredményeképp a vizeink éves hőmérséklet változása elérheti a 30 °C-t is. A hőmérséklet ingadozáshoz a vizeink élővilága vagy társulás váltással (rövid életciklusú élőlények), vagy pedig az életfolyamatok megváltozásával (hosszabb életciklusú élőlények) alkalmazkodott (Ward és Stanford 1982). A természetben megfigyelhető akár periodikusan bekövetkező hőmérsékletváltozás természetes folyamat, melyet befolyásolhat az éghajlat, az évszakok változása, a domborzat vagy az élőhely minősége (Paillex et al. 2017, Leathers et al. 2023). A periodikus hőingadozás korrigálására a természet nagyon sok módszert fejlesztett ki, ezek közül az egyik legfontosabb az élővilág alkalmazkodó képessége, ami maga a hőtürés. A lassú és fokozatos változásra az élővilág képes reagálni, igaz azonban, hogy ez némely fajokat hátrányosan érint (lásd globális felmelegedés hatásai, pl: Daufresne et al. 2007, Dietrich et al. 2023). Fontos azonban megjegyezni, hogy az egyes fajok hőtürés képessége között jelentős különbség van (Verbrugge et al. 2021). Az élővilágot érintő másik hőmérséklettel kapcsolatos probléma a víztest hőmérsékletének hirtelen változása. Általában emberi beavatkozás okozhatja a hőmérséklet drasztikus emelkedését,

illetve csökkenését a vizekben. A hőmérséklet hirtelen megnövekedése az élő szervezetekben hősokkot vált ki. A hősokk miatt normális élettevékenységük megváltozik, sőt hősokk révén aktivitásuk átmenetileg csökkenhet, élettevékenységük zavart szenvedhet. A hősokk, mértékétől és időtartamától függően, okozhat reverzibilis, vagy irreverzibilis változásokat. Sokkszerű hatást nemcsak a hőmérséklet hirtelen növekedése, hanem csökkenése is okozhat (Szilágyi 2005).

2.5.2. Az áttekintés szerkezete

A makroszkopikus vízi gerinctelenek esetében a hőterhelés közvetett és közvetlen hatását többféleképpen lehet vizsgálni. A kutatások egy része az egyedek fiziológiai/metabolikus folyamatait, fenológiai jellemzőit, vagy éppen egyéni viselkedését vizsgálták. A kutatások másik része a vízhőmérséklet populációkra/fajokra gyakorolt hatását vizsgálja. Továbbá vannak olyan kutatások, melyek közösségek, illetve ökoszisztémák hőterhelésre gyakorolt hatását vizsgálják. Jelen áttekintés során követjük ezt a szerkezetet azzal a kiegészítéssel, hogy röviden bemutatjuk két tanulmány eredményeit, melyek atomerőművi hőszennyezés makroszkopikus vízi gerinctelenekre gyakorolt hatását mutatják be. Az áttekintést végső konklúziókkal fejezzük be.

2.5.2.1. A vízhőmérséklet egyedekre gyakorolt hatása

Az élőlények válaszait a hőterhelésre számos szempontból lehet vizsgálni. Ezek a kutatások azt vizsgálták, hogyan változik meg az egyedek fiziológiai és metabolikus folyamatai, fenológiai jellemzőik, vagy éppen egyéni viselkedésük. Számos kutatást végeztek ezekkel kapcsolatban. A legteljesebb áttekintés Bonacia et al. (2023) szemle cikkében található. Itt mi csupán a leggyakrabban vizsgált elemekre adunk egy-egy példát. Ezen keretében vizsgálták hőmérséklet hatását a gén expresszióra (pl. Lencioni et al., 2013); az ozmoregulációs képességek változására (Orr & Buchwalter, 2020); a légzés alakulására (Forster, Hirst & Atkinson, 2012); a testméret, a növekedés mértékére (Sweeney & Vannote, 1984, Encalada et al., 2019); a metabolizmusra (McCauley, Hammond & Mabry, 2018); a fajok optimális hőtartományára (Niedrist & Füreder 2020); a lárvális fejlődésre (Gillooly & Dodson, 2000b, Lambret, Hilaire & Stoks, 2017); a tojásrakás időpontjára (Bouton, Iserbyt & Van Gossum, 2011); a táplálkozásra (Gordon et al., 2018); az elvándorlásra (Rogowski & Stewart 2016, Macaulay et al., 2021); és a predációra (McKie & Pearson, 2006). Mindezen kutatások értékes eredményeket szolgáltatnak a hőterhelés hatásmechanizmusairól, azonban közvetlenül nem állapotminősítő indikátorok, hanem a hőstressz ökológiai következményeinek értelmezését segítő háttér-információként értelmezhetők.

2.5.2.2. A vízhőmérséklet populációkra/fajokra gyakorolt hatása

A makroszkopikus vízi gerinctelenek LT50 és LT100 (LT: adott inkubációs időhöz tartozó 50 vagy 100%-os pusztulást okozó hőmérséklet) értéke általában 30 °C alatti, így ezekre csak 28 °C -os T_{max} engedhető meg (Gulyás 1981). A nagyszámú hazai és nemzetközi szakirodalomból azt a következtetést lehet levonni, hogy a makroszkopikus vízi gerinctelen fajokra vonatkozóan létezik olyan maximális hőmérséklet, amely a faj egyedeinek nagymértékű pusztulását okozza (Quinn et al. 1994, Dallas & Ketley 2011, Dallas & Rivers-Moore 2012, Stewart et al. 2013). A hőszennyezés megengedhető mértékének megítélésénél tehát az egyik fontos kritérium az évszaknak megfelelő, megengedhető legnagyobb hőmérséklet (T_{max}). A hőszennyezéssel kapcsolatos szakirodalom a mérsékelt égövi országokban pl. a nyári időszakra T_{max}-ra 25-30 °C közötti értéket ad meg (Lamberti és Resh 1985). Hasonló eredményre jutottak a többi publikációban is (de Kozłowski és Bunting, 1981; Nichols 1981; Rasmussen 1982). Az utóbbi években igyekeznek megállapítani az egyes fajokra vonatkozó felső és alsó határokat: azt a hőmérsékletet, amit még az adott faj elvisel, aminél már megváltoznak az életfunkciói, és aminél már megszűnnek az életfunkciói. Ezekből az adatokból

igyekeznek döntési mátrixot felállítani, mely később segítheti a döntéshozás folyamatát. Ilyen például a vándorkagylóval (*Dreissena polymorpha*) végzett hősokkteszt, amely azt vizsgálta, hogy milyen az előzetes akklimatizációs hőmérséklet, illetve a kezelés során használt hőmérséklet hatása a kagyló túlélésére (McMahon et al. 1995). Eredményeik szerint a növekvő akklimatizációs hőmérséklet növeli, míg a kezelési hőmérséklet csökkenti az egyedek túlélését. Így például a 25°C-ra akklimatizált vándorkagylók 31°C-os kezelési hőmérsékleten átlagosan 527 óráig éltek, míg a 32 °C kezelésnek kitett állatok átlagosan csupán 73 óráig (McMahon et al. 1995). Ez az eredmény azt mutatja, hogy egy adott hőmérsékleti tartományra érzékeny élőlényt akár 1°C-os vízhőmérsékletváltozást is érzékenyen érinthet. Spidle et al. (1995) hasonló eredményeket kapott *Dreissena polymorpha* és *D. bugensis* vizsgálatával. A makroszkopikus vízi gerinctelen fajok hőmérséklet-toleranciájának legteljesebb összefoglalása Bayat et al. (2025) munkájában található. A dunai fajokkal kapcsolatos legfontosabb eredményeket az 7. táblázatban foglaljuk össze. Az eredmények azt mutatják, hogy számos dunai faj hőtürésképesége a vizsgált 32 fok közelében található.

Fontos hangsúlyozni, hogy a CTmax, LT50 és LTmax értékek módszer- és körülményfüggők (pl. akklimatizációs hőmérséklet, expozíciós idő, életstádium, oxigénellátottság). Emiatt a különböző tanulmányokból származó értékek közvetlen összevetése korlátozott, és a 32 °C-os küszöb kockázatát elsősorban iránymutató jelleggel lehet megkísérteni értelmezni. A terepi hatás a hőcsúcsok mértékétől, időtartamától és gyakoriságától függ (7. táblázat).

7. táblázat. A dunai fajokhoz tartozó CTmax, LTmax, illetve LT50 értékek Bayat et al. (2025) nyomán. CTmax: kritikus hőmérsékleti maximum, LTmax: halálos hőmérsékleti maximum, LT50: adott inkubációhoz tartozó 50%-os halálozás. Az eredmények értékeléséhez szükséges a tesztek részletes leírásának az ismerete is.

Fajnév (latinul)	Indikátor	Érték (°C)
<i>Corbicula fluminea</i>	LT50	24,0-34,9
<i>Dreissena polymorpha</i>	LT50	33,0
	LTmax	33,85-37,02
<i>Physella acuta</i>	CTmax	34,5-42,46
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	CTmax	27,42-28,55
	LT50	32,4
<i>Unio pictorum</i>	CTmax	29,7-34,3
<i>Bithynia tentaculata</i>	LT50	36,0
	CTmax	28,23-29,35
	LTmax	37,92-38,87
<i>Radix balthica</i>	CTmax	34,3-38,0
	LTmax	40,8
<i>Erpobdella octoculata</i>	LTmax	33,9-35,01
<i>Helobdella stagnalis</i>	CTmax	31,6
	LTmax	40,0
<i>Dikerogammarus villosus</i>	LTmax	30-36,72
<i>Echinogammarus ischnus</i>	LTmax	33-35
<i>Procambarus clarkii</i>	CTmax	36,0-39,5
	CTmin	8,4
<i>Aquarius paludum</i>	LTmax	41-47
<i>Caenis</i> sp.	LT50	26,7
<i>Cloeon dipterum</i>	LT50	28,5-30,2
	LTmax	39,0-40,2
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	CTmax	25,5
	LTmax	32,3
<i>Ischnura elegans</i>	CTmax	38,02-47,68
<i>Sialis lutaria</i>	CTmax	31,4
	LTmax	40,7

2.5.2.3. A vízhőmérséklet közösségre és ökoszisztémára gyakorolt hatása

Az éven belüli hőmérsékleti változékonyság szezonális eltéréseket indukál a makroszkopikus vízi gerinctelen közösségeknél (Vannote & Sweeney, 1980; Ward & Stanford, 1982; Arai et al., 2015). Különböző átlaghőmérsékletű éveket összehasonlítva, Fornaroli et al. (2020) megállapította, hogy nagyobb a taxonómiai diverzitás a melegebb években, de egyben alacsonyabb az EPT taxonok fajsza. A klímaváltozás okozta általános melegedés általában a hőmérséklet szempontjából tágtűrűsű fajok előretörését segíti elő, ami közösség összetételének változásához és a nem őshonos fajok inváziójának növekedéséhez vezet. Ezenkívül a hőmérséklet befolyásolja a fajok elterjedését is, néhány faj a melegedésre reagálva terjeszti ki a területét, míg mások elterjedése beszűkül. A tápláléklánc hosszát a hőmérséklet metabolikus igények és hőtüres révén befolyásolja, a melegebb hőmérséklet általában rövidebb táplálékláncokhoz vezet, ami szintén befolyásolja a közösség összetételét.

A magas hőmérsékletű vízbevezetés hatására a korábbi állapotra jellemző makroszkopikus vízi gerinctelen közösség szerkezete megváltozik és állandósul egy olyan fajspektrum, amelyben a meleg vizet kedvelő fajok dominanciája jellemző. Néhány °C-os, a folyó rövid szakaszára terjedő hőmérséklet emelkedés hatása a makroszkopikus gerinctelen fauna faji összetételében nem okoz lényegesebb változást, ha az rövid ideig áll csak fenn, azonban tartós kibocsátás mellett a fajösszetétel konzerválódik, és ezáltal a fajspektrum jól jelzi a hőterhelést. A nagyon magas, megközelítőleg 45 °C-os vízhőmérséklet a legtöbb vizsgált taxon esetében gyors és nagymértékű mortalitással jár. A denzitás a 34 °C-on a legmagasabb, a biomassa pedig 23 °C-on, míg a fajgazdagság 27 °C-on volt a legnagyobb (Lamberti és Resh 1985). Hasonló eredményeket kaptak Dél-Afrikai makroszkopikus vízi gerinctelen családok vizsgálatával is (Dallas & Rivers-Moore 2012). Az állandó és jelentős melegvíz bevezetés miatt a bevezetés alatti szakaszon megnő az éves átlag-vízhőmérséklet (a vizsgálatban 11.5±4.1 °C és 22.0±5.0 °C). Ennek nyomán a felvízi szakaszokhoz képest jelentős közösségi átalakulás megy végbe, és a diverz közösség homogenizálódik és néhány élőlénycsoport dominálja a közösséget (Živić et al. 2013). Így például a Yellowstone Nemzeti Parkban a geotermikus kifolyások hatására csökkent a makroszkopikus vízi gerinctelenek fajsza, illetve csökkent a kérész, álkérész és tegzes családok részesedése (Clements et al. 2011). Érdemes még egy esettanulmányt bemutatni: Az angliai Severn folyón egy vízerőművet építettek, melynek hatására a folyó vízhőmérséklete közvetlenül az erőmű után (mintegy 2 km hosszan) 4,5°C-kal emelkedett (Worthington et al. 2015). A kutatások kimutatták, hogy a hőterhelésnek kitett szakaszon a makroszkopikus gerinctelenek fajsza lecsökkent. Az Indikátorelemzés azt mutatta, hogy az egyes fajok különbözőképpen asszociáltak a hőterhelésnek kitett, illetve annak nem kitett szakaszokon. A toleránsabb fajok nagyobb tömegességet mutattak a hőterhelésnek kitett szakaszon, míg más fajok inkább a hőterhelésnek nem kitett szakaszokon voltak tömegesebbek. Azonban a kutatási eredményeket korántsem lehet homogénnek tekinteni. Martinez-Fernandez & de Jalon (2023) spanyolországi folyók makroszkopikus vízi gerinctelen közösségeit vizsgálta. Kimutatták, hogy a természetes lefolyású folyókhoz képest a gátakkal szabdalta folyók akár 7,5°C-kal melegebbek, azonban a makroszkopikus vízi gerinctelen közösségek gazdagságában és diverzitásában nem találtak különbséget.

2.5.3. Atomerőművi hőszennyezés hatása

Egy tengeri esettanulmány kimutatta, hogy egy atomerőmű hőszennyezése befolyásolja a makroszkopikus vízi gerinctelenek taxonómiai összetételét (a kifolyóhoz közel főleg csigákat és kagylókat találtak), tömegességét (makroszkopikus vízi gerinctelenek tömegessége a vízhőmérséklettel nő), illetve a közösség jelleg-összetételét (Zhou et al. 2025). Sajnos egyetlen,

ráadásul tengeri esettanulmányból kiindulva nagyon nehéz bármiféle következtetést levonni a folyóvízi rendszerekben várható közösségi változásokról. Ugyanakkor adataink vannak arról, hogy egy észtországi atomerőmű kifolyó csatornájában az atomerőműtől távolodva – a hőmérséklet függvényében - a márványrák (*Procambarus virginalis*, Lyko 2017) tömegessége és táplálkozása is változott (Teesalu et al. 2025).

2.5.4. Végső konklúziók

A nemzetközi szakirodalom alapján egyértelműen megállapítható, hogy a makroszkopikus vízi gerinctelenek hőmérséklet-érzékeny szervezetek. Számos dunai faj hőtüroőképeségére vonatkozóan nem található szakirodalmi adat. Ebből kifolyólag a következtetések alapjául szolgáló irodalmi adatok nem reprezentálják a teljes dunai makroszkopikus vízi gerinctelen faunát; az, hogy számos taxonra nem áll rendelkezésre hőtüroőképeségi információ, bizonytalanságot visz az értékelésbe és korlátozhatja a következtetések általánosíthatóságát. A dunai fajok hőtüroőképeségi mutatói (CTmax, LTmax, LT50 értékek) jelentős variabilitással jellemezhetők. Következésképpen ugyanazon vízhőmérsékletre a fajok eltérően reagálnak: egyes érzékeny fajok akár eltűnhetnek, míg más hőmérséklet szempontjából toleráns fajok ugyanazt a vízhőmérsékletet képesek lehetnek elviselni. Ugyan az ismert hőtüroőképeségű dunai fajok többségének mutatói 32°C feletti értékkel jellemezhetők, azonban ezen irodalmi adatok nem szükségszerűen jelentik azt, hogy az adott faj 32°C-kot megközelítő, de attól alacsonyabb vízhőmérséklet esetén tartósan jelen tud lenni egy adott élőhelyen. Ennek az oka az, hogy a hőtüroőképeségi mutatók rövid idejű (pl. 48 óra) labor tesztekéből származnak, így ezen mutatók hosszabb távú terepi értelmezhetősége korlátozott.

Mindezen következtetéseinket korlátozó tényezők ellenére a rendelkezésre álló irodalmi adatok alapján azt várjuk, hogy jelenleg 30 °C-os hőmérsékleti határ eredményeként egy megváltozott fajösszetételű közösség jött létre a Duna hőterhelésnek kitett szakaszán, mely közösséget toleráns fajok dominálnak. Ez a közösség dinamikusan változik: egyrészt folyamatosan utánpótlást kap a felsőbb, hőterhelésnek ki nem tett szakaszokról, másrészt viszont a hőterhelés hatására az érzékeny fajok eltűnnek, illetve funkcionálisan változást mutatnak. Az eltűnés, illetve a funkcionális változás mértéke (hány faj tűnik el, illetve hány fajban jelennek meg funkcionális változások) a víz hőmérsékletének függvényében változik. Várható, hogy egy kritikus állapot (magas abszolút vízhőmérséklet, illetve a kontrollhoz képest jelentős hőmérsékletváltozás, ΔT) következtében több érzékeny faj tűnik el/vált funkciót, illetve az eltűnés/funkcionális váltás területi kiterjedése növekszik.

A 30 °C-os hőmérsékleti határ 32 °C-ra történő emelése várhatóan tovább növeli a dunai makroszkopikus vízi gerinctelen fauna hőterheltségét. A 32 °C számos faj esetében a fiziológiai tolerancia felső tartományának közelében helyezkedik el, ami csökkent túléléssel és funkcionális stresszel járhat, különösen tartós vagy ismétlődő hőcsúcsok esetén. A közösség várhatóan tovább módosul összetételében és működésében, azonban e változások mértékét és térbeli kiterjedését döntően a hőhatás mértéke, időtartama és gyakorisága határozza meg.

Az egyszeri átfolyású, direkt hűtéses energiatermelés során a bevezetett dunai hűtővíz és a kondenzátorokon áthaladt és felmelegedett hűtővíz hőmérséklete között hőmérséklet-különbség (ΔT) alakul ki. Ennek mértéke ugyan szabályozható az energiatermelés időszakos korlátozásával, de a gazdasági érdekek nyilván az kívánják, hogy minél kevesebb korlátozásra kerüljön sor. Márpedig a magasabb hőmérsékletű Duna-víz elsősorban a nyári mértékadó időszakban okoz gondot az élővilágra kifejtett hatásával. Nem mindegy ugyanis, hogy mekkora időtartamra és mennyire szélsőséges hőmérsékleti viszonyok fordulhatnak elő Pakson.

A szabályozás szempontjából az jelenti a problémát, ha a Duna természetes hőmérséklete és a ΔT együttesen eléri a hőmérséklet-korlátozás értékét. Figyelmet érdemel, hogy speciális szempontok

alapján a kibocsátott hűtővíz hőmérsékletének mérésére nem a kibocsátás helyszínén, a torkolati műtárgynál kerül sor, hanem attól 500 m-rel lejjebb, az ún. Nagysarkantyú feletti szelvényben. Ez pedig azt jelenti, hogy a Dunába került hűtővíz hőmérséklete a mértékadó, tehát nyári vízhőmérsékleti viszonyok között ezen a legfelső szakaszon jelentősen túllépheti a megszabott határértéket. Ha ebből a szempontból szemügyre vesszük e szakasz vízi élőlény-együtteseinek alakulását, akkor valamiféle következtetésre lehet jutni arra nézve, hogy mi történhet az esetleges 32 °C-ra növelt határérték engedélyezése során a vízi élővilág közösségeiben Nagysarkantyúnál, illetve a közvetlenül alatta fekvő szakaszon.

2.5.5. Összefoglalás

Az ismert hőtürés-képességű dunai makroszkopikus vízi gerinctelen fajok többségének hőtürés-képességi mutatói 32 °C feletti értékkel jellemezhetők. A 32 °C-os vízhőmérséklet számos faj esetében a fiziológiai tolerancia felső tartományának közelében helyezkedik el, s ez a hőmérséklet csökkent túléléssel és funkcionális stresszel járhat, különösen tartósan magasabb, leginkább a mértékadó nyári vízhőmérsékletek alkalmával. A közösség várhatóan nem szűnik meg, hanem összetételében és működésében tovább módosul, azonban e változások mértékét és térbeli kiterjedését döntően az expozíció időtartama, gyakorisága határozza meg.

2.6. Halak

2.6.1. Bevezetés

Az energiatermeléshez kapcsolódó vízhasználat, különösen a hűtővíz-kibocsátás, jelentős hatással lehet a befogadó víztestek ökológiai állapotára. A folyami ökoszisztémákban a vízhőmérséklet kulcsfontosságú környezeti tényező, amely alapvetően meghatározza az élőlények – így a halak – elterjedését, anyagcseréjét, növekedését, szaporodását és túlélését. A mesterséges eredetű hőterhelés ezért kiemelt figyelmet kap mind a környezetvédelmi szabályozásban, mind az ökológiai kutatásokban.

A nukleáris erőművek, így a Paksi Atomerőmű is, nagy mennyiségű hűtővizet használnak, amelynek visszavezetése a természetes vizekbe – jelen esetben a Dunába – lokális, de potenciálisan jelentős hőmérséklet-emelkedést okozhat. Ez különösen érzékeny kérdés egy olyan nagy folyó esetében, mint a Duna, amely számos, eltérő hőigényű és hőtürésű halfaj élőhelye, és egyben fontos ökológiai folyosó is.

Az irodalmi áttekintés célja, hogy összefoglalja a halak hőmérsékleti igényeivel és hőtürésével kapcsolatos legfontosabb ismereteket, különös tekintettel a Dunában előforduló halfajokra, valamint bemutassa a nukleáris erőművek által okozott hőterhelés ökológiai hatásait. Kiemelt figyelmet kap a Paksi Atomerőmű működéséhez kapcsolódó hőhatás, illetve a befogadó víztestre vonatkozó hőmérsékleti határértékek kérdése. Ennek keretében az áttekintés foglalkozik a megengedett maximális vízhőmérséklet 30 °C-ról 32 °C-ra történő emelésének lehetséges biológiai és ökológiai következményeivel is, különös hangsúlyt fektetve a halállományokra gyakorolt hatásokra.

2.6.2. A halak hőmérsékleti igénye és hőtürése, különös tekintettel a Dunában előforduló halfajokra.

A vízhőmérséklet a folyóvízi ökoszisztémák egyik kulcsfontosságú abiotikus tényezője. Meghatározza a halak anyagcseréjét, növekedését, szaporodását, populációik eloszlását és túlélését. A folyók hőviszonyait egyszerre alakítják természetes tényezők (éghajlat, vízfolyás mélysége, árnyékoltsága

stb.) és emberi hatások (vízkivétel, hőterhelés ipari létesítményekből, pl. hűtővíz-kibocsátás). A klímaváltozás és a lokális hőszennyezés kombinációja különösen komoly kockázatot jelent a hűvösebb vízhőmérsékletre adaptálódott fajokra.

A víz hőmérsékletének emelkedése összetett, egymással szorosan összefüggő élettani és ökológiai folyamatokon keresztül hat a halakra: a melegebb környezet felgyorsítja az anyagcserét, ami megnövekedett oxigénigénnyel jár, miközben a meleg víz fizikailag kevesebb oldott oxigént képes tartalmazni, így a halak egyszerre szembesülnek fokozott energiaigénnyel és romló oxigénellátottsággal, ami különösen nyáron, alacsony vízállás idején jelenthet súlyos stresszt (Desforges et al. 2023). Rövid távon a mérsékelt magasabb hőmérséklet egyes fajoknál fokozhatja a táplálékfelvételt és a növekedés ütemét, azonban tartós melegterhelés esetén az emésztés hatékonysága romlik, gyakoribbá válnak a fertőzések és paraziták megbetegedések, végső soron pedig csökken az egyedek kondíciója és túlélési esélye. A szaporodás szempontjából a hőmérséklet különösen kritikus tényező, mivel az ikrák és lárvák hőtürése rendszerint szűkebb tartományra korlátozódik, így akár csekély eltérések is késleltethetik a kelést, fejlődési rendellenességeket okozhatnak vagy növelhetik az elhullást. Mindezek hatására a halak viselkedése és térbeli eloszlása is módosul: aktívan keresik a hőmérséklet szempontjából kedvezőbb menedékeket, például hidegvízü befolyásokat, forrásokat, árnyékos mellékágakat vagy mélyebb mederszakaszokat, illetve – amennyiben az élőhelyek közötti kapcsolat nem akadályozott – elvándorolnak azokba a hőzónákba, ahol az életfeltételek hosszabb távon is fenntarthatók.

A Magyarországon előforduló halfajok hőmérsékleti igényei szorosan összefüggenek azzal, hogy természetes vizeink mérsékelt égövi, erősen évszakos hőingadozást mutatnak. A hazai halfauna ezért csak nagyon kevés hidegvízi halfajt tartalmaz és túlnyomórészt úgynevezett hűvös-mérsékelt és melegvízi fajokból áll, amelyek eltérő hőmérsékleti tartományokhoz alkalmazkodtak. Sajnos nem ismert minden halfaj pontos hőmérséklet igénye, különösen nem változatos ökológiai feltételek mellett, ezért a hazai halfauna és benne a dunai halfajok hőtürését és hőmérséklet igényeit csak általánosan értékelhetjük (Györe, 1995).

A Kárpátok hegy- és dombvidéki, gyors folyású, oxigéndús vizekben élő fajok – mint például a sebes pisztráng (*Salmo trutta*) és a fürge cselle (*Phoxinus phoxinus*) – kifejezetten alacsony hőmérsékletet igényelnek: számukra az optimális vízhőmérséklet jellemzően 8–14 °C között van, szaporodásuk 10 °C alatt történik, tartósan 18–20 °C felett már stressz, oxigénhiány és pusztulás is felléphet, hőtoleranciájuk felső letális határértéke 25 °C. Ezek a fajok ezért Magyarországon csupán néhány hűvös patakban képesek megélni és csak elvétve fordulnak elő a Duna magyarországi szakaszán.

A síkvidéki folyók és nagyobb tavak jellegzetes halfajai többnyire hűvös-mérsékelt vízi igényűek. Ezek a fajok jól tűrik az évszakos ingadozásokat, de legaktívabb életműködésük és szaporodásuk általában 12–23 °C között zajlik. E fajok eredményes ívása csak 10 °C fölött lehetséges, hőtoleranciájuk felső letális határértéke 28–34 °C között van. Ide tartozik például a csuka (*Esox lucius*), a balin (*Leuciscus aspius*) a süllő (*Sander lucioperca*), a márna (*Barbus barbus*). A csuka például kora tavasszal, még viszonylag hideg vízben ívik, míg a süllő már kissé melegebb vízhőmérsékletet igényel, hasonlóan néhány pontyféléhez, mint pl. a paduc (*Chondrostoma nasus*), a jász (*Leuciscus idus*), a bodorka (*Rutilus rutilus*). Ezek a halak érzékenyek lehetnek a nyári felmelegedésre, különösen alacsony vízállás és csökkent oldottoxigén-tartalom esetén. A Dunában előforduló halfajok többsége ebbe a típusba tartozik.

A magyarországi vizek nagy részét alkotják emellett melegvízi, euryterm (széles tűrésű) halfajok, mint a ponty (*Cyprinus carpio*), a harcsa (*Silurus glanis*), a vörösszárnú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*), a compó (*Tinca tinca*) vagy az idegenhonos amur (*Ctenopharyngodon idella*), ezüstkárász (*Carassius gibelio*) és busa fajok. Ezek a fajok 20–28 °C körüli vízhőmérsékleten érzik

magukat a legjobban, ívni 15 °C feletti vízben kezdenek és több fajuk kifejezetten igényli a felmelegedő, sekélyebb vizeket, különösen ívási időszakban. A ponty és a harcsa például csak 18–20 °C felett kezd ívni és akár 25-30 °C-os vízben is igen aktívak maradnak. E fajok általában jól viselik a nyári hőhullámokat, bár a szélsőséges felmelegedés és az oxigénszint csökkenése számukra is kockázatot jelenthet. E melegvízi fajok hőtoleranciájának felső letális határértéke 34 °C felett van és akklimatizáció függvényében akár 35-39 °C is lehet. A Dunában számos melegvízi halfaj található, amelyek állománya erősödni látszik az elmúlt évtizedben (pl., harcsa, idegenhonos busa fajok, amur). Összességében elmondható, hogy a magyarországi halak hőmérsékleti igényei széles skálán mozognak, és szorosan kapcsolódnak az adott élőhely típusához, a víz oxigénellátottságához és az évszakos ciklusokhoz. A hőtolerancia felső értékében nem csak fajok között, hanem populációk, egyedek között is jelentős különbségek találhatók (Bayat et al., 2025) (). A klímaváltozás következtében várható víz hőmérséklet-emelkedés elsősorban a hideg- és hűvösvízi fajokat veszélyezteti, miközben a melegvízi fajok – köztük egyes idegenhonos halfajok – terjedésének kedvezhet, ami hosszú távon a hazai halállomány összetételét is átalakíthatja.

8. táblázat. Hazánkban előforduló halfajok kritikus hőmérsékleti maximum értékei Bayat et al., 2025 adatbázisa alapján

Faj, magyar név	Faj, tudományos név	Indikátor	Érték (°C)
Küsz	<i>Alburnus alburnus</i>	CTmax	37.7
Fekete törpeharcsa	<i>Ameiurus melas</i>	LT50 CTmax	37.5 38.1
Törpeharcsa	<i>Ameiurus nebulosus</i>	LT100	32.0 - 36.5
Angolna	<i>Anguilla anguilla</i>	LTmax	32.8 - 38.8
Márna	<i>Barbus barbus</i>	CTmax	29.2
Széles kárász	<i>Carassius carassius</i>	CTmax	34.6 - 38.7
Ezüstkárász	<i>Carassius gibelio</i>	CTmax	35.7 - 36.5
Amur	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	LT50 LTmax CTmax	36.5 - 37.4 39.3 39.1 - 40.6
Ponty	<i>Cyprinus carpio</i>	CTmax	25.8 - 42.9
Fenekjáró küllő	<i>Gobio gobio</i>	CTmax	30.8 - 36.7
Vágódurbincs	<i>Gymnocephalus cernua</i>	CTmax	34.5
Naphal	<i>Lepomis gibbosus</i>	CTmax	29.5 - 38.1
Kurta baing	<i>Leucaspis delineatus</i>	CTmax	31.6 - 36.9
Jászkeszeg	<i>Leuciscus idus</i>	CTmax	37.9
Menyhal	<i>Lota lota</i>	CTmax	22.3 - 31.7
Pisztrángsügér	<i>Micropterus salmoides</i>	LT50 CTmax	35.6 32.3 - 39.9
Feketeszájú géb	<i>Neogobius melanostomus</i>	CTmax	31.5 - 36.3
Kövi Csík	<i>Noemacheilus barbatulus</i>	CTmax	32.3 - 39.9
Szivarványos pisztráng	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CTmax	24.3 - 31.2
Sügér	<i>Perca fluviatilis</i>	CTmax	21.6 - 34.0
Bodorka	<i>Rutilus rutilus</i>	CTmax LT50 LT100	22.5 - 35.3 28.0 - 32.6 27.1 - 36.5

Faj, magyar név	Faj, tudományos név	Indikátor	Érték (°C)
Sebes pisztráng	<i>Salmo trutta</i>	CTmax	24.7 - 30.0
Süllő	<i>Sander lucioperca</i>	CTmax	33.0 - 37.0
Domolykó	<i>Squalius cephalus</i>	CTmax	33.6 - 38.8
Pénzes pér	<i>Thymallus thymallus</i>	CTmax	28.2 - 30.2
Compó	<i>Tinca tinca</i>	CTmax	32.1 - 39.3

Megjegyzés: a kritikus hőmérsékleti maximum (CTmax) az a legmagasabb hőmérséklet, amelyenél egy élőlény homeosztatikus egyensúlya elkezd felborulni. Megfelelő körülmények közé visszahelyezve viszont még képes regenerálódni; LT50: az a hőmérséklet, amelyen a populáció 50 %-a elpusztul; LT100: az a hőmérséklet, amelyen a populáció 100 %-a elpusztul; LTmax: az a hőmérséklet, amelyen a teljes populáció elpusztul (gyakran használják az LT100 elnevezést is ugyanerre a legfelső határ-hőmérsékletre).

2.6.3. Atomerőművek hőterhelési hatásai

Paks esetében a kibocsátott hűtővíz hőmérsékletét az energiatörő vasbeton, kazettás kialakítású műtárgytól az áramlás irányában lefelé, attól 500 m távolságban mérik. Ez azt jelenti, hogy az előírt határértéknél magasabb hőmérsékletű hűtővíz is a Dunába kerülhet, hiszen ezt a távolságot megtett hűtővíz már keveredik a természetes Duna-vízzel.

A hőszennyezés ökológiai közösségekre gyakorolt hatását vizsgáló tanulmányok azonban ellentmondásos eredményeket hoztak (Füstös et al., 2023). Például részletes kutatások kimutatták, hogy a parti tengeri környezetekben működő atomerőművek hűtővíz-kibocsátása okozta hőterhelés a barna makroalgák állományainak visszaszorulásához vezetett (Schiel et al., 2004; Széchy et al., 2017). Ezzel szemben egy dél-tajvani atomerőmű környezetében nem mutattak ki jelentős hatást a korallzátanyok halfaj-együttseire (Jan et al., 2001). Egy másik, Délkelet-Brazília parti vizeiben végzett vizsgálat azt találta, hogy az atomerőmű hőszennyezése negatívan befolyásolta a halfajok fajgazdagságát és diverzitását (Shannon–Wiener-index) (Teixeira et al., 2009, 2012), ugyanakkor a hatás mértéke az élőhely szerkezeti változatosságától is függött. Az összetett, nagy fizikai élőhely-diverzitással rendelkező területeken a halegyüttesek nem mutattak érzékelhető változást a hőszennyezés hatására (Teixeira et al., 2012). Bár az édesvízi környezetekből származó vizsgálatok száma korlátozott, ezek is az atomerőművek hőszennyezésének ökológiai közösségekre gyakorolt ellentmondásos hatásait jelzik (lásd pl. Descy és Mouvet, 1984; Daufresne et al., 2003).

A Paksi Atomerőmű halközösségekre gyakorolt hatásait vizsgáló tanulmány szerint az erőmű csupán lokális léptékben gyakorol hatást a Duna halegyütteseinek szerkezetére (Füstös et al., 2023). Ennek oka valószínűleg az, hogy a kifolyás nem befolyásolja jelentősen a folyó hidromorfológiai jellemzőit és hőviszonyait a természetes és más emberi eredetű változékonysághoz képest, vagy legfeljebb csak kis térbeli kiterjedésben. A vizsgálat azt mutatta, hogy a halegyüttesek tér- és időbeli szerkezete mind a parti, mind a nyíltvízi élőhelyeken nagymértékben változhat, és ez a dinamika nagyrészt felülírja a mesterségesen megemelt vízhőmérséklet hatását. A tanulmány ezért hangsúlyozza a folyók hidromorfológiai változatosságának és annak halegyüttesekre gyakorolt hatásainak vizsgálati jelentőségét a hőszennyezés térbeli hatásainak értékelése során.

A Paksi Atomerőmű kifolyásához kapcsolódó helyi hidromorfológiai hatások nagyságrendileg összevethetők voltak a természetes vagy más emberi tevékenység által kiváltott hidromorfológiai változásokkal (Füstös et al., 2023). A hidrológiai modellezés feltárta, hogy a folyó természetes kanyarulataiból adódó másodlagos áramlási komponensek meghatározó szerepet játszanak az áramlási sebesség térbeli változatosságában, és ténylegesen fontosabb tényezőnek bizonyultak, mint az atomerőmű visszavezetett hűtővize. Hasonlóképpen, mind a vízmélység-, mind a sebességtérképek azt mutatták, hogy a meder kanyargása, a sarkantyúk jelenléte, az oldalágak,

valamint a zátonyok és partszegélyek közép-léptékű hatásai összességében jelentősebb hidromorfológiai változásokat okoztak, mint a hűtővíz kifolyó hatása. Emellett a meleg víz nem szállít üledéket, amely megváltoztathatná a főmeder aljzatösszetételét. Így bár törmelék- és kagylólerakódások megfigyelhetők voltak a torkolat környezetében, az atomerőmű kifolyásának „mellékfolyó-szerű” hatásai csak nagyon lokálisan jelentkeztek, és legfeljebb a kifolyás alatti mintegy 500 méteres folyószakaszra korlátozódtak.

Ezzel szemben a hőmérsékleti hatások nagyobb kiterjedésűek voltak, és egyértelműen elkülönültek a természetes háttérértékektől. Bár a legnagyobb hőmérséklet-különbséget közvetlenül a befolyó alatti szakaszon volt észlelhető és már itt is jól kimutatható különbségek voltak a bal és a jobb part hőmérsékleti viszonyai között. A bal és jobb parti hőmérséklet-különbségek azonban emellett részben összefüggésbe hozhatók a folyó jobb oldalán elhelyezkedő, sekély és lassú áramlású oldalággal is, amely lokálisan magasabb vízhőmérsékletet eredményezett. Bár egyértelmű, hogy az atomerőmű kifolyásának hőhatásai nagymértékben függenek a melegvíz-csatorna és a befogadó folyó közötti vízhozam- és hőmérséklet-különbségektől, a legtöbb vizsgálat jelentős hőmérséklet-csökkenést mutatott ki a befolyótól távolodva mind parti tengeri környezetekben, mind folyókban (Daufresne et al., 2003; Teixeira et al., 2012), ami összhangban van a paksi területen azonosított mintázattal.

A környezeti és térbeli változók mind a parti, mind a nyíltvízi halegyüttesek esetében csak a variancia viszonylag kis részét magyarázták (Füstös et al., 2023). Ez az alacsony magyarázóerő nem meglepő, különösen a nyíltvízi élőhelyeken, ahol a szelvényen belüli környezeti grádiensek rövidek (mély víz, viszonylag egységes áramlási és aljzatviszonyok), így a közösségek szerkezete nehezen jelezhető előre (Wolter és Freyhof, 2004; Szalóky et al., 2021). Más tanulmányokhoz hasonlóan a szezonális változások a variancia jelentős részét magyarázták, ami összefügghet az áramlási rendszer és a hőmérséklet évszakos ingadozásaival (és az ezekhez kapcsolódó fogási hatékonysággal), a halak részleges vándorlásával a folyó különböző szakaszai és oldalágai között, valamint az adott évben született egyedek állománydinamikájával (Matthews, 1998; Wolter és Bischoff, 2001). Meg kell azonban jegyezzük, hogy az idézett paksi vizsgálat (Füstös et al., 2023) nem tartalmazott téli halállományfelméréseket. Horgászok elmondása alapján a halak kifejezetten kedvelik a befolyó alatti néhány száz méteres Duna szakaszt a téli időszakban.

A parti halegyüttesek szerkezetét (mind fajgazdagság, mind relatív abundancia tekintetében) elsősorban a környezeti változók határozták meg, ami arra utal, hogy az aljzatösszetétel, a vízmélység és az áramlási sebesség változásai fontosabb szerepet játszottak a közösségek formálásában, mint a térbeli vagy az azokhoz kapcsolódó hőmérsékleti különbségek. Egy korábbi vizsgálat a Duna magyarországi szakaszán kimutatta, hogy a két fő élőhelytípus (természetes, homokos–kavicsos partok és kövel, szórtkövel borított partvédelmi szakaszok) fajgazdagsága éjszaka nem különbözött szignifikánsan, ugyanakkor a fajösszetétel és a relatív abundancia jelentős eltéréseket mutatott (Erős et al., 2008). A vizsgálati területen azonban a természetes és a kőszórásos szakaszok eloszlása nem volt ideális ahhoz, hogy egyértelműen elkülöníthető legyen a környezeti, térbeli vagy hőmérsékleti tényezők hatása, mivel a folyó természetes kanyarulatait követve a kőszórásos partok a befolyó felett és alatt eltérő oldalon helyezkedtek el, míg a természetes partok eloszlása ennek éppen az ellenkezője volt. Ennek ellenére az adathalmazban kimutatott, évszak, helyszín és partoldal közötti háromutas interakció egyértelműen jelezte, hogy a parti halegyüttesek szerkezete nagymértékben változhat, ami nem utal a hőszennyezés egyértelmű, kimutatható hatására. Ez az eredmény összhangban áll Teixeira et al. (2012) megállapításaival, akik szerint az élőhelyek szerkezeti változatossága és komplexitása kulcsfontosságú tényező volt a halegyüttesek felépítésében.

A parti mintázatokkal ellentétben a nyíltvízi halegyüttesek szerkezetét inkább a térbeli változékonyság határozta meg, mintsem pusztán a hidromorfológiai (környezeti) tényezők, ugyanakkor az összes

magyarázott variancia alacsony maradt, és különösen a relatív abundancia esetében közel nulla volt. A fajok évszakosan és térben változó abundancia értékekkel voltak jellemezhetők, mind a befolyó feletti mind pedig az alatti szakaszokon. Az eredmények megerősítették a korábbi megállapításokat, miszerint a halak a Duna nyíltvízi élőhelyein csak gyenge és kis hatékonysággal modellezhető válaszokat mutatnak a parttól távoli élőhelyen tapasztalható kis mértékű környezeti változásokra (Szalóky et al., 2021).

Amennyiben a megengedett felső vízhőmérsékleti határértéket 30 °C-ról 32 °C-ra emelnék, az ökológiai kockázatok nem lineárisan, hanem ugrásszerűen növekedhetnek. A 30 °C körüli vízhőmérséklet sok dunai halfaj számára már a tolerálható tartomány felső szélét jelenti, ahol az anyagcsere és az oxigénigény rendkívül magas, az oxigénoldhatóság pedig alacsony. A 32 °C-os határérték elérése vagy megközelítése hosszan tartóan és különösen a nyári hőhullámok idején jelentősen növelné a hőstresszt, fokozná a tömeges oxigénhiány és lokális halpusztulások kockázatát, valamint tovább szűkítené a halak számára elérhető „hőmenedékek” térbeli kiterjedését. Bár a hatás továbbra is elsősorban közvetlen az erőművek alatti szakaszokra korlátozódna, a klímaváltozás miatt eleve emelkedő alap-hőmérsékletekkel együtt a 32 °C-os határérték már olyan küszöböt jelenthet, amely felett több dunai halfaj fiziológiai alkalmazkodóképessége sok esetben kimerül. Ez nem feltétlenül azonnali és látványos közösségi átalakulásokban, hanem inkább a hosszabb távú kondíciórólásban, a szaporodási siker csökkenésében, az érzékenyebb fajok és korosztályok visszaszorulásában, valamint az állományok ellenálló képességének gyengülésében jelentkezne, amennyiben a halak nem vándorolnak el az érintett magas hőmérsékletű területről. Összességében tehát a határérték emelése a jelenlegi ismeretek alapján ökológiai szempontból fokozott kockázatot hordozna.

Fontos azonban hangsúlyozni, hogy a megemelkedett vízhőmérséklettel járó kritikus hőterhelési zóna térben erősen korlátozott maradna, és jellemzően nem a Duna teljes keresztmetszetében, hanem elsősorban a kifolyás közelében, illetve a jobb part menti, változatos áramlású vizekben jelentkezne. A folyó mérete, nagy vízhozama és hidromorfológiai tagoltsága azonban lehetővé teszi, hogy a halak viszonylag rövid idő alatt elkerüljék ezt a kedvezőtlen zónát és hűvösebb, mélyebb vagy gyorsabban áramló szakaszokra vándoroljanak át. Így az akut hőstressz hatása sok esetben viselkedési alkalmazkodással enyhíthető. Emiatt a hőterhelés közvetlen hatása a halállomány egészére nézve várhatóan nem általános, hanem mozaikos és átmeneti jellegű marad, elsősorban egy-két kilométeres folyószakaszokra korlátozódva. A dunai halpopulációk hosszú távú dinamikáját ezzel szemben sokkal inkább a klímaváltozás határozza meg, amely a teljes folyórendszerre kiterjedően emeli az alap-hőmérsékletet, módosítja a vízjárást, gyakoribbá teszi az alacsony vízállású és oxigénszegény időszakokat, valamint átalakítja az élőhelyek elérhetőségét és összekapcsoltságát. Ebben az összefüggésben a nukleáris erőművekhez köthető hőterhelés inkább lokális stresszfaktorként értelmezhető, amely bizonyos időszakokban felerősítheti a halakra nehezedő terhelést, de a populációk egészét meghatározó folyamatokhoz képest másodlagos szerepet játszik.

2.6.4. Összefoglalás

A megengedett felső vízhőmérsékleti határérték 30 °C-ról 32 °C-ra emelése ökológiai szempontból fokozott kockázattal növekedést jelentene, mivel több dunai halfaj fiziológiai tűrőképességének határát érintené. Ez fokozná a hőstresszt, az oxigénhiány és lokális halpusztulások esélyét, valamint hosszabb távon rontaná az állományok kondícióját és ellenálló képességét, különösen a klímaváltozás miatt eleve emelkedő alap-hőmérsékletek mellett. Bár a hőterhelés hatása térben jellemzően lokális és viselkedési alkalmazkodással, a halak elvándorlásával kiküszöbölhető, összességében a határérték emelése fokozott ökológiai kockázatot hordozna a 30 foknál magasabb hőmérséklettel jellemezhető hatásterületen számos dunai halfaj számára.

2.7. Felhasznált irodalom

- Ács, É., K. T. Kiss, K. Szabó, & J. Makk, 2000. Short-term colonization sequence of periphyton on glass slides in a large river (River Danube, near Budapest). *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes* 100: 135–156, https://doi.org/10.1127/algol_stud/100/2000/135.
- Adams, G. L., D. E. Pichler, E. J. Cox, E. J. O'Gorman, A. Seeney, G. Woodward, & D. C. Reuman, 2013. Diatoms can be an important exception to temperature–size rules at species and community levels of organization. *Global Change Biology* 19: 3540–3552, <https://doi.org/10.1111/gcb.12285>.
- Agawin, N. S., Duarte, C. M., & Agustí, S. (2000). Nutrient and temperature control of the contribution of picoplankton to phytoplankton biomass and production. *Limnology and oceanography*, 45(3), 591–600.
- Ahlgren, G., 1987. Growth of *Oscillatoria agardhii* in Chemostat Culture: 1. Nitrogen and Phosphorus Requirements. *Oikos* 29: 209, <https://doi.org/10.2307/3543605>.
- Albini, D., és mtsai. (2025). Warming alters plankton body-size distributions in a large freshwater mesocosm experiment. *Communications Biology* 8: article 162.
- Anderson, N. J., 2000. Miniview: Diatoms, temperature and climatic change. *European Journal of Phycology* 35: 307–314, <https://doi.org/10.1080/09670260010001735911>.
- Arai, R., Nukazawa, K., Kazama, S. & Takemon, Y. (2015). Variation in benthic invertebrate abundance along thermal gradients within headwater streams of a temperate basin in Japan. *Hydrobiologia* 762, 55–63.
- Arlinghaus, P., W. Zhang, A. Wrede, C. Schrum, & A. Neumann, 2021. Impact of benthos on morphodynamics from a modeling perspective. *Earth-Science Reviews* 221: 103803, <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2021.103803>.
- Atkinson, D. (1995). Effects of temperature on the size of aquatic ectotherms: exceptions to the general rule. *Journal of Thermal Biology*, 20, 61–74.
- Atkinson, D., 1994. Temperature and Organism Size—A Biological Law for Ectotherms? *Advances in Ecological Research*. Elsevier: 1–58, [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60212-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60212-3).
- Atkinson, D., 1995. Effects of temperature on the size of aquatic ectotherms: Exceptions to the general rule. *Journal of Thermal Biology* 20: 61–74, [https://doi.org/10.1016/0306-4565\(94\)00028-H](https://doi.org/10.1016/0306-4565(94)00028-H).
- Bayat, H.S., He, F., Madariaga, G.M.m Escobar-Sierra, C., Prati, S., Peters, K., Jupke, J.F., Spaak, J.W., Manfrin, A., Juvigny-Khenafou, N.P.D., Chen, X, Schäfer, R.B. (2025) Global thermal tolerance compilation for freshwater invertebrates and fish. *Scientific Data* 12: 1488.
- Bayat, H.S., He, F., Medina Madariaga, G. et al. (2025). Global thermal tolerance compilation for freshwater invertebrates and fish. *Scientific Data*, 12, 1488. <https://doi.org/10.1038/s41597-025-05832-w>
- B-Béres, V., C. Stenger-Kovács, K. Buczko, J. Padisák, G. B. Selmeczy, E. Lengyel, & K. Tapolczai, 2023. Ecosystem services provided by freshwater and marine diatoms. *Hydrobiologia* 850: 2707–2733, <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04984-9>.
- B-Béres, V., I. Bácsi, E. T-Krasznai, Z. Kókai, & K. Buczkó, 2015. First report of *Navicula jakovljevicii* Hustedt (Bacillariophyta) from Hungary: distribution, comparative morphology and a related species. *Acta Botanica Croatica* 74: 253–264, <https://doi.org/10.1515/botcro-2015-0027>.
- Beliveau, C., & Hickman, M. (1982). Isolation and response to temperature of five diatom species from the Ottawa River. *Archiv für Protistenkunde*, 126, 355–370.

- Berthon, V., A. Bouchez, & F. Rimet, 2011. Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in southeastern France. *Hydrobiologia* 673: 259–271, <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0786-1>.
- Bonacia, L., Fasano, F., Mezzanotte, V., Fornaroli, R. (2023) Effects of water temperature on freshwater macroinvertebrates: a systematic review. *Biological Reviews* 98: 191–221.
- Borics, G., G. Várbiro, J. Faluska, Z. Végvári, E. T-Krasznai, J. Görgényi, V. B-Béres, & V. Lér, 2023. A two-dimensional morphospace for cyanobacteria and microalgae: Morphological diversity, evolutionary relatedness, and size constraints. *Freshwater Biology* 68: 115–126, <https://doi.org/10.1111/fwb.14013>.
- Bouton, N., Iserbyt, A. & Van Gossum, H. (2011). Thermal plasticity in life-history traits in the polymorphic blue-tailed damselfly, *Ischnura elegans*: no differences between female morphs. *Journal of Insect Science* 11, 1–11.
- Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M., & West, G. B. (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85, 1771–1789.
- Buczkó, K., Zs. Trábert, Cs. Stenger-Kovács, K. Tapolczai, T. Bíró, M. Duleba, A. Földi, J. Korponai, E. Vadkerti, Zs. Végvári, & É. Ács, 2022. Rapid expansion of an aquatic invasive species (AIS) in Central-European surface waters; a case study of *Achnanthes delmontii*. *Ecological Indicators* 135: 108547, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108547>.
- Butterwick, C., Heaney, S. I., & Talling, J. F. (2005). Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. *Freshwater Biology*, 50(2), 291–300.
- Bylaardt, J. V., & Cyr, H. (2011). Does a warmer lake mean smaller benthic algae? Evidence against the importance of temperature–size relationships in natural systems. *Oikos*, 120(2), 162–169.
- Chalifour, A., & P. Juneau, 2011. Temperature-dependent sensitivity of growth and photosynthesis of *Scenedesmus obliquus*, *Navicula pelliculosa* and two strains of *Microcystis aeruginosa* to the herbicide atrazine. *Aquatic Toxicology* 103: 9–17, <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.01.016>.
- Clements, W.H., Arnold, J.L., Koel, T.M., Daley, R., Jean, C. (2011) Responses of benthic macroinvertebrate communities to natural geothermal discharges in Yellowstone National Park, USA. *Aquatic Ecology* 45: 137–149.
- Dallas, H.F., Ketley, Z.A. (2011) Upper thermal limits of aquatic macroinvertebrates: comparing critical thermal maxima with 96-LT50 values. *Journal of Thermal Biology* 36: 322–327.
- Dallas, H.F., Rivers-Moore, N.A. (2012) Critical thermal maxima of aquatic macroinvertebrates: towards identifying bioindicators of thermal alteration. *Hydrobiologia* 679: 61–76.
- Daufresne, M., Bady, P., Fruget, J.P. (2007) Impact of global changes and extreme hydroclimatic events on macroinvertebrate community structures in the French Rhone River. *Oecologia* 151: 544–559.
- Daufresne, M., K. Lengfellner, & U. Sommer, 2009. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 12788–12793, <https://doi.org/10.1073/pnas.0902080106>.
- Daufresne, M., Roger, M. C., Capra, H., & Lamouroux, N. (2003). Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: effects of climatic factors. *Global Change Biology*, 10, 124–140. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.00720.x>
- Davis, T. W., Berry, D. L., Boyer, G. L., & Gobler, C. J. (2009). The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful algae*, 8(5), 715–725.

- de Kozłowski, S. J., D. L. Bunting, II, 1981: A laboratory study on the thermal tolerance of four southeastern stream insect species (Trichoptera, Ephemeroptera). *Hydrobiologia* 79:141–145.
- De Nie, H. W. (1982). Effects of thermal effluents from the Bergum power station on the zooplankton in Lake Bergum. *Hydrobiologia*, 95, 337–349.
- Delgado, C., Feio, M. J., Pardo, I., & Almeida, S. F. (2020). Effects of water temperature over benthic diatom communities: insights from thermal springs. *Plant Ecology & Diversity*, 13(3-4), 325–337.
- Delgado, C., M. J. Feio, I. Pardo, & S. F. P. Almeida, 2020. Effects of water temperature over benthic diatom communities: insights from thermal springs. *Plant Ecology & Diversity* 13: 325–337, <https://doi.org/10.1080/17550874.2020.1762133>.
- Descy, J. P., & Mouvet, C. (1984). Impact of the Tihange nuclear power plant on the periphyton and the phytoplankton of the Meuse River (Belgium). *Hydrobiologia*, 119, 119–128. <https://doi.org/10.1007/BF00011951>
- Descy, J. P., & Mouvet, C. (1984). Impact of the Tihange nuclear power plant on the periphyton and the phytoplankton of the Meuse River (Belgium). *Hydrobiologia*, 119, 119–128.
- Desforges, J. E., Birnie-Gauvin, K., Jutfelt, F., Gilmour, K. M., Eliason, E. J., Dressler, T. L., McKenzie, D. J., Bates, A. E., Lawrence, M. J., Fague, N., & Cooke, S. J. (2023). The ecological relevance of critical thermal maxima methodology for fishes. *Journal of Fish Biology*, 102(5), 1000–1016. <https://doi.org/10.1111/jfb.15368>
- Dietrich, J.S., Welti, E.A.R., Haase, P. (2023) Extreme climatic events alter the aquatic insect community in a pristine German stream. *Climate Change* 176: 68.
- EC (1976) Council Directive 76/464/EEC of 4 May 1976 on pollution caused by certain dangerous substances discharged into the aquatic environment of the community. Official Journal of the European Communities L129, 23–29 (18 May 1976).
- Ejsmont-Karabin, J., Kuczyńska-Kippen, N., & Walczyńska, A. (2026). Do littoral rotifers follow Bergmann's rule? *Hydrobiologia*.
- Elliott, J. A., Jones, I. D., & Thackeray, S. J. (2006). Testing the sensitivity of phytoplankton communities to changes in water temperature and nutrient load, in a temperate lake. *Hydrobiologia*, 559, 401–411.
- EN 13946, 2014. Water quality. Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers.
- EN 14407, 2014. Water quality. Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters.
- Encalada, A. C., Flecker, A. S., Poff, N. L. R., Suarez, E., Herrera, G. A., Rios-Touma, B., Jumani, S., Larson, E. I. & Anderson, E. P. (2019). A global perspective on tropical montane rivers. *Science* 365, 1124–1129.
- Erős, T., Tóth, B., Sevcsik, A., & Schmera, D. (2008). Comparison of Fish Assemblage Diversity in Natural and Artificial Rip-Rap Habitats in the Littoral Zone of a Large River (River Danube, Hungary). *International Review of Hydrobiology*, 93, 88–105.
- Falkowski, P. G., and Raven, J. A. (1997). *Aquatic Photosynthesis*. Oxford: Blackwell, 375.
- Fazlutdinova, A., Kulikovskiy, M., Maltsev, Y., Genkal, S., & Kociolek, P. (2020). Diatoms in Kamchatka's Hot Spring Soils. *Diversity*, 12, 435.
- Figuerola-Torres, M. G. (2001). Diatoms in the fish rearing centre in Temascal, Oaxaca, Mexico. *Hidrobiológica*, 11(1), 85–96.
- Fornarioli, R., White, J. C., Boggero, A. & Laini, A. (2020). Spatial and temporal patterns of macroinvertebrate assemblages in the River Po Catchment (Northern Italy). *Water* 12, 1–17.
- Forster, J., Hirst, A. G. & Atkinson, D. (2012). Warming-induced reductions in body size are greater in aquatic than terrestrial species. *PNAS* 109, 19310–19314.

- Foy, R. H., Gibson, C. E., & Smith, R. V. (1976). The influence of daylength, light intensity and temperature on the growth rates of planktonic blue-green algae. *British phycological journal*, 11(2), 151-163.
- Füstös, V., Sály, P., Szalóky, Z., Tóth, B., Vítál, Z., Specziár, A., Fleit, G., Baranya, S., Józsa, J., Erős, T. (2023). Effects of a nuclear power plant warmwater outflow on environmental conditions and fish assemblages in a very large river. (the Danube, Hungary) *Ecohydrology* 16: 3 Paper: e2512. <https://doi.org/10.1002/eco.2512>
- Geerts, A. N., Vanoverbeke, J., Vanschoenwinkel, B., & De Meester, L. (2015). Rapid evolution of thermal tolerance in *Daphnia magna* in response to climate change. *Nature Climate Change*, 5, 665–668.
- Gillooly, J. F. & Dodson, S. I. (2000b). The relationship of neonate mass and incubation temperature to embryonic development time in a range of animal taxa. *Journal of Zoology* 251, 369–375.
- Goldman, J. C., & Carpenter, E. J. (1974). A kinetic approach to the effect of temperature on algal growth 1. *Limnology and Oceanography*, 19(5), 756-766.
- Gordon, T. A. C., Neto-Cerejeira, J., Furey, P. C. & O’Gorman, E. J. (2018). Changes in feeding selectivity of freshwater invertebrates across a natural thermal gradient. *Current Zoology* 64, 231–242.
- Goss, L. B., & Bunting, D. L. (1976). Thermal tolerance of zooplankton. *Water Research*, 10, 387–394.
- Goto, N., O. Mitamura, & H. Terai, 2001. Biodegradation of photosynthetically produced extracellular organic carbon from intertidal benthic algae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 257: 73–86, [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(00\)00329-4](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00329-4).
- Guimarães, L. S. F., Carvalho-Junior, L., Façanha, G. L., Resende, N. S., Neves, L. M., & Cardoso, S. J. (2023). Meta-analysis of the thermal pollution caused by coastal nuclear power plants and its effects on marine biodiversity. *Marine Pollution Bulletin*, 195, 115452.
- Gulyás P. 1981: A hőszennyezés komplex hatásainak meghatározása. – témaszám: 721/3/18, azonosító: 3763.
- Györe, K. (1995). Magyarország természetesvizi halai. KGI, Budapest. p. 339.
- Harrison, W. G., L. R. Harris, & B. D. Irwin, 1996. The kinetics of nitrogen utilization in the oceanic mixed layer: Nitrate and ammonium interactions at nanomolar concentrations. *Limnology and Oceanography* 41: 16–32, <https://doi.org/10.4319/lo.1996.41.1.0016>.
- Havens, K. E., Pinto-Coelho, R. M., Beklioğlu, M., Christoffersen, K. S., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Mazumder, A., Méthot, G., Alloul, B. P., Tavşanoğlu, U. N., Erdoğan, Ş., & Vijverberg, J. (2015). Temperature effects on body size of freshwater crustacean zooplankton from Greenland to the tropics. *Hydrobiologia*, 743(1), 27–35.
- Hickman, M., & Klarer, D. M. (1975). The effect of the discharge of thermal effluent from a power station on the primary productivity of an epiphytic algal community. *British Phycological Journal*, 10(1), 81-91.
- Hoagland, K. D., J. R. Rosowski, M. R. Gretz, & S. C. Roemer, 1993. DIATOM extracellular polymeric substances: function, fine structure, chemistry, and physiology. *Journal of Phycology* 29: 537–566, <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1993.00537.x>.
- Hu, S., Zhang, C., Liu, Q., Li, T., Huang, H., & Liu, S. (2023). Short-term responses of phytoplankton size-fractionated structure and photosynthetic physiology to thermal effluent in a subtropical coastal bay. *Frontiers in Marine Science*, 10, 1102686.
- Huber, V., Wagner, C., Gerten, D., & Adrian, R. (2010). To bloom or not to bloom: contrasting responses of phytoplankton and crustacean zooplankton to heat waves explained by food limitation. *Limnology and Oceanography*, 55, 37–50.

- Jan, R-Q., Chen, J-P., Lin, C-Y., & Shao, K-T. (2001). Long-term monitoring of the coral reef fish communities around a nuclear power plant. *Aquatic Ecology*, 35, 233–243. <https://doi.org/10.1023/A:1011496117632>
- Jin, P., & S. Agustí, 2018. Fast adaptation of tropical diatoms to increased warming with trade-offs. *Scientific Reports* 8: 17771, <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36091-y>.
- Jørgensen, E. G., 1968. The Adaptation of Plankton Algae: II. Aspects of the Temperature Adaptation of *Skeletonema costatum*. *Physiologia Plantarum* 21: 423–427, <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.1968.tb07266.x>.
- Jöhnk, K. D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P. M., & Stroom, J. M. (2008). Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology*, 14.
- Lamberti, G.A., Resh, V. H. 1985: Distribution of benthic algae and macroinvertebrates along a thermal stream gradient. *Hydrobiologia* 12813–21.
- Lambret, P., Hilaire, S. & Stoks, R. (2017). Egg hatching phenology and success of *Lestes macrostigma* in two temporary brackish ponds. *International Journal of Odonatology* 20, 1–12
- Larras, F., A. Bouchez, F. Rimet, & B. Montuelle, 2012. Using Bioassays and Species Sensitivity Distributions to Assess Herbicide Toxicity towards Benthic Diatoms. *PLoS ONE* 7: e44458, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044458>.
- Law, R. J., 2011. A review of the function and uses of, and factors affecting, stream phytobenthos. *Freshwater Reviews* 4: 35-166, <https://doi.org/10.1608/FRJ-4.1.448>.
- Le Bouteiller, A., 1986. Environmental control of nitrate and ammonium uptake by phytoplankton in the Equatorial Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 30: 167–179, <https://doi.org/10.3354/meps030167>.
- Le, T. T. Y., Becker, A., Kleinschmidt, J., Mayombo, N. A. S., Farias, L., Beszteri, S., & Beszteri, B. (2023). Revealing interactions between temperature and salinity and their effects on the growth of freshwater diatoms by empirical modelling. *Phycology*, 3, 413–435.
- Lencioni, V., Bernabò, P., Cesari, M., Rebecchi, L. & Cesari, M. (2013). Thermal stress induces HSP70 proteins synthesis in larvae of the cold stream non-biting midge *Diamesa cinerella* Meigen. *Archives of Insect Biochemistry and Physiology* 83, 1–14.
- Lengyel, E., A. W. Kovács, J. Padisák, & C. Stenger-Kovács, 2015. Photosynthetic characteristics of the benthic diatom species *Nitzschia frustulum* (Kützinger) Grunow isolated from a soda pan along temperature-, sulfate- and chloride gradients. *Aquatic Ecology* 49: 401–416, <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9533-4>.
- Lengyel, E., Stenger-Kovács, C., Boros, G., Al-Imari, T. J. K., Novák, Z., & Bernát, G. (2023). Anticipated impacts of climate change on the structure and function of phytobenthos in freshwater lakes. *Environmental Research*, 238, 117283.
- Lerf, V., G. Borics, I. Tóth, T. Kisantal, Á. Lukács, B. Tóthmérész, Z. Buczolich, B. Bárány, Z. Végvári, & E. T-Krasznai, 2024. Measures of morphological complexity of microalgae and their linkage with organism size. *Hydrobiologia* 851: 751–764, <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05338-9>.
- Leung, P. T. Y., A. X. Yi, J. C. H. Ip, S. S. T. Mak, & K. M. Y. Leung, 2017. Photosynthetic and transcriptional responses of the marine diatom *Thalassiosira pseudonana* to the combined effect of temperature stress and copper exposure. *Marine Pollution Bulletin* 124: 938–945, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.038>.
- Li, T., Liu, S., Huang, L., Huang, H., Lian, J., Yan, Y., & Lin, S. (2011). Diatom to dinoflagellate shift in the summer phytoplankton community in a bay impacted by nuclear power plant thermal effluent. *Marine Ecology Progress Series*, 424, 75-85.

- Li, X. Y., Li, B., & Sun, X. L. (2014). Effects of a coastal power plant thermal discharge on phytoplankton community structure in Zhanjiang Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), 210-217.
- Lomas, M. W., & P. M. Glibert, 1999. Temperature regulation of nitrate uptake: A novel hypothesis about nitrate uptake and reduction in cool-water diatoms. *Limnology and Oceanography* 44: 556–572, <https://doi.org/10.4319/lo.1999.44.3.0556>.
- Lukács, Á., I. Bácsi, Z. Nemes-Kókai, G. Borics, G. Várbíró, E. T-Krasznai, & V. B-Béres, 2021. Strong influence of climatic extremes on diversity of benthic algae and cyanobacteria in a lowland intermittent stream. *Ecohydrology* 14: e2286, <https://doi.org/10.1002/eco.2286>.
- Lukács, Á., Z. Kókai, P. Török, I. Bácsi, G. Borics, G. Várbíró, E. T-Krasznai, B. Tóthmérész, & V. B-Béres, 2018. Colonisation processes in benthic algal communities are well reflected by functional groups. *Hydrobiologia* 823: 231–245, <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3711-z>.
- Lürling, M., Eshetu, F., Faassen, E. J., Kosten, S., & Huszar, V. L. (2013). Comparison of cyanobacterial and green algal growth rates at different temperatures. *Freshwater Biology*, 58(3), 552-559.
- Macaulay, S.J., Hageman, K.J., Piggott, J.J., Juvigny-Khenafou, N.P.D., Matthaei, C.D. (2021) Warming and imidacloprid pulses determine macroinvertebrate community dynamics in experimental streams. *Global Change Biology* 27: 5469-5490.
- Magnusson, M., K. Heimann, & A. P. Negri, 2008. Comparative effects of herbicides on photosynthesis and growth of tropical estuarine microalgae. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1545–1552, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.05.023>.
- Matthews, W. J. (1998). *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Chapman & Hall: New York, USA. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-4066-3>
- McCauley, S. J., Hammond, J. I. & Mabry, K. E. (2018). Simulated climate change increases larval mortality, alters phenology, and affects flight morphology of a dragonfly. *Ecosphere* 9, 1–14.
- McKew, B. A., J. D. Taylor, T. J. McGenity, & G. J. C. Underwood, 2011. Resistance and resilience of benthic biofilm communities from a temperate saltmarsh to desiccation and rewetting. *The ISME Journal* 5: 30–41, <https://doi.org/10.1038/ismej.2010.91>.
- McKie, B. G. & Pearson, R. G. (2006). Environmental variation and the predator-specific responses of tropical stream insects: effects of temperature and predation on survival and development of Australian Chironomidae (Diptera). *Oecologia* 149, 328–339.
- McMahon, R.F., Matthews, M.A., Ussery, T. A., Chase, R., Clarke, M. (1995) Studies of heat tolerance of Zebra mussels: Effects of temperature acclimation and chronic exposure to lethal temperatures. Technical Report EL-95-9. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 3909 Halls Ferry Road, Vicksburg, MS.
- Montagnes, D. J. S., & M. Franklin, 2001. Effect of temperature on diatom volume, growth rate, and carbon and nitrogen content: Reconsidering some paradigms. *Limnology and Oceanography* 46: 2008–2018, <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.8.2008>.
- Moore, M. V., & Folt, C. L. (1993). Zooplankton body size and community structure: effects of thermal and toxicant stress. *Trends in Ecology & Evolution*, 8, 178–183. MSZ 21978-2 Algateszt. MSZ 21978-36 A mérgezőképesség meghatározása algatenyésztéssel.
- MSZ EN 28692 Vízminőség. Édesvízi alga növekedésgátlási tesztje *Scenedesmus subspicatus* és *Selenastrum capricornutum* algafajokkal. (ISO 8692:1989).
- Nashaat, M. R., Merhoon, K. A., Salman, S. K., Abbas, E. K., & Ali, E. H. (2019, July). Impact of al-rasheed power plant effluents on phytoplankton biodiversity in Tigris River, Southern Baghdad. In *Journal of Physics: Conference Series* (Vol. 1234, No. 1, p. 012064). IOP Publishing.

- Negus, P. M., Marshall, J. C., Steward, A. L., McGregor, G. B., & O'Connor, R. A. (2020). Aquatic biota in hot water: Thermal gradients in rheocene hot spring discharges as analogues for the effects of climate warming. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 421, 49.
- Nichols, S. J., 1981. Effect of thermal effluents on oligochaetes in Keowee Reservoir, South Carolina. *Hydrobiologia* 79: 129–136.
- Niedrist, G. H. & Fuředer, L. (2020). Real-time warming of alpine streams: (re) defining invertebrates' temperature preferences. *River Research and Applications* 37, 283–293.
- Olson, R. J., D. Vault, & S. W. Chisholm, 1986. Effects of Environmental Stresses on the Cell Cycle of Two Marine Phytoplankton Species. *Plant Physiology* 80: 918–925, <https://doi.org/10.1104/pp.80.4.918>.
- Orr, S. E. & Buchwalter, D. B. (2020). It's all about the fluxes: temperature influences ion transport and toxicity in aquatic insects. *Aquatic Toxicology* 221, 1–7.
- Quinn, J.M., Steele, G.L., Vickers, M.L. (1994) Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream invertebrate species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 28: 391–397.
- Owen, R. B., R. W. Renaut, & B. Jones, 2008. Geothermal diatoms: a comparative study of floras in hot spring systems of Iceland, New Zealand, and Kenya. *Hydrobiologia* 610:175–192, <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9432-y>.
- Paillex, A., Castella, E., zu Ermgassen, P., Gallardo, B., Aldridge, D.C. (2017) Large river floodplain as a natural laboratory: non-native macroinvertebrates benefit from elevated temperatures. *Ecosphere* 8: e01972.
- Passy, S. I., 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic botany Elsevier* 86: 171–178.
- Patrick, R., 1971. The effects of increasing light and temperature on the structure of diatom communities. *Limnology and Oceanography* 16: 405–421, <https://doi.org/10.4319/lo.1971.16.2.0405>.
- Pethő, M., 1996. Mezőgazdasági növények élettana. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Pitchaikani, J. S., Ananthan, G., & Sudhakar, M. (2010). Studies on the effect of coolant water effluent of tuticorin thermal power station on hydro biological characteristics of Tuticorin Coastal Waters, South East Coast of India. *Current Research Journal of Biological Sciences*, 2(2), 118–123.
- Potapova, M., & D. F. Charles, 2007. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators* 7: 48–70, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.10.001>.
- Pound, K. L., C. A. Larson, & S. I. Passy, 2021. Current distributions and future climate-driven changes in diatoms, insects and fish in US streams. *Global Ecology and Biogeography Wiley Online Library* 30: 63–78.
- Prelle, L. R., A. Graiff, S. Gründling-Pfaff, V. Sommer, K. Kuriyama, & U. Karsten, 2019. Photosynthesis and Respiration of Baltic Sea Benthic Diatoms to Changing Environmental Conditions and Growth Responses of Selected Species as Affected by an Adjacent Peatland (Hütelmoor). *Frontiers in Microbiology* 10: 1500, <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01500>.
- Prelle, L. R., Schmidt, I., Schimani, K., Zimmermann, J., Abarca, N., Skibbe, O., Juchem, D., & Karsten, U. (2022). Photosynthetic, respirational, and growth responses of six benthic diatoms from the Antarctic Peninsula as functions of salinity and temperature variations. *Genes*, 13, 1264.
- Quevedo, L., C. Ibáñez, & N. Caiola, 2018. Benthic Diatom Communities of a Large Mediterranean River under the Influence of a Thermal Effluent. *Open Journal of Ecology* 08: 104–125, <https://doi.org/10.4236/oje.2018.82008>.

- Quintela, A., S. Almeida, D. Terroso, E. Ferreira Da Silva, V. Forjaz, & F. Rocha, 2013. Diatom assemblages of thermal and mineral waters from volcanic environments in São Miguel Island, Azores. *Diatom Research* 28: 407–417, <https://doi.org/10.1080/0269249X.2013.822833>.
- Ras, M., Steyer, J. P., & Bernard, O. (2013). Temperature effect on microalgae: a crucial factor for outdoor production. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 12(2), 153-164.
- Rasconi, S., Winter, K., & Kainz, M. J. (2017). Temperature increase and fluctuation induce phytoplankton biodiversity loss—Evidence from a multi-seasonal mesocosm experiment. *Ecology and Evolution*, 7(9), 2936-2946.
- Rasmussen, J. B., 1982. The effect of thermal effluent, before and after macrophyte harvesting, on standing crop and species composition of benthic macroinvertebrate communities in Lake Wabamun, Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 60: 3196–3205.
- Raven, J. A., & R. J. Geider, 1988. Temperature and algal growth. *New Phytologist* 110: 441–461, <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1988.tb00282.x>.
- Razlutskiy, V. I., Korneva, L. G., & Mineeva, N. M. (2018). Zooplankton and phytoplankton responses to long-term warming in heated lakes. *Hydrobiologia*, 822, 1–17.
- Rhee, G. Y., & Gotham, I. J. (1981). The effect of environmental factors on phytoplankton growth: temperature and the interactions of temperature with nutrient limitation 1. *Limnology and Oceanography*, 26(4), 635-648.
- Rhee, G., & I. J. Gotham, 1981. The effect of environmental factors on phytoplankton growth: Temperature and the interactions of temperature with nutrient limitation. *Limnology and Oceanography* 26: 635–648, <https://doi.org/10.4319/lo.1981.26.4.0635>.
- Richardson, A. J. (2008). In hot water: zooplankton and climate change. *ICES Journal of Marine Science*, 65, 279–295.
- Roberts, R. D., & Zohary, T. (1987). Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 21(3), 391-399.
- Rogowski, D. L. & Stewart, K. R. (2016). Effects of increased temperature on a Trichoptera (Hydropsychidae) from premontane forest streams in southern Costa Rica. *Tropical Ecology* 57, 57–68.
- Salleh, S., & A. McMinn, 2011. The effects of temperature on the photosynthetic parameters and recovery of two temperate benthic microalgae, *Amphora* cf. *coffeaeformis* And *Cocconeis* cf. *sublittoralis* (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology* 47: 1413–1424, <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2011.01079.x>.
- Schiel, D. R., Steinbeck, J. R., & Foster, M. S. (2004). Ten years of induced ocean warming causes comprehensive changes in marine benthic communities. *Ecology*, 85, 1833–1839. <https://doi.org/10.1890/03-3107>.
- Sipkay, C., Kiss-Keve, T., Vadadi-Fülöp, C., Homoródi, R., & Hufnagel, L. (2012). Simulation modeling of phytoplankton dynamics in a large eutrophic river, Hungary—Danubian Phytoplankton Growth Model (DPGM). *Biologia*, 67, 323-337.
- Smol, J. P., & E. F. Stoermer, 2010. The diatoms: applications for the environmental and earth sciences. Cambridge university press, Cambridge.
- Smol, J. P., 1988. Paleoclimate proxy data from freshwater arctic diatoms: With 2 figures and 1 table in the text. *SIL Proceedings*, 1922-2010 23: 837–844, <https://doi.org/10.1080/03680770.1987.11899722>.
- Souffreau, C., Vanormelingen, P., Verleyen, E., Sabbe, K., & Vyverman, W. (2010). Tolerance of benthic diatoms from temperate aquatic and terrestrial habitats to experimental desiccation and temperature stress. *Phycologia*, 49(4), 309–324.

- Spidle, A.P., Mills, E.L., May, B. (1995) Limits to tolerance of temperature and salinity in the quagga mussel (*Dreissena bugensis*) and the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 2108-2119.
- Squires, L. E., Rushforth, S. R., & Brotherson, J. D. (1979). Algal response to a thermal effluent: study of a power station on the Provo River, Utah, USA. *Hydrobiologia*, 63, 17-32.
- Srivastava, N. K., Ambasht, R. S., & Kumar, R. (1993). Effect of thermal power effluents on the community structure and primary production of phytoplankton. *Environment international*, 19(1), 79-90.
- Stewart, B.A., Close, P.G., Cook, P.A., Davies, P.M. (2013) Upper thermal tolerances of key taxonomic groups of stream invertebrates. *Hydrobiologia* 718: 131-140.
- Stock, W., B. Vanellander, F. Rüdiger, K. Sabbe, W. Vyverman, & U. Karsten, 2019. Thermal Niche Differentiation in the Benthic Diatom *Cylindrotheca closterium* (Bacillariophyceae) Complex. *Frontiers in Microbiology* 10: 1395, <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01395>.
- Şundri, M. I., & Gomoiu, M. T. (2009). Qualitative and quantitative structure of zooplankton associations in the Danube thermal discharge area of NPP Cernavoda. *Romanian Journal of Biology – Zoology*, 54, 55–72.
- Svensson, F., J. Norberg, & P. Snoeijs, 2014. Diatom Cell Size, Coloniality and Motility: Trade-Offs between Temperature, Salinity and Nutrient Supply with Climate Change. *PLoS ONE* 9: e109993, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109993>.
- Sweeney, B. W. & Vannote, R. L. (1984). Influence of food quality and temperature on life history characteristics of the parthenogenetic mayfly, *Cloeon triangulifer*. *Freshwater Biology* 14, 621–630.
- Szabó, K., K. T. Kiss, L. Ector, M. Kecskés, & É. Ács, 2004. Benthic diatom flora in a small Hungarian tributary of River Danube (Rakos-stream). *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes* 111: 79–94, <https://doi.org/10.1127/1864-1318/2004/0111-0079>.
- Szalóky, Z., Füstös, V., Tóth, B., & Erős, T. (2021). Environmental drivers of benthic fish assemblages and fish-habitat associations in offshore areas of a very large river. *River Research and Applications*, 37, 712–721. <https://doi.org/10.1002/rra.3793>.
- Széchy, M. T. M., Koutsoukos, V. S., & Barboza, C. A. M. (2017). Long-term decline of brown algal assemblages from southern Brazil under the influence of a nuclear power plant. *Ecological Indicators*, 80, 258–267.
- Szilágyi F. 2005: A hőszennyezés ökológiai hatásai. Mérnökökológiai jegyzet. Budapest Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Építőmérnöki Kar, Víz Közmű és Környezetmérnöki Tanszék. 152 pp.
- Tang, S. M., Yan Yan, and Bin Chen. "Impacts of thermal effluent on the phytoplankton community structures nearby Dayawan Nuclear Power Station in spring and summer." *Journal of Applied Oceanography* 32.3 (2013): 373-382.
- Tao, Z., Wang, J., Wang, Y., Jin, X., Shuo, W., Li, C., & Sun, S. (2026). Interannual variation in zooplankton communities around a nuclear power plant and their relationships with thermal effluent in summer. *Marine Environmental Research*, 213, 107609.
- Teesalu, P., Muuga, J.M., Hurt, M., Kalde, K., Noges, T., Ercoli, F. (2025) Effect of temperature on marbled crayfish (*Procambarus virginalis*, Lyko 2017) invasion ecology. *Hydrobiologia* 852: 3541-3558.
- Teixeira, T. P., Neves, L. M., & Araújo, F. G. (2009). Effects of a nuclear power plant thermal discharge on habitat complexity and fish community structure in Ilha Grande Bay, Brazil. *Marine Environmental Research*, 68, 188–195.

- Teixeira, T. P., Neves, L. M., & Araújo, F. G. (2012). Thermal impact of a nuclear power plant in a coastal area in Southeastern Brazil: effects of heating and physical structure on benthic cover and fish communities. *Hydrobiologia*, 684, 161–175. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0980-1>.
- Thompson, P. L., Declerck, S. A. J., & mtsai. (2015). Warming induces synchrony and destabilizes experimental pond zooplankton metacommunities. *Oikos*, 124, 605–616.
- Thompson, P., 1999. The response of growth and biochemical composition to variations in daylength, temperature, and irradiance in the marine diatom *Thalassiosira pseudonana* (bacillariophyceae). *Journal of Phycology* 35: 1215–1223, <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.1999.3561215.x>.
- Tilman, D., 1977. Resource Competition between Plankton Algae: An Experimental and Theoretical Approach. *Ecology* 58: 338–348, <https://doi.org/10.2307/1935608>.
- Tilman, D., M. Mattson, & S. Langer, 1981. Competition and nutrient kinetics along a temperature gradient: An experimental test of a mechanistic approach to niche theory. *Limnology and Oceanography* 26: 1020–1033, <https://doi.org/10.4319/lo.1981.26.6.1020>.
- Tornés, E., S. Sabater, & M. Kahlert, 2022. Climate change effects on riverine benthic diatoms: a review on the current knowledge and future research directions. *Hydrobiologia* 849: 2363–2381.
- Trabert, Zsuzsa, Monika Duleba, Tibor Biro, Peter Dobosy, Angéla Földi, Andras Hidas, Keve Tihamer Kiss et al. "Effect of land use on the benthic diatom community of the Danube River in the Region of Budapest." *Water* 12, no. 2 (2020): 479.
- Tunowski, J. (2009). Changes in zooplankton abundance and community structure in the cooling channel system of the Konin and Pątnów power plants. *Archives of Polish Fisheries*, 17(4).
- Van Donk, E., & S. S. Kilham, 1990. Temperature effects on silicon- and phosphorus-limited growth and competitive interactions among three diatoms. *Journal of Phycology* 26: 40–50.
- Van Doorslaer, W., Stoks, R., Jeppesen, E., & De Meester, L. (2007). Adaptive microevolutionary responses to simulated global warming in *Simocephalus vetulus*: a mesocosm study. *Global Change Biology*, 13, 878–886.
- Van Urk, G. (1978). The effects of a temperature shock on zooplankton. *Hydrobiological Bulletin*, 12, 153–159.
- Vannote, R. L. & Sweeney, B. W. (1980). Geographic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *The American Naturalist* 115, 667–695.
- Verbrugge, L.N.H., Schipper, A.M., Huijbregts, M.A.J., Van der Velde, G., Leuven, R.S.E.W. (2012) Sensitivity of native and non-native mollusc species to changing river water temperature and salinity. *Biological Invasions* 14: 1187-1199.
- Verity, P. G., 1981. Effects of temperature, irradiance, and daylength on the marine diatom *leptocylindrus danicus* cleve. I. Photosynthesis and cellular composition. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 55: 79–91, [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(81\)90094-0](https://doi.org/10.1016/0022-0981(81)90094-0).
- Ward, J. V. and Stanford, J. A. 1982: Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. – *Annual Review of Entomology* 27: 97–117.
- Wilde, E. W., Olmsted, L. L., & Gniska, A. (1976). Some observations concerning the effects of a power station's thermal effluent on phytoplankton dynamics. *J. Tenn. Acad. Sci.:(United States)*, 52(1).

- Wolter, C., & Bischoff, A. (2001). Seasonal changes of fish diversity in the main channel of the large lowland river Oder. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17, 595–608. <https://doi.org/10.1002/rrr.645>
- Wolter, C., & Freyhof, J. (2004). Diel distribution patterns of fishes in a temperate large lowland river. *Journal of Fish Biology*, 64, 632–642. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2004.00327.x>
- Worthington, T.A., Shaw, P.J., Daffern, J.R., Langford, T.E.L. (2015) The effect of a thermal discharge on the macroinvertebrate community of a large British river: implications for climate change. *Hydrobiologia* 753: 81-95.
- Xu, D., Wang, H., Han, D., Chen, A., & Niu, Y. (2021). Phytoplankton community structural reshaping as response to the thermal effect of cooling water discharged from power plant. *Environmental Pollution*, 285, 117517.
- Yoder, J. A., 1979. Effect of temperature on light-limited growth and chemical composition of *Skeletonema costatum* (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology* 15: 362–370, <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1979.tb00706.x>.
- Yun, M. S., S. H. Lee, & I. K. Chung, 2010. Photosynthetic activity of benthic diatoms in response to different temperatures. *Journal of Applied Phycology* 22: 559–562, <https://doi.org/10.1007/s10811-009-9493-y>.
- Zhou, W., Yang, Y., Han, W., Song, C., Meng, Z., Zhang, H. & Han, Q (2025) Effects of thermal discharge on the structuring of macrobenthic biological traits around the Sanmen nuclear power plant in East China Sea. *Marine Pollution Bulletin* 213: 117705.
- Živić, I., Živić, M., Milošević, D., Bjelanović, K., Stanojlović, S., Daljević, R., & Marković, Z. (2013). The effects of geothermal water inflow on longitudinal changes in benthic macroinvertebrate community composition of a temperate stream. *Journal of Thermal Biology*, 38(5), 255–263.

3. Az ökológiai elemzések eredményei és az azokból levonható következtetések

3.1. Fitoplankton

3.1.1. A fitoplankton-adatokon alapuló közösségszerkezeti változások elemzése

3.1.1.1. Célkitűzés

Vizsgálatunk célja annak feltárása volt, hogy a hatásterületen jelentkező hőterhelésből fakadó környezeti stressz és az ebből eredő potenciális instabilitás milyen mértékben idéz elő változásokat a fitoplankton közösségek szerkezetében, és ezek a változások hogyan viszonyulnak a közösség természetes, szezonális dinamikájához. Ennek érdekében összehasonlítottuk az érintett és kontroll területeken gyűjtött minták közösségi összetételét, különös tekintettel arra, hogy az esetleges hatásterületi eltérések meghaladják-e a mintavételi hónapokhoz köthető, jól ismert időbeli variabilitást.

3.1.1.2. Hipotézis

- H1: A hatásterületen a hőterhelés által kiváltott stressz szerkezeti átrendeződést okoz.

3.1.1.3. Felhasznált adatok

Az elemzésekhez 2009 és 2024 közötti időszak korábbi vizsgálatainak fitoplankton adatai álltak rendelkezésre. A mintavételi terület a Duna Paks (komp) és Gerjen közötti szakaszára terjed ki, szelvényenként három pontra: balpart, folyó közép és jobbpart. Az adatok szűrését követően így 15 mintavételi pont adatait vettük figyelembe (**9. táblázat**). Az adott évek között a mintavételi gyakoriságokban volt különbség, de ezeket a vizsgálatok során nem vettük figyelembe, mivel ideális hidrometeorológiai szituációban akár egy mintasor eredménye is indikatív lehet, így ezek mellőzése információvesztéssel járna. A mintavételi helyeket a hőerőművi kibocsátás általi érintettség alapján "kontroll" és "hatásterület" kategóriákba soroltuk. A mintavételezések időpontjait és a hozzájuk tartozó mintavételi helyeket és mintaszámokat a **10. táblázat** tartalmazza. Az elemzésben összesen 256 minta fitoplankton közösségadata lett felhasználva, azonban fontos megjegyezni, hogy az elemzéseket nem egy, az összes adatot tartalmazó adatsoron végeztük, hanem évenként lebontva, a minták feldolgozásának módszertani különbözőségei miatt. Az összes adat együttes elemzése során az ökológiai különbségeket elfedi a módszertan különbözőségéből eredő hatás. Egyedüli kivétel az egy mintavételi időpontot tartalmazó 2010-es év, melynek adatait együtt tudtuk elemezni a 2009. év adataival. Az adattáblák minden sora egy mintavételi eseményt jelöl, az oszlopokban a mintavételi esemény azonosítója, a mintavételi hely azonosítója, a mintavétel dátuma, éve, hónapja, az érintettség (kontroll/hatásterület) és a meghatározott fitoplankton taxonok relatív biomasszája található.

9. táblázat. A mintavételi helyek, adattáblában szereplő rövidítésük és a hőterhelés érintettségének besorolása

Mintavételi hely neve	Rövidítés	Érintettség
Paks komp bal part	PKoJ	Kontroll
Paks komp közép	PKoK	Kontroll
Paks komp jobb part	PKoJ	Kontroll
Paks Melegvíz-csatoma bal part	PMCsB	Kontroll
Paks Melegvíz-csatoma közép	PMCsK	Hatásterület
Paks Melegvíz-csatoma jobb part	PMCsJ	Hatásterület
Paks Nagy-sarkantyú bal part	PNSaB	Kontroll
Paks Nagy-sarkantyú közép	PNSaK	Hatásterület
Paks Nagy-sarkantyú jobb part	PNSaJ	Hatásterület
Uszód bal part	UB	Kontroll
Uszód közép	UK	Hatásterület
Uszód jobb part	UJ	Hatásterület
Gerjen Foktő bal part	GFB	Hatásterület
Gerjen Foktő közép	GFK	Hatásterület
Gerjen Foktő jobb part	GFJ	Hatásterület

10. táblázat. A mintavétel időbeni megoszlása az adott hónapban gyűjtött minták feltüntetésével.

	Január	Február	Március	Április	Május	Június	Július	Augusztus	Szeptember	Október	November	December
2009						14		14		14		
2010					14							
2011												
2012									15			
2013												
2014												
2015				15		15		15				
2016												
2017												
2018				15		15		15		15		
2019												
2020												
2021				15		15		15		15		
2022												
2023												
2024				15	15			15		15		

3.1.1.4. Módszer

A minták közösségi összetételének vizsgálatára főkoordináta-analízist (Principal Coordinates Analysis, PCoA) alkalmaztunk. Az analízishez a taxonszintű relatív biomasszaadatokról álló közösségi mátrixot használtuk, ahol a sorok a mintavételi eseményeket, az oszlopok pedig a taxonokat jelölik. Az elemzés robusztusságának biztosításához a ritkán előforduló taxonokat kiszűrtük: csak azokat a taxonokat tartottuk meg, amelyek a minták legalább 5%-ában jelen voltak. Ez a lépés csökkentette a zajt és növelte az ordináció robusztusságát. A közösségi adatokat Hellinger-transzformációnak vetettük alá a nullák dominanciájának mérséklése érdekében. A minták közötti különbségeket ezt követően euklideszi távolság alapján számítottuk, amely Hellinger-transzformált adatok esetén megfelelően tükrözi a közösségi különbségeket. Ez a kombináció széles körben alkalmazott a közösségi ökológiai vizsgálatokban, mivel megfelelően kezeli a sok nullát tartalmazó adatmátrixokat, és lehetővé teszi lineáris módszerek alkalmazását. A főkoordináta-analízist az R statisztikai környezetben végeztük a *vegan* csomag *decostand()* és *vegdist()* függvényeinek, valamint a *base R* *cmdscale()* függvényének alkalmazásával. A főkoordináta-analízist az ordinációs tér első két tengelyére korlátozva végeztük el, amelyek a teljes variancia legnagyobb részét magyarázzák. Az egyes tengelyek által magyarázott varianciát a sajátértékek arányaként számítottuk ki. Az ordinációs ábrákon a mintákat ábrázoltuk, a jelölők formája az érintettséget, színük az adott év mintavételi hónapjait jelöli. A minták közötti távolság az ábrán a közösségi összetétel különbségét indikálja: a közelebb elhelyezkedő pontok hasonlóbb közösségi szerkezetet jeleznek.

A közösségi összetétel különbségeinek statisztikai vizsgálatára permutációs varianciaanalízist (PERMANOVA) alkalmaztunk. Az analízis a főkoordináta elemzéshez is használt euklideszi távolságmátrixot használtuk, mely a Hellinger-transzformált, a taxonszintű relatív biomasszaadatokon alapuló, ritka taxonokat (minták több, mint 5%-ában megtalálható) nem tartalmazó adatsoron alapult. A PERMANOVA analízist szintén R környezetben végeztük a *vegan* csomag *adonis2()* függvényének segítségével. A modellben a közösségi különbségeket a mintavételi hónap (*Month*), az érintettség (*Impact*), valamint ezek interakciója mentén vizsgáltuk:

```
adonis2(dist_mat ~ Impact * Month, data = df_all)
```

Az analízis során 999 permutációt alkalmaztunk, a faktorok hatását a magyarázott variancia arányával (R^2), az F-statisztikával és a p-értékkel jellemeztük. Az R^2 értékek a teljes közösségi variancia azon hányadát jelzik, amely az adott faktorhoz köthető, így a hatás nagyságának (effect size) értelmezésére szolgálnak.

3.1.1.5. Eredmények

A PCoA (**2. ábra**) és a PERMANOVA (**11. táblázat**) eredményei alapján a közösségi összetétel változásait az egyes időszakokban elsősorban a mintavételi idő (hónap) határozta meg, míg az érintettség szerepe általában gyenge vagy nem szignifikáns volt. A 2009 júniusa és 2010 márciusa közötti időszakban az ordinációs ábrán a minták jól elkülönülő csoportokat alkotnak, amelyek egyértelműen a hónapokhoz köthetők. Ezt a PERMANOVA eredményei is megerősítik: a hónap erős és szignifikáns hatással volt a közösségi összetételre ($R^2 = 0,57$; $p = 0,001$), míg az érintettség nem bizonyult jelentős tényezőnek ($R^2 = 0,01$; $p = 0,550$). Az interakció nem volt szignifikáns ($p = 0,628$), ami arra utal, hogy az időbeli mintázat mindkét kategóriában hasonló módon jelentkezett.

A 2012 szeptemberi mintavétel során a PCoA ábra csak korlátozott elkülönülést mutat, ugyanakkor az érintettség hatása szignifikáns volt ($R^2 = 0,13$; $p = 0,019$), ami mérsékelt különbségeket jelez a közösségi összetételben. Itt az ordináció első tengelye mentén négy minta az érintett területeken elkülönül, ezek a PMCsK, GFB, UK és UJ, de másik öt érintett terület (GFK, GFJ, PNSaK, PMCsJ és PNSaJ) a kontroll mintákétól nem különül el.

A 2015 áprilisa és augusztusa közötti időszakban az ordinációs térben a minták jelentős átfedést mutatnak az érintettségi kategóriák között, ugyanakkor a hónapok mentén bizonyos elkülönülés figyelhető meg. A PERMANOVA ezt alátámasztja: a hónap szignifikáns hatást mutatott ($R^2 = 0,17$; $p = 0,001$), míg az érintettség nem volt jelentős ($R^2 = 0,03$; $p = 0,193$). Az interakció nem bizonyult szignifikánsnak ($p = 0,840$).

A 2018 áprilisa és októbere közötti időszakban a PCoA ábrán kifejezett szezonális elkülönülés figyelhető meg, a hónapok szerint jól elkülönülő csoportokkal. Ennek megfelelően a hónap erős és szignifikáns hatást mutatott ($R^2 = 0,20$; $p = 0,001$), míg az érintettség hatása elhanyagolható volt ($R^2 \approx 0$; $p = 0,962$). Az interakció hiánya ($p = 0,956$) arra utal, hogy a szezonális mintázat mindkét érintettségi kategóriában hasonló.

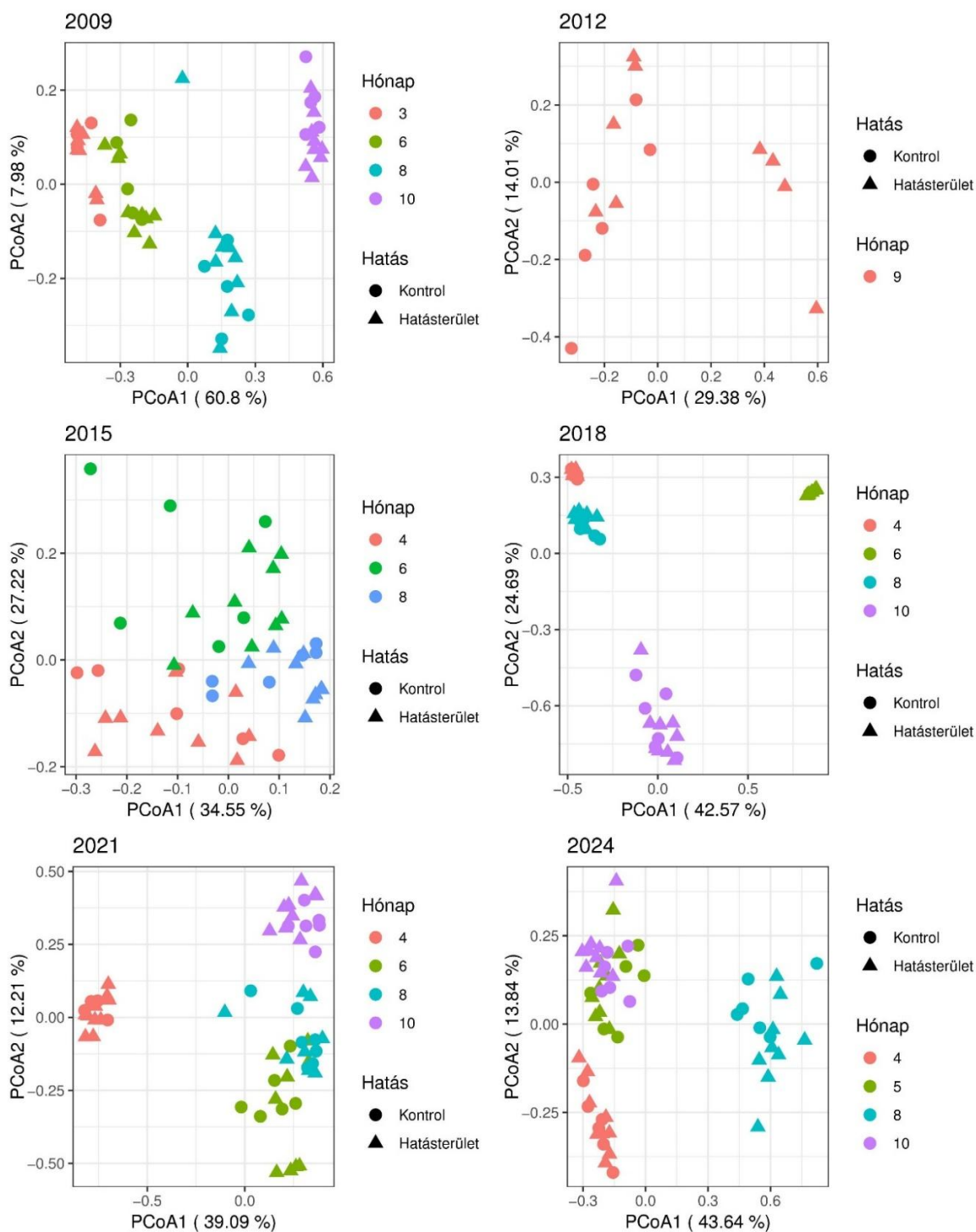
A 2021 áprilisa és októbere közötti időszakban az ordinációs ábra hasonló erős szezonális mintázatot mutat, a hónap hatása továbbra is szignifikáns és erős maradt ($R^2 = 0,28$; $p = 0,001$). Az érintettség ($R^2 = 0,01$; $p = 0,831$) és az interakció ($R^2 = 0,01$; $p = 0,724$) nem volt jelentős.

A 2024 áprilisa és augusztusa közötti időszakban az ordinációs ábrán ismét megfigyelhető bizonyos mértékű elkülönülés a hónapok között. A PERMANOVA eredményei szerint a hónap szignifikáns hatást gyakorolt a közösségi összetételre ($R^2 = 0,11$; $p = 0,001$), míg az érintettség ($R^2 = 0,01$; $p = 0,699$) és az interakció ($p = 0,875$) nem mutatott jelentős hatást.

Az eredmények egyértelműen azt mutatják, hogy a közösségi összetétel változásait elsősorban az időbeli tényezők (szezonális) határozzák meg, amelyek több időszakban is jelentős, esetenként erős magyarázóerővel bírnak ($R^2 = 0,11-0,57$). Ezzel szemben az érintettség hatása csak egyetlen esetben (2012) volt szignifikáns, és akkor is mérsékelt mértékű maradt. Ez az év abban a tekintetben elkülönül a többitől, hogy egyetlen mintavételi időpont adataival rendelkezünk. Az interakciós hatások minden vizsgált időszakban elhanyagolhatónak bizonyultak, ami arra utal, hogy az időbeli mintázatok nem különböztek az érintettségi kategóriák között. Az ordinációs ábrák és a statisztikai eredmények együttesen azt jelzik, hogy a vizsgált rendszerben a közösségi struktúra alakulását döntően szezonális folyamatok irányítják, míg az érintettség szerepe másodlagos vagy korlátozott.

11. táblázat. A közösségi összetétel különbségeinek vizsgálata permutációs varianciaanalízissel (PERMANOVA) az egyes vizsgált időszakokban. A modell az érintettség, a mintavételi hónap, valamint ezek interakciójának hatását tesztelte a közösségi szerkezetre. Az R^2 értékek az egyes tényezők által magyarázott variancia arányát jelzik, míg a p -értékek a 999 permutáción alapuló szignifikanciaszt eredményeit mutatják. A szignifikáns eredményeket félkövérrel szedtük ($p < 0,05$).

Időszak	Változó	R^2	p-érték
2009.06-2010.03	Érintettség	0,01	0,550
	Hónap	0,57	0,001
	Interakció	0,00	0,628
2012.09	Érintettség	0,13	0,019
2015.04-2015.08	Érintettség	0,03	0,193
	Hónap	0,17	0,001
	Interakció	0,01	0,840
2018.04-2018.10	Érintettség	0,00	0,962
	Hónap	0,20	0,001
	Interakció	0,00	0,956
2021.04-2021.10	Érintettség	0,01	0,412
	Hónap	0,28	0,001
	Interakció	0,01	0,868
2024.04-2024.08	Érintettség	0,01	0,699
	Hónap	0,11	0,001
	Interakció	0,01	0,875



2. ábra. A minták fitoplanktonközösség-összetételének főkoordináta-analízise (PCoA) az egyes vizsgált időszakokban. Az ordináció Hellinger-transzformált, relatív biomasza adatokon alapuló euklideszi távolságmátrix felhasználásával készült. A jelölők az egyes mintavételi eseményeket mutatják, színük a mintavételi hónapot, alakjuk az érintettségi kategóriát (kontrol/hatásterület) jelöli. Az ordinációs tengelyek melletti százalékos értékek az adott tengely által magyarázott variancia arányát mutatják. A pontok közötti távolság a közösségi összetétel különbségének mértékét tükrözi, ahol a közelebb elhelyezkedő minták hasonlóbb közösségi szerkezetet jeleznek.

3.1.2. A fitoplankton és az abiotikus környezeti változók integrált statisztikai elemzése

3.1.2.1. Célkitűzés

A vizsgálat célja a rendelkezésre álló környezeti paraméterek (víz fizikai és kémiai jellemzői, valamint hidrológiai adatok) és a hőterhelés fitoplanktonra gyakorolt együttes hatásának értékelése volt. A vizsgált biológiai elemek közül a fitoplankton esetén nemcsak a közösség összetételéről, hanem a fitoplankton mennyiségéről is vannak adatok, így lehetőség van a biomaszra kapcsolatát vizsgálnunk az abiotikus változók függvényében. A vizsgálat célja annak feltárása volt, hogy a biomaszra térbeli és időbeli változását milyen környezeti tényezők határozzák meg, különös tekintettel a tápanyagterhelésre (TN, TP), a lebegőanyag-tartalomra (TSS), valamint a hidrológiai és fizikai körülményekre (vízhozam, vízállás, hőmérséklet). Emellett cél volt a szezonális és éves változékonyság hatásának kontrollálása, hogy a környezeti prediktorok független hatása elkülöníthető legyen.

3.1.2.2. Adatok és feldolgozás

A fitoplankton minták és a vízkémiai célú vizsgálatokra gyűjtött vízminőség-kerületek megvételre, így modelladatokra nem volt szükség. A víz hőmérséklet mérése is a helyszínen zajlott. A hidrológiai adatok közül a vízhozam modell adatokat vettük figyelembe.

Az elemzéshez 154 mintavételi esemény adatait vettük alapul, melyek az alábbi metaadatokat és változókat tartalmazták: mintavételi esemény kódja, mint egyedi azonosító, mintavételi hely kódja, év, hónap, biomasz/EQR, teljes nitrogén (TN), teljes foszfor (TP), összes lebegőanyag-tartalom (TSS), vízhozam, vízállás, helyszíni víz hőmérséklet.

3.1.2.3. Hipotézisek

- H1: A fitoplankton mennyiségét alapvetően meghatározzák a növényi tápanyagok és a víz hőmérséklet.
- H2: Magasabb hőmérséklet nagyobb besugárzás mellett tapasztalható így a fitoplankton-biomasz növekedést mutat a természetes hőmérsékleti gradienssel.
- H3: A kontroll és érintett pontok fitoplankton biomaszája szignifikáns eltérést mutat.
- H4: A fitoplankton-biomasz eltérései gradiens jellegűek.

3.1.2.4. Módszer

A biomasz és a környezeti változók közötti kapcsolatot generalizált lineáris kevert modellel (GLMM) vizsgáltuk. A biomasz pozitív és jobbra ferde eloszlása miatt Gamma eloszlást alkalmaztunk log link függvényvel. Az év (Year) és a mintavételi hely (ID_site) random változóként voltak kezelve, ezáltal figyelembe véve az időbeli és térbeli ismétlődő mintavételezésekből eredő korrelációt. A magyarázó változók közül a TN, TP és TSS log-transzformáción, majd standardizáláson estek át, míg a vízhozam és vízállás standardizált formában kerültek a modellbe. Ez az eljárás biztosította a változók összehasonlíthatóságát és javította a modell stabilitását. A hónapot faktorként vettük figyelembe a szezonális hatások diszkrét modellezésére.

A fitoplankton-biomasz és a hőmérséklet közötti kapcsolatot bivariáns módszerekkel, szórási diagram és Generalized Additive Modell (GAM) alkalmazásával is vizsgáltuk. Ugyancsak vizsgáltuk, hogy van-e eltérés a kontroll és érintett pontok biomaszája között. Az eredményeket dobozdiagramban mutatjuk be. Az eltéréseket varianciaanalízissel (ANOVA) teszteltük.

3.1.2.5. Eredmények:

A fitoplankton-biomassza, valamint a fizikai és kémiai, továbbá hidrológiai változók kapcsolata

A GLMM modell eredményei alapján a biomassza változását elsősorban a hidrológiai és fizikai környezeti tényezők határozták meg (**12. táblázat**). A lebegőanyag-tartalom (TSS) szignifikánsan negatív kapcsolatot mutatott a biomasszával, ami arra utal, hogy a megnövekedett szuszpendált anyagkoncentráció csökkentheti a fényáteresztést és ezáltal limitálhatja a biológiai produktivitást. Ezzel szemben a vízhozam szignifikánsan pozitív hatást mutatott, a vízállás szintén szignifikáns, de negatív kapcsolatot mutatott a biomasszával. Meg kell jegyeznünk, hogy ez az eredmény nincs összhangban az egyszerű kétváltozós kapcsolatok eredményeivel, ahol a vízhozam és a vízállás is negatív kapcsolatot mutat a biomasszával. A vízhozam és a vízállás közötti erős korreláció miatt a lineáris kevert modellben becsült regressziós együtthatók feltételes hatásokat reprezentálnak. Multikollinearitás esetén ezek a becslések érzékenyek lehetnek a modell specifikációjára, és ahogyan jelen esetben is történt, akár a páronkénti (marginalis) kapcsolattal ellentétes előjelűek is lehetnek (4. táblázat).

A tápanyagok közül sem a teljes nitrogén (TN), sem a teljes foszfor (TP) nem mutatott szignifikáns hatást a biomasszára. Ez arra utal, hogy a biomassza alakulását nem közvetlenül a tápanyag-koncentrációk határozzák meg, hanem azok hatása más környezeti változók – különösen a hidrológiai viszonyok és a lebegőanyag-terhelés – által módosított vagy elfedett formában jelenik meg.

A helyszíni víz hőmérséklet nem mutatott szignifikáns hatást, ami arra utalhat, hogy hatása részben már beépül a szezonális és hidrológiai változókba, így önálló hozzájárulása nem különült el a modellben.

A hónap, mint kategóriaváltozó nem bizonyult szignifikánsnak, ami nem feltétlenül a szezonális dinamika hiányára utal, hanem inkább arra, hogy a szezonális változások nem diszkrét hónapok közötti különbségekben, hanem folyamatos környezeti gradiensek (pl. vízhozam, lebegőanyag) mentén jelennek meg.

A random hatások alapján az éves variabilitás jelentősnek bizonyult, ami erős interannuális különbségekre utal a rendszer működésében, míg a mintavételi helyek közötti variancia alacsony volt, ami azt jelzi, hogy a térbeli különbségek kisebb szerepet játszottak a biomassza alakulásában, mint az időbeli változékonyság.

12. táblázat. A biomasszát magyarázó környezeti változók hatásait bemutató általánosított lineáris kevert modell (GLMM, Gamma eloszlás, log link) eredményei.

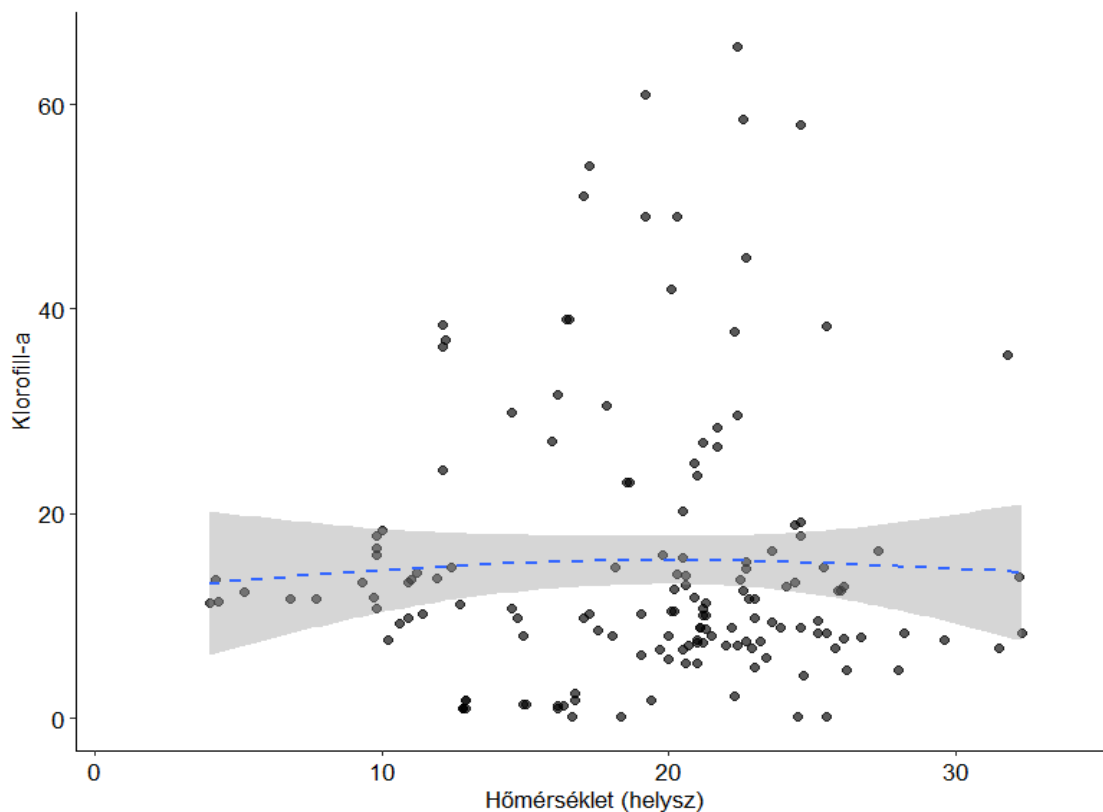
	Becsült hatás	SE	z-érték	p-érték
TN	-0.070	0.073	-0.953	0.341
TP	-0.025	0.071	-0.346	0.730
TSS	-0.224	0.094	-2.395	0.017
Vízhozam	3.819	1.587	2.406	0.016
Vízállás	-4.274	1.604	-2.664	0.008
Hőmérséklet	-0.001	0.021	-0.063	0.950
Április	-1.222	1.911	-0.639	0.523
Május	-1.483	1.958	-0.758	0.449
Június	-2.498	1.951	-1.280	0.200
Augusztus	-2.756	1.927	-1.430	0.153

	Becsült hatás	SE	z-érték	p-érték
Szeptember	-2.353	1.914	-1.230	0.219
Október	-3.387	1.914	-1.770	0.077

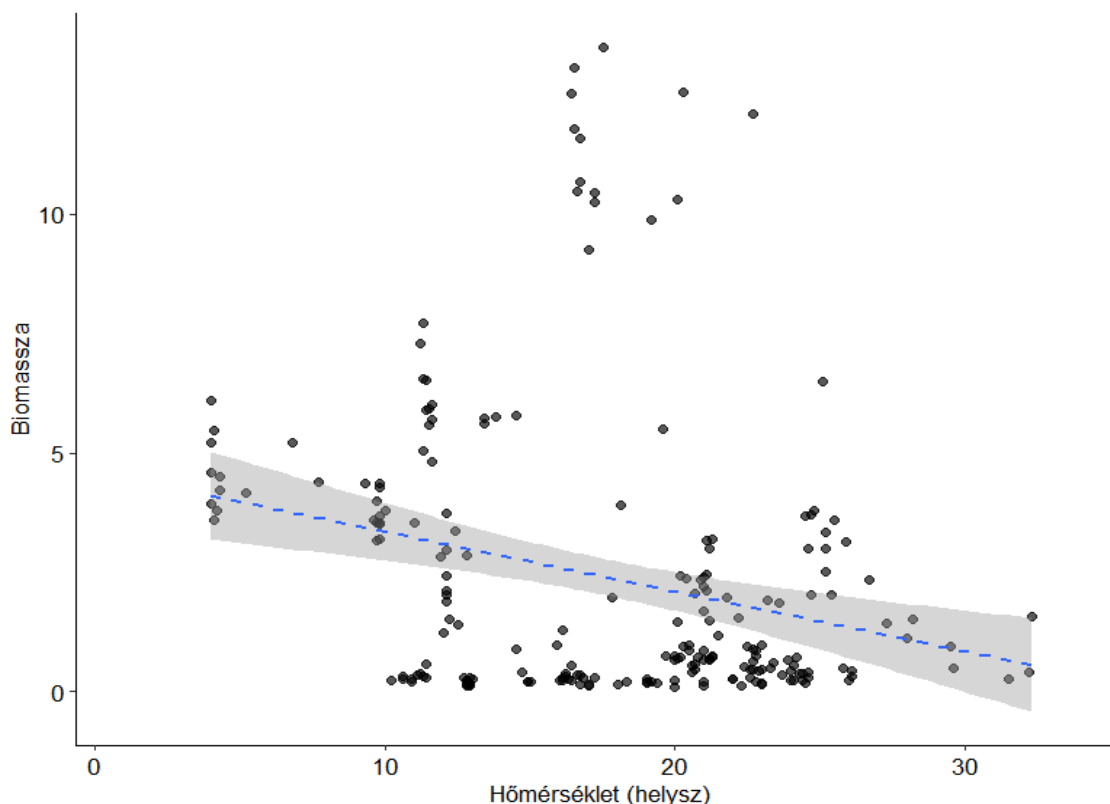
A becsült hatások a standardizált magyarázó változókhoz tartoznak. Szignifikáns kapcsolatot a lebegőanyag-tartalom (TSS), a vízhozam és a vízállás mutatott a biomasszával, míg a tápanyag-koncentrációk (TN, TP) és a hőmérséklet nem voltak szignifikánsak. A hónapot kategóriaváltozóként vettük figyelembe a szezonális hatások kontrollálására.

A fitoplankton-biomassza és a hőmérsékleti adatok kapcsolata

A vízhőmérséklet 4,3 °C és 32,3 °C közötti értékeket mutatott. A klorofill-a tartalom, 0,1-65,7 µg/L míg (3. ábra), a mikroszkópos méréssel becsült biomassza 0,2-17,5 mg/L koncentrációértékek között változott (3. ábra). Mindkét biomassza mérőszám unimodális eloszlást mutatott a vízhőmérséklet függvényében. A csúcserőterek a 18-25 °C közötti tartományba estek. A klorofill-a tartalom még a legmagasabb hőmérséklet tartományban is (30-32 °C) jelentős lehet, amit a 40 µg/L érték jelez. A vízhőmérséklet és a fitoplankton-biomassza közötti kapcsolat nemlineáris, hump-shaped jellegű mintázatot mutatott (mindkét biomassza-metrika esetén), azonban a kifejezett heteroszkedaszticitás mellett illesztett GAM modell sem tárt fel erős vagy szoros összefüggést a változók között. A modell magyarázóereje alacsony maradt, ami arra utal, hogy a vízhőmérséklet önmagában nem meghatározó prediktora a biomasszának.



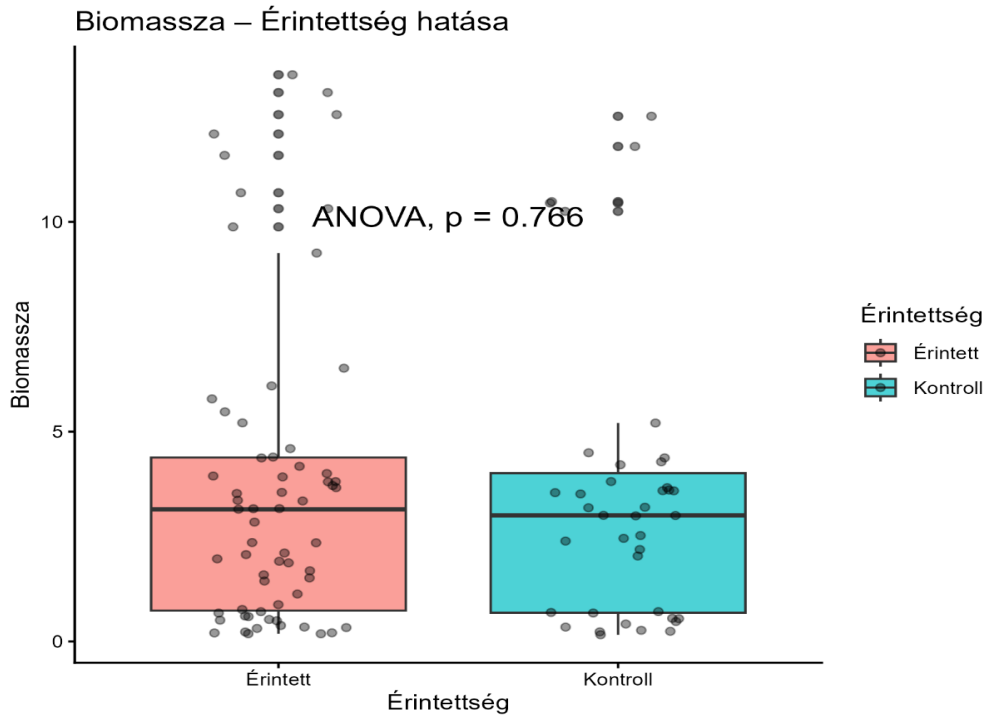
3. ábra. A dunai vízminőség szesztónikus klorofill-a tartalma (µg/L) és a helyszíni vízhőmérséklet (°C) kapcsolata. A szaggatott vonal az illesztett GAM modellt jelöli.



4. ábra. A dunai vízminták fitoplankton biomasszája (mg/L) és a helyszíni vízhőmérséklet (°C) kapcsolata. A szaggatott vonal az illesztett GAM modellt jelöli.

A kontroll és érintett területek biomasszája közötti eltérések

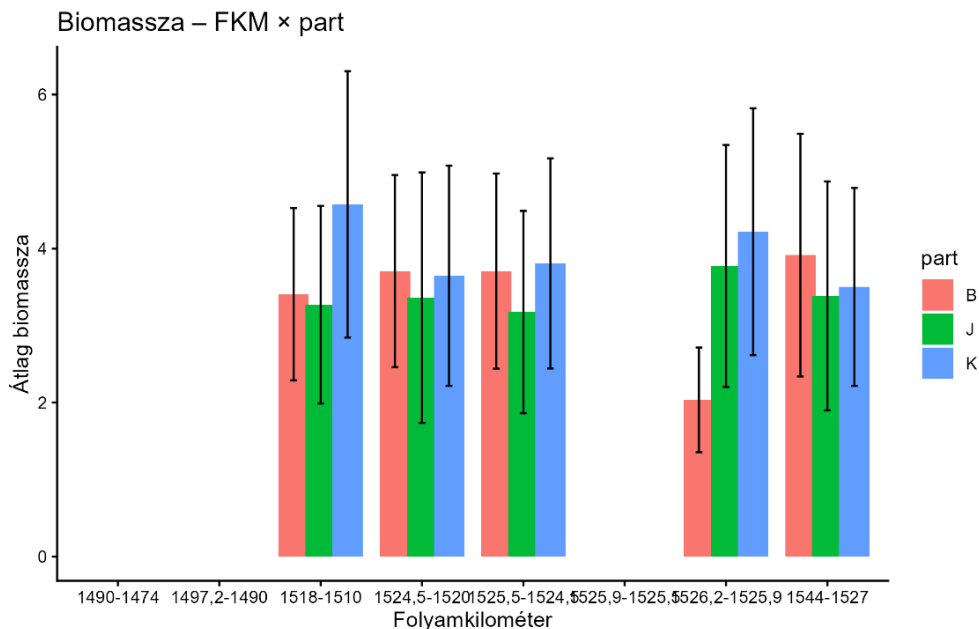
A kontroll és az érintett pontok fitoplankton-biomasszája között nem találtunk szignifikáns eltérést (**5. ábra**). A medián értékek, és a két középső kvartilis értékei csaknem megegyeztek. Az érintett terület szélsőértékei nagyobb tartományt fedtek le.



5. ábra. A fitoplankton-biomassza (mg/L) értékeinek eloszlása az érintett és kontroll pontokon. A dobozok a középső két kvartilis adatait mutatják, vonalak a medián értékeket jelölik.

Gradiens jellegű eltérések a vizsgált folyószakaszon

A fitoplankton-biomassza a vizsgált szakasz pontjain kismértékű különbségeket mutatott. Kissé nagyobb eltérést csak az uszódi szelvény balparti, kontrollnak tekintett mintája mutatott. Gradiens jellegű eltéréseket nem találtunk (6. ábra).



6. ábra. A fitoplankton-biomassza (mg/L) értékeinek változása a Duna folyása mentén

3.1.2.6. Következtetések

Összességében az eredmények arra utalnak, hogy a vizsgált rendszerben a biomasza dinamikáját elsősorban hidrológiai és fizikai tényezők szabályozzák, míg a klasszikus tápanyag–biomassza kapcsolat ebben az esetben nem közvetlen, hanem erősen kontextusfüggő és más környezeti változók által modulált.

A fitoplankton-biomassza értékeinek a hőmérsékletváltozás mentén mutatott unimodális eloszlása eltér attól, ami tavak esetén tapasztalható, ahol egyértelműen a magasabb hőmérséklet tartományra esnek a legmagasabb biomasza értékek. Az általunk tapasztaltak megegyeznek dunai fitoplankton szezonális mintázatánál megfigyelt legutóbbi trendekkel, miszerint a biomaszacsúcs a tavaszi periódusra tolódott. Az olyan magas hőmérsékletek, amelyek a fitoplankton szaporodása szempontjából már gátlóak lennének ($>32\text{ }^{\circ}\text{C}$) nem fordultak elő az adatbázisban, de a $18\text{--}25\text{ }^{\circ}\text{C}$ -os tartománytól kezdődő csökkenő tendenciák a biomasszában arra utalnak, hogy ez a hőmérséklet már szuboptimális a Duna fitoplanktonja számára.

A fitoplankton-biomassza nem mutatott összefüggést a tápanyagokkal, ami azzal magyarázható, hogy a tápanyag biomasza összefüggések csak az összes foszfor és összes nitrogén éves átlagaira igazak. Jelen esetben azonban a hőmérséklet aktuális értékeivel kellett számolnunk ezért a többi változó esetén is ezt kellett alkalmaznunk.

3.1.2.7. Összefoglalás

Eredményeink egyértelműen igazolták, hogy a Duna vizsgált szakaszán a fitoplankton biomaszáját elsősorban hidrológiai és fizikai tényezők szabályozzák, míg a tápanyag–biomassza kapcsolat ebben az esetben nem mutatható ki. A hőmérséklettel, mint egyedüli változóval tapasztalt unimodális összefüggés csúcserkékei abban a hőmérsékleti tartományban jelentkeztek, amelyek a tavaszi, korányári időszakra jellemzőek. Bár a biomasza csökkenése a hőmérséklet emelkedésével kimutatható, még a legmagasabb hőmérsékleti értékek mellett is kialakulhat nagyobb algaömeg.

3.1.3. Az erőművi kibocsátás kimutatható ökológiai hatásának modellalapú statisztikai elemzése és a közösségszerkezeti változások határértékének meghatározása a vizsgált taxonok vonatkozásában

3.1.3.1. Célkitűzés

A vizsgálat célja az erőművi hőterhelés fitoplanktonra gyakorolt ökológiai hatásának modellalapú statisztikai elemzése és a közösségszerkezeti változásokon alapuló értelmezése, valamint a hatás térbeli kiterjedésének és mintázatának meghatározása.

3.1.3.2. Adatok és feldolgozás

Az elemzések során a rendelkezésre bocsátott hidrológiai és vízkémiai adatokat, valamint az aktuális EQR értékeket használtuk. Összesen 265 EQR adat volt elérhető és ezek mindegyikéhez volt hőmérséklet adat is.

3.1.3.3. Hipotézis

- H1: Tekintettel arra, hogy az EQR értékek szűk, a kiváló–jó tartományban mozogtak, feltételeztük, hogy a hőmérséklet és egyéb hidrológiai és vízkémiai változókval való kapcsolatuk nem lesz erős.

3.1.3.4. Módszer

A kontroll és a hatásterületen mért EQR értékek összehasonlításához a mintákat a mintavételi hely jellege alapján két csoportra osztottuk (kontroll, illetve hatásterület). Az egyes csoportok EQR értékeinek eloszlását dobozdiagram (boxplot) segítségével ábrázoltuk. A dobozdiagramok a mediánt, az interkvartilis tartományt (IQR; 25–75 percentilis), valamint a szélsőértékeket jelenítik meg. Az ábrázolás célja az volt, hogy szemléltessük a két csoport közötti különbségeket, illetve az egyes csoportokon belüli variabilitást.

Az EQR értékek térbeli mintázatának vizsgálatához a mintavételi pontokat a melegvíz-bevezetéshez viszonyított távolság alapján rendeztük sorba (–8000 m, 0 m, 400 m, 900 m, 1400 m, 7900 m, 30000 m, 47000 m). Az elemzést külön végeztük el a bal és jobb parti és a középső szakaszokra. Az egyes távolságkategóriákon belül több évből és mintavételi időpontból származó EQR értékek álltak rendelkezésre, ezért a központi tendencia jellemzésére medián értékeket számítottunk. Az adatok eloszlásának és szóródásának jellemzésére az interkvartilis tartományt (IQR; 25–75 percentilis) használtuk. A távolságmenti változásokat oszlopdiagramon ábrázoltuk, ahol az oszlopok a medián EQR értékeket, a hibasávok pedig az interkvartilis tartományt reprezentálták.

Az EQR értékek térbeli és időbeli változásának vizsgálatához a mintákat a melegvíz-bevezetéshez viszonyított távolság (–8000, 0, 400, 900, 1400, 7900 m, 30000 m, 47000 m) és a mintavétel időpontja (év–hónap) szerint rendeztük. Az elemzést külön végeztük el a bal és a jobb parti, valamint a középső szakaszokra. Az azonos távolság–idő kombinációkhoz tartozó több mintából származó EQR értékek esetében átlagolást alkalmaztunk, így minden cellában egy reprezentatív érték szerepel. A térbeli-időbeli mintázatok szemléltetésére hő térképet (heatmap) készítettünk, ahol a színskála az EQR értékeket ábrázolja. A színskálát egységesen alkalmaztuk a két part és a közép rész összehasonlíthatósága érdekében. A hiányzó adatokat nem interpoláltuk.

Az EQR értékek térbeli és időbeli változásának együttes értékelésére lineáris vegyes modellt (linear mixed-effects model, LMM) alkalmaztunk. A modellben rögzített hatásként szerepelt a terület típusa (kontroll vs. hatásterület), a mintavétel időpontja (év–hónap), valamint ezek interakciója, míg véletlen hatásként a mintavételi helyet (Site ID) vettük figyelembe, ezzel kezelve az ismételt mintavételekből adódó nem független megfigyeléseket.

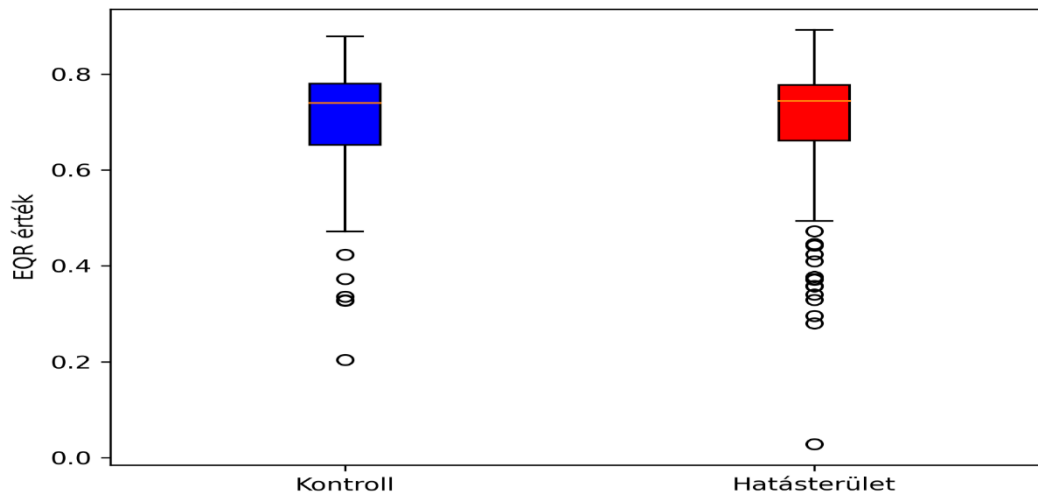
A modell általános alakja a következő volt:

$$EQR \sim \text{hatás} * \text{idő} + (1 | \text{SiteID})$$

ahol a **hatás** a kontroll és hatásterületi minták közötti különbséget, az **idő** a mintavételi időpontot, a **(1 | SiteID)** pedig a mintavételi helyre vonatkozó véletlen interceptet jelöli. Az elemzést R környezetben végeztük, a *lme4* programcsomag alkalmazásával. A modellillesztést maximum likelihood (ML) módszerrel végeztük. A rögzített hatások szignifikanciájának értékelése a modellhez tartozó p-értékek alapján történt. A szignifikancia szinteket a következőképpen jelöltük: *p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,001; ns: nem szignifikáns. A modellillesztés megfelelőségének ellenőrzése során vizsgáltuk a maradékok eloszlását és a varianciahomogenitást, annak megítélésére, hogy a lineáris vegyes modell alkalmazásának alapfeltevései teljesülnek-e.

3.1.3.5. Eredmények

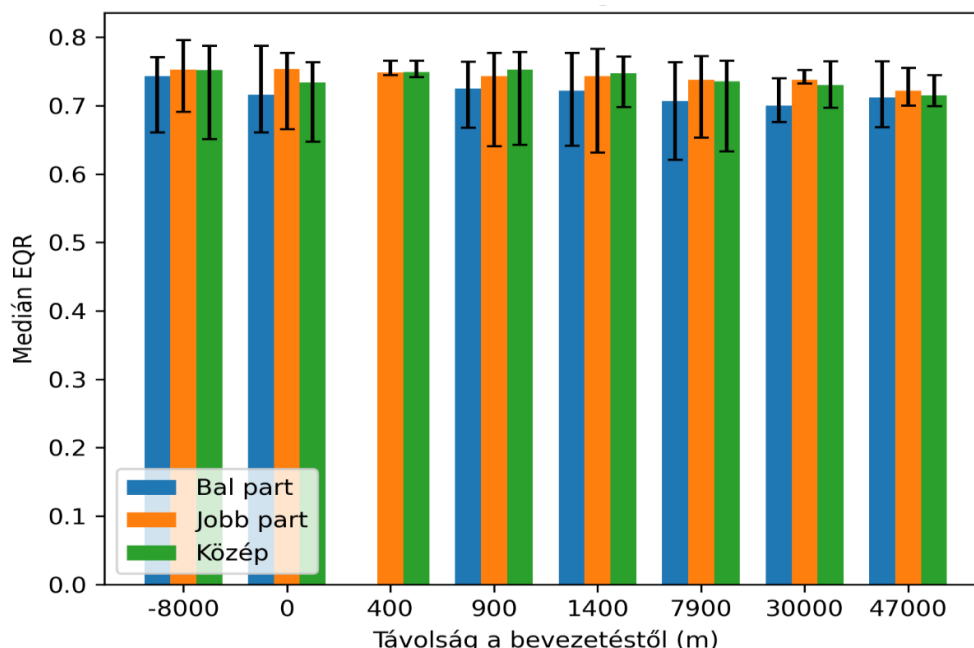
A kontroll és hatásterület EQR értékei közötti eltérések



7. ábra. Az EQR értékek eloszlása a kontroll és a hatásterületen. A dobozdiagramok a mediánt, az interkvartilis tartományt (25–75 percentilis), valamint a szélsőértékeket mutatják.

A kontroll és a hatásterületen mért EQR értékek eloszlása nagymértékben átfedett (**7. ábra**). A medián értékek a két csoportban közel azonos tartományban helyezkedtek el, és nem volt megfigyelhető egyértelmű eltolódás a hatásterület irányába. Az interkvartilis tartományok szintén jelentős átfedést mutattak, ami arra utal, hogy a két csoport közötti különbségek kisebbek, mint az egyes csoportokon belüli variabilitás. Mind a kontroll, mind a hatásterületen előfordultak alacsonyabb EQR értékek, azonban ezek nem kizárólag a hatásterülethez kötődtek. A szélsőértékek eloszlása alapján a hatásterületen nagyobb számú alacsony EQR érték volt megfigyelhető, ugyanakkor ezek sporadikus jellegűek voltak, és nem eredményeztek a teljes eloszlást érintő, szisztematikus különbséget. Összességében a boxplot elemzés nem támasztotta alá a hatásterület és a kontroll közötti markáns különbség fennállását az EQR értékek tekintetében. Az eredmények arra utalnak, hogy a hőterhelés hatása a fitoplanktonalapú ökológiai állapotértékelésben nem jelenik meg egyértelmű, csoportszintű eltérésként.

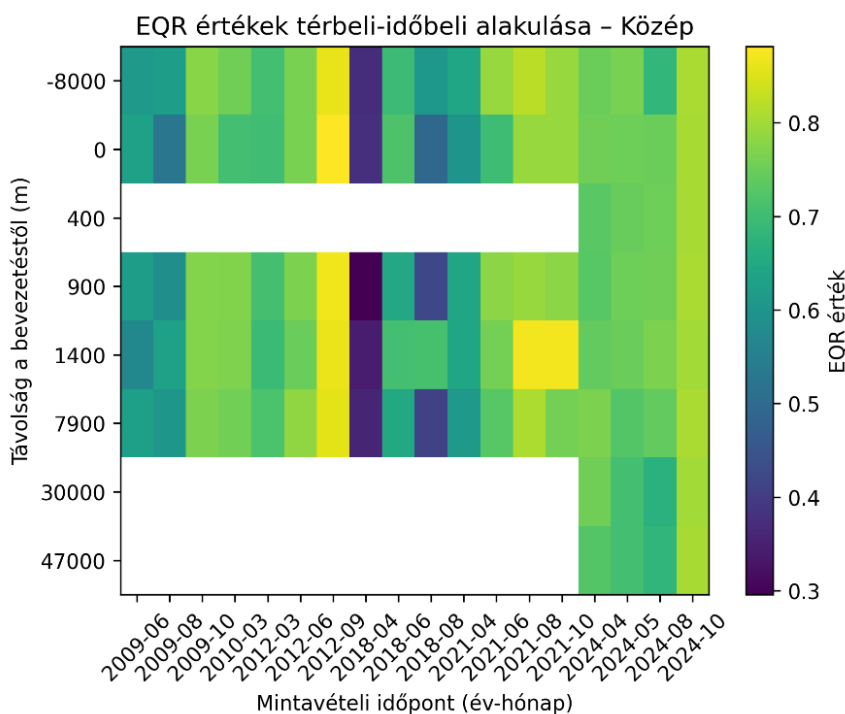
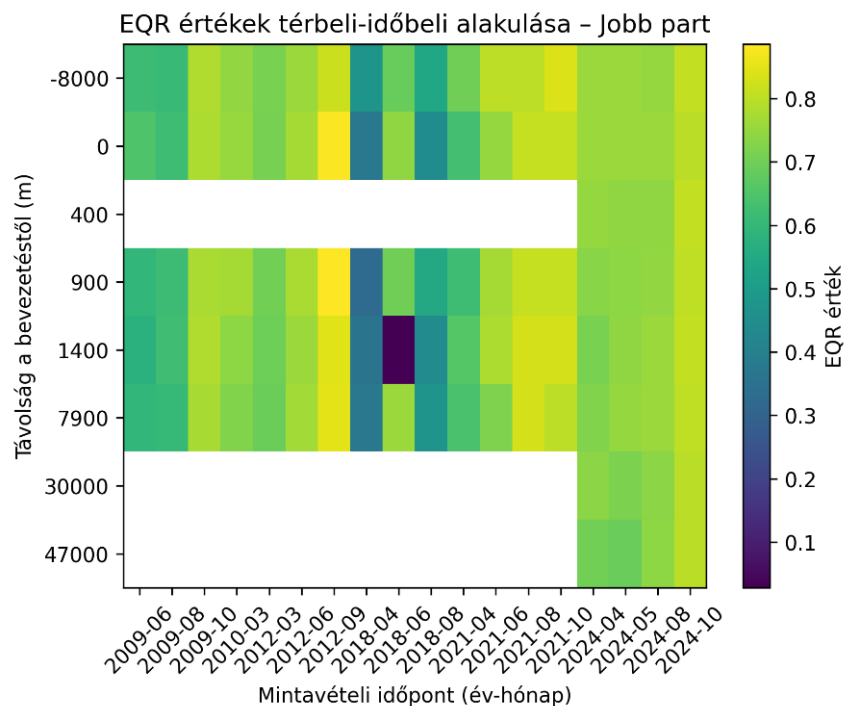
Az EQR értékek változása a Duna lefolyása mentén

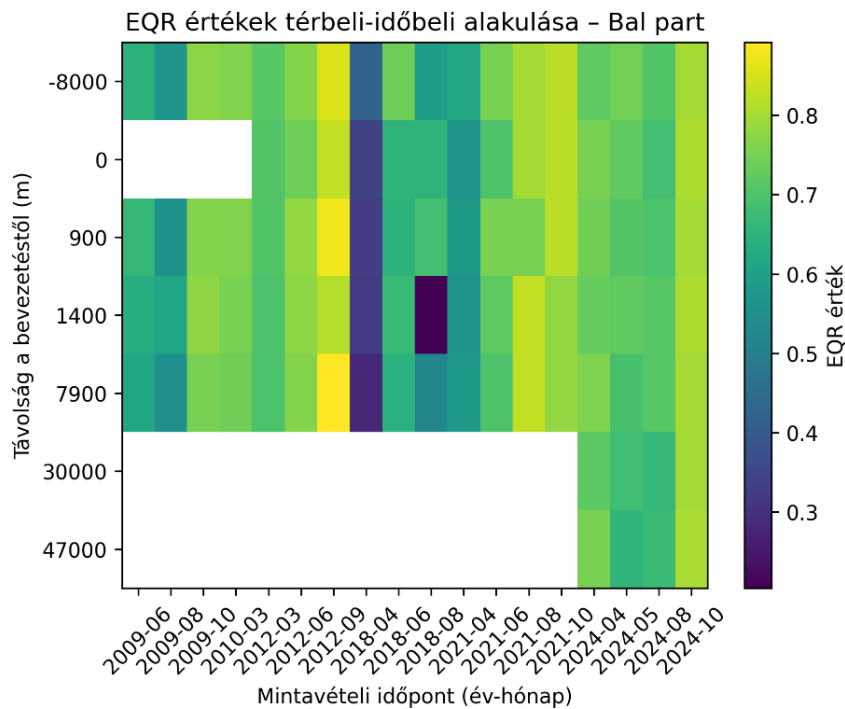


8. ábra. Az EQR értékek változása a melegvíz-bevezetéshez viszonyított távolság mentén a bal és jobb parti szakaszokon, valamint a meder középső részén. Az oszlopok a medián EQR értékeket, míg a hibasávok az interkvartilis tartományt (25–75 percentilis) mutatják.

Az EQR értékek távolság menti alakulása összességében nem mutatott erőteljes és egyértelmű térbeli változást a vizsgált szakaszon (**8. ábra**). A medián értékek mindhárom mederpozícióban viszonylag szűk tartományban változtak, és a különböző távolságkategóriák között jelentős átfedés volt megfigyelhető az interkvartilis tartományok tekintetében. A távolság menti oszlopdiagram alapján ugyanakkor egy enyhe térbeli mintázat mindkét parti szakaszon megfigyelhető volt. A melegvíz-bevezetés közvetlen közelében (0 m) a medián EQR értékek több esetben alacsonyabbak voltak a távolabbi szakaszokhoz képest, amelyet a bevezetéstől lefelé haladva (400–1400 m) mérsékelt növekedés követett. A legnagyobb távolságokban mért értékek általában a bevezetés feletti szakaszhoz hasonló tartományba estek. Ugyanakkor ez a mintázat nem kizárólag a feltételezetten érintett szakaszon jelent meg, hanem a kontrollként értelmezett parti területen is megfigyelhető volt. Ennek alapján a távolság menti változás nem tekinthető egyértelműen a hőterhelés hatásának, hanem inkább a vizsgált folyószakasz általános hidrológiai vagy morfológiai sajátosságaival összefüggő térbeli mintázatként értelmezhető.

A meder középső részén mért EQR értékek általában a két part között helyezkedtek el, és nem mutattak önálló, markáns térbeli mintázatot. Ez arra utal, hogy a vizsgált jelenség nem a teljes keresztmetszetet érintő, egységes hatásként jelenik meg. Az interkvartilis tartományok alapján mindhárom mederpozícióban jelentős variabilitás volt megfigyelhető, amely elsősorban az eltérő időpontokban végzett mintavételekből adódik. A nagyfokú átfedés a különböző távolságkategóriák között azt jelzi, hogy a térbeli különbségek mértéke kisebb, mint az időbeli változékonyság. Összességében az eredmények arra utalnak, hogy a melegvíz-bevezetés hatása a fitoplankton alapú EQR értékekben nem jelenik meg egyértelmű, térben elkülöníthető mintázatként. A távolság mentén megfigyelhető enyhe változások nem korlátozódnak kizárólag a feltételezetten érintett szakaszra, ezért nem köthetők egyértelműen a hőterheléshez. A rendszer működését sokkal inkább az időbeli változékonyság határozza meg, amely felülírja a lokális térbeli különbségeket.





9. ábra. Az EQR értékek idő- és térbeli alakulása (heatmap ábrázolás) a vizsgált szakaszon. A: jobb part, B: meder közép, C: bal part. A színezés az EQR értékek nagyságát jelzi, ahol a magasabb értékek jobb ökológiai állapotot tükröznek.

A hőtérképes ábrázolás alapján az EQR értékek időbeli és térbeli mintázata a három mederpozícióban összességében hasonló képet mutatott (**9. ábra**). A bal parti, jobb parti és középső minták esetében is mozaikos eloszlás figyelhető meg, és nem rajzolódott ki olyan egyértelmű, konzisztens térbeli gradiens, amely a melegvíz-bevezetéshez köthető lenne. A különböző távolságkategóriákban az alacsonyabb és magasabb EQR értékek egyaránt előfordultak, azonban ezek eloszlása nem mutatott következetes mintázatot sem az egyes partok, sem a meder közepe esetében. A három mederpozíció összehasonlítása alapján sem volt azonosítható olyan tartós eltérés, amely egyértelműen valamelyik zónához vagy a bevezetés közvetlen környezetéhez kapcsolódott volna. A hőtérképeken ugyanakkor jelentős időbeli variabilitás figyelhető meg, amely a különböző mintavételi időpontokhoz tartozó eltérő színű cellák formájában jelenik meg. Az azonos távolságkategóriákban belüli időbeli változékonyság sok esetben nagyobb volt, mint a különböző távolságok vagy mederpozíciók között megfigyelhető eltérés. Összességében a hőtérképes elemzés nem támasztotta alá egy markáns, térben elkülönülő hatásvonal fennállását. Az eredmények inkább azt jelzik, hogy az EQR értékek alakulását elsősorban az időbeli változékonyság határozza meg, míg a térbeli különbségek – akár a partok, akár a meder közepe között – másodlagos jelentőségűek.

A lineáris kevert modell eredményei

Az EQR értékek alakulását lineáris vegyes modellel vizsgáltuk (**13. táblázat**), ahol a „hatás” (kontroll vs. hatásterület), az idő (mintavételi időpont), valamint ezek interakciója szerepelt magyarázó változóként, a mintavételi helyet véletlen hatásként figyelembe véve. Az eredmények alapján a hatás (kontroll vs. hatásterület) nem volt szignifikáns ($p = 0,8347$), ami azt jelzi, hogy az EQR értékekben nem mutatható ki egyértelmű különbség a két terület között. Ezzel szemben az idő szignifikáns hatást mutatott ($p < 0,001$), ami arra utal, hogy az EQR értékek alakulását elsősorban az időbeli változások

szabályozzák. A hatás és az idő interakciója nem volt szignifikáns ($p = 0,6023$), ami azt jelzi, hogy a hatásterület és a kontroll közötti különbség nem változik szisztematikusan az idő függvényében.

13. táblázat. A lineáris vegyes modellek eredményei

Változó	Hatás (p)	Hatás (szign.)	Idő (p)	Idő (szign.)	Hatás × idő (p)	Interakció (szign.)
EQR	0,8347	NS	0,0000	***	0,6023	NS

Szignifikanciaszintek: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; ns: nem szignifikáns. A „hatás” a kontroll és hatásterületi szakasz összehasonlítását jelenti.

3.1.3.6. Értékelés

A különböző statisztikai és grafikus megközelítések egybehangzóan azt mutatták, hogy a melegvíz-bevezetés hatása a fitoplankton alapú EQR értékekben nem jelenik meg egyértelmű, szisztematikus ökológiai állapotváltozásként. A boxplot elemzés alapján a kontroll és a hatásterületen mért EQR értékek eloszlása nagymértékben átfedett, és nem volt megfigyelhető egyértelmű eltolódás a hatásterület irányába. Ez arra utal, hogy a hőterhelés hatása nem eredményez kimutatható különbséget a kontroll és a hatásterület között az ökológiai állapotértékelésben.

A távolság menti elemzés ugyanakkor rámutatott arra, hogy a rendszerben jelen vannak bizonyos gyenge térbeli mintázatok, azonban ezek nem köthetők egyértelműen a bevezetés hatásához. Az enyhe, a bevezetés közelében megfigyelhető EQR-csökkenés és az azt követő növekedés nemcsak az érintett szakaszon, hanem a kontrollként értelmezett parti területen is megjelent, ami arra utal, hogy ez a jelenség nem specifikus antropogén hatás, hanem inkább a folyószakasz általános hidrológiai vagy morfológiai sajátosságainak következménye.

A hőterképes elemzés tovább erősítette ezt az értelmezést, mivel nem volt azonosítható sem a partok között, sem a meder középső részéhez viszonyítva olyan konzisztens térbeli különbség, amely a bevezetéshez köthető lenne. A mozaikos mintázat és az időbeli ingadozások dominanciája arra utal, hogy az EQR értékek változékonyságát elsősorban időben változó környezeti tényezők – hidrológiai és szezonális folyamatok – határozzák meg.

A lineáris vegyes modell eredményei ezt a képet statisztikai értelemben is megerősítették. A területhatás (kontroll vs. hatásterület) nem volt szignifikáns, míg az idő hatása erősen szignifikánsnak bizonyult, és a hatás-idő interakció sem mutatott szignifikanciát. Ez egyértelműen jelzi, hogy az EQR értékek alakulását elsősorban időbeli folyamatok, azaz a szezonális szabályozzák, míg a térbeli különbségek – beleértve a melegvíz-bevezetés potenciális hatását – másodlagos jelentőségűek.

Összességében az eredmények azt mutatják, hogy a hőterhelés hatása nem különíthető el egyértelműen a természetes variabilitástól, és nem eredményez a teljes szelvényre kiterjedő, tartós ökológiai állapotromlást. A rendszer működését elsősorban az időbeli változékonyság jellemzi, amely képes felülmúlni a lokális térbeli különbségeket.

3.1.3.7. Összefoglalás

Eredményeink egyértelműen igazolták, hogy a vizsgált változóknak rendkívül gyenge kapcsolata van a fitoplankton alapján számított ökológiai állapot mérőszámával. Ennek magyarázata az, hogy a Duna fitoplankton alapján megadott ökológiai állapota, a több évtizede zajló vízminőség javító beavatkozásoknak köszönhetően mára már jó, ill. kiváló. Ez a hozzávetőleg másfél kategóriát lefedő tartomány nem kellően széles ahhoz, hogy értékelhető kapcsolatot lehessen kimutatni a háttérváltozókkal. Az, hogy a kontroll és érintett pontok EQR értékei között nem találtunk eltérést jelzi, hogy a hőterhelés jelenlegi mértéke nem akkora, hogy az az ökológiai állapotot érdemben befolyásolja.

Köszönhetően a háttérváltozók és az EQR értékek közötti gyenge összefüggésnek, továbbá annak, hogy a vizsgált pontok EQR értékei mindig a jó (EQR: 0,6-0,8) ill. kiváló (EQR>0,8) tartományba estek olyan határértékek, amelyek egyértelműen elkülönítenék az egyes ökológiai állapotokat, egyetlen háttérváltozó esetén sem állapíthatók meg.

3.1.4. A BME modelleredményeinek felhasználásával a hatásterületek pontosítása a kritikus meteorológiai és hidrológiai állapotokban.

3.1.4.1. Célkitűzés

A vizsgálat célja annak feltárása volt, hogy a Duna fitoplankton közösségei által indikált ökológiai állapot (EQR) hogyan változik a hidrológiai és meteorológiai feltételek és tápanyagok függvényében. Kiemelt cél volt annak vizsgálata, hogy a hőmérséklet önmagában milyen hatással van az ökológiai állapotra.

3.1.4.2. Adatok és feldolgozás

Összesen 154 olyan fitoplanktonadat volt melyhez valamennyi háttérváltozó rendelkezésre állt. A hőmérséklet és vízhozam modelladatai mellett a vízminták kémiai és fizikai paraméterei is adottak voltak. A vizsgálatok során az alábbi változókat vettük figyelembe: összes foszfor (TP), összes nitrogén (TN), lebegőanyag tartalom (TSS), vízállás, vízhozam és víz hőmérséklet. A víz hőmérséklet és EQR kapcsolatának lineáris regresszióval történő elemzéséhez 256 adat állt rendelkezésre.

3.1.4.3. Hipotézisek

A vizsgálat során az alábbi hipotéziseket teszteltük:

- H1: Az EQR értékek változása összefüggésben van a hidrológiai és vízkémiai változókkal.
- H2: A hőmérséklet szignifikánsan befolyásolja a Duna vizsgált szakaszának ökológiai állapotát. H1: A magas víz hőmérséklet és az alacsony vízhozam együttesen negatív hatást gyakorol az EQR értékekre.

3.1.4.4. Módszer

Az EQR és a környezeti változók közötti kapcsolat vizsgálatára lineáris kevert modellt (LMM) alkalmaztunk. A modell normális hibaszerkezetet feltételezett, amelyet az EQR közel szimmetrikus eloszlása indokolt. A modell random változót tartalmazott az év szintjén, lehetővé téve az évek közötti alapvető különbségek kezelését, miközben a környezeti változók fix hatásként szerepeltek. A hónapot kategóriaváltozóként vettük figyelembe a szezonális variabilitás kontrollálása céljából.

A víz hőmérséklet és EQR közötti kapcsolatot szórásdiagrammon is szemléltettük elkülönítve a kontroll és hatásterület pontjait. A kapcsolatot lineáris regresszióval (OLS) jellemeztük.

3.1.4.5. Eredmények

Az EQR értékek és háttérváltozók kapcsolata (lineáris kevert modell)

A lineáris kevert modell eredményei alapján az EQR értékek változását a vizsgált környezeti változók csak korlátozott mértékben magyarázták (**14. táblázat**). A tápanyagok közül sem az összes nitrogén (TN), sem a teljes foszfor (TP) nem mutatott szignifikáns kapcsolatot az EQR-ral, ami arra utal, hogy az ökológiai állapot nem közvetlenül a tápanyagkoncentrációk függvénye a vizsgált rendszerben.

A lebegőanyag-tartalom (TSS) pozitív, de nem szignifikáns hatást mutatott, ami ellentétes irányú kapcsolatot jelez a biomasszára kapott eredményekhez képest. Ez arra utalhat, hogy a lebegőanyag hatása eltérően jelenik meg az ökológiai állapot integrált mutatójában, mint a biomassza esetében.

A hidrológiai változók, beleértve a vízhozamot és a vízállást, nem mutattak szignifikáns kapcsolatot az EQR-rel, ami azt jelzi, hogy az ökológiai állapot nem reagál közvetlen módon a rövid távú hidrológiai változásokra, vagy azok hatása közvetett módon, más folyamatokon keresztül érvényesül.

A helyszíni vízhőmérséklet esetében gyenge, de pozitív tendencia volt megfigyelhető, ami arra utal, hogy a hőmérséklet potenciálisan befolyásolhatja az ökológiai állapotot, bár hatása nem bizonyult statisztikailag szignifikánsnak.

A szezonális hatások közül egyedül az április mutatott szignifikáns negatív eltérést a referencia hónaphoz képest, ami arra utal, hogy ebben az időszakban az ökológiai állapot átmenetileg kedvezőtlenebb lehet. A többi hónap nem mutatott szignifikáns eltérést, ami gyenge vagy nem egyértelmű szezonális mintázatra utal.

A random hatások alapján az évek között mérsékelt variabilitás volt kimutatható, ami azt jelzi, hogy az interannuális különbségek hozzájárulnak az EQR változásához, de nem domináns módon.

14. táblázat. Az ökológiai állapotot jellemző EQR értékeket magyarázó lineáris kevert modell (LMM) eredményei.

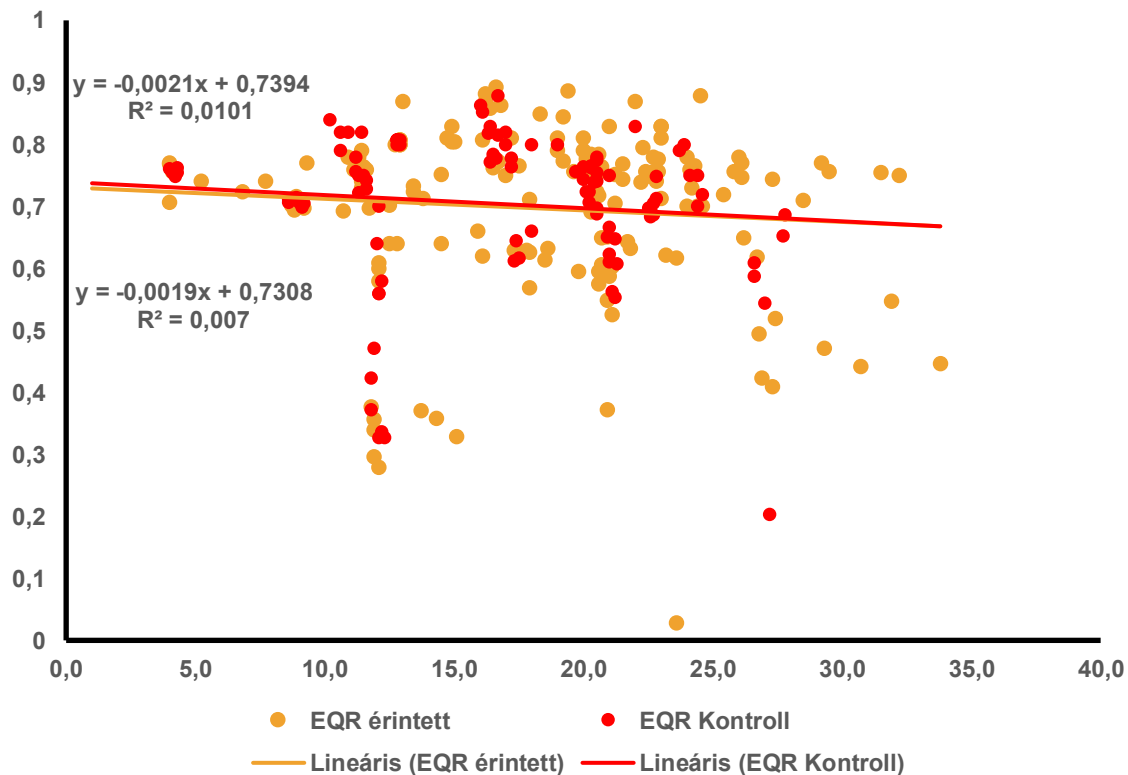
	Becsült hatás	SE	t-érték
TN	-0.005	0.011	-0.457
TP	0.000	0.013	-0.034
TSS	0.011	0.012	0.867
Vízhozam	0.108	0.256	0.421
Vízállás	-0.129	0.251	-0.513
Hőmérséklet	0.004	0.002	1.841
Április	-0.258	0.106	-2.431
Május	-0.114	0.125	-0.911
Június	-0.145	0.111	-1.305
Augusztus	-0.140	0.109	-1.276
Szeptember	-0.030	0.105	-0.289
Október	-0.050	0.111	-0.449

A becsült hatások a standardizált magyarázó változókhoz tartoznak. A modell az év hatását random faktorként tartalmazta. A vizsgált környezeti változók többsége nem mutatott szignifikáns kapcsolatot az EQR-rel; ugyanakkor az április hónap szignifikáns negatív eltérést mutatott a referenciahónaphoz képest.

Az EQR értékek és vízhőmérséklet kapcsolata (lineáris regresszió)

A vízhőmérsékleti adatok 4,0 és 32 °C között változtak (10. ábra), így kellően nagy volt a tartomány ahhoz, hogy a valós trendről érdemi információhoz jussunk. A kontroll és hatásterület adatait külön elemezve megállapítható, hogy a kapcsolat gyenge, negatív, de nem szignifikáns ($p > 0.1$). A hőmérséklet hatása mind a hatásterület, mind a kontroll pontokon elhanyagolható a teljes variabilitáshoz képest.

A vízhőmérséklet és az EQR értékek kapcsolata kontroll és érintett pontok esetén



10. ábra. A vízhőmérséklet és az EQR értékének kapcsolata kontroll és érintett pontok esetében

3.1.4.6. Értékelés

A lineáris kevert modell alapján megállapítható, hogy a vízhőmérséklet nincsen kimutatható hatással az ökológiai állapot fitoplankton alapján számított mérőszámára. Sem a lineáris kevert modell, sem a lineáris regresszió nem jelzett szignifikáns összefüggést a két változó között. Bár az alacsony vízállás és magas hőmérséklet együtt állása elméletileg egy potenciális rizikófaktornak tekinthető, a kevert modell eredményei ezt nem támasztották alá.

3.1.4.7. Összefoglalás

Annak ellenére, hogy a vízhőmérsékleti tartomány kellően széles volt és a legmagasabb hőmérsékletű időszakokra vonatkozóan is rendelkezésre álltak az adatok, a modellek nem jeleztek szignifikáns összefüggést a hőmérséklet és az ökológiai állapot mérőszáma között. A több változót felvonultató lineáris mixed modell sem pedig a két változós összefüggésre illesztett OLS nem mutatott olyan kapcsolatot, ami arra engedne következtetni, hogy a vízhőmérséklet az ökológiai állapotot befolyásoló tényező. Az, hogy a hőmérsékleti tartomány 30°C-ot meghaladó értékei mellett sem volt érdemi csökkenés kimutatható a EQR értékekben arra enged következtetni, hogy a hőmérsékleti határérték 30 °C- ról 32 °C-ra történő emelése a fitoplankton összetételére és mennyiségére nem lesz olyan hatással a kifolyó alatt, hogy az a folyó hőterhelés által érintett szakasza ökológia állapotának romlásával járna.

3.1.5. Végső következtetések

- A Duna Paks-Gerjen közötti szakasza fitoplanktonjának összetételét alapvetően a szezonális befolyásolja.
- A kontroll és érintett pontok között sem a fitoplankton biomasszájában, sem összetételében, sem pedig a fitoplankton alapján számított EQR értékekben nem találtunk szignifikáns eltéréseket.
- Bár a fitoplankton mennyisége a 18-25°C-os optimumot meghaladó hőmérsékleti tartományban csökkenést mutat, magasabb biomasszájú állapotok még 30-32 °C fok között is kialakulhatnak. Ökológiai állapot romlásával azonban még ebben a tartományban sem kell számolni.
- A fentiek alapján megállapítható, hogy a fitoplankton a jelenlegi terhelések mellett nem hatásviselő élőlénycsoport.
- A vizsgálatok célja annak a kérdésnek az eldöntése, hogy a kibocsátás alatt az évi 15 napot nem meghaladó 30 °C-os hőmérsékleti határérték 32 °C-ra történő emelése okoz-e olyan változást a fitoplanktonban, ami annak állapotát negatív irányban befolyásolja. Az eredmények alapján a válasz egyértelműen nem. A hőterhelésnek még a legközelebbi pontokon sem volt kimutatható hatása a fitoplanktonra.

3.2. Bentikus Kovalagák

3.2.1. A fitobentosz adatokon alapuló közösségszerkezeti változások elemzése

3.2.1.1. Célkitűzés

A vizsgálat célja annak értékelése volt, hogy a hőerőművi melegvíz-kibocsátás kimutatható hatást gyakorol-e a fitobentosz közösségek taxonómiai és funkcionális szerkezetére, valamint biológiai sokféleségére. Az elemzés során a kontroll és a hőterhelésnek kitett (hatásterületi) szakaszok közötti strukturális és diverzitás különbségeket, valamint a közösségszerkezet időbeli alakulását vizsgáltuk. A kovaalga jellemvonások közül azokat vettük figyelembe, amikre elméletileg lehet hatása a hőterhelésnek. Ilyenek az oxigénigény, a szaprobitás, trofitás és a tapadási stratégiák (továbbiakban guildék). A diverzitásmetrikák közül a taxongazdagságot és a Shannon-Wiener indexet vontuk be az elemzésekbe.

3.2.1.2. Hipotézisek

- H1: A hatásterületen a hőterhelés által kiváltott stressz és instabilitás taxonómiai és funkcionális szerkezeti átrendeződést okoz.
- H2: A melegebb vízben kisebb az oxigén oldhatósága és erősebb a biológiai aktivitás, emiatt könnyebben alakul ki alacsonyabb oldott oxigén koncentráció. Így a hatásterületen az alacsonyabb oxigénigényű fajok nagyobb relatív egyedszámmal képviseltetik magukat, mint a kontroll területen.
- H3: A meleg víz gyakran fokozza a produkciót, gyorsítja az anyagcserét, így elősegítheti a magasabb trofitási irányú eltolódást.
- H4: A meleg víz a lebontási folyamatokat és az oxigénháztartást is befolyásolja, ezáltal nőhet a szaprobitás.
- H5: A magas víz hőmérséklet negatív hatást gyakorol a diverzitásértékekre.

- H6: A melegvíz-terhelés által érintett területeken a diverzitás alacsonyabb, mint a nem érintett területeken.
- H7: A hőmérséklet hatása erősebb az érintett területeken, azaz a termikus terhelés felerősíti a hőmérséklet ökológiai hatását.

3.2.1.3. Adatok és feldolgozás

Az elemzések 15 éves fitobentosz adatsorra épülnek. A mintavételi terület a Duna Paks és Gerjen közötti szakaszára terjed ki, a folyó jobb és bal partján összesen 12 mintavételi helyen **(15. táblázat)**. Összesen 251 mintavételi esemény adata állt rendelkezésre, amelyek közül előzetes szűrést követően 211 mintát vontunk be a vizsgálatokba. A szűrés során kizártuk azokat a mintavételi helyeket, amelyekről csak egyetlen évből állt rendelkezésre adat, valamint azokat a mintákat, amelyek nem a kijelölt vizsgálati területről (pl. a Duna középső szakaszáról) származtak. A mintavételi helyeket és a mintavételi eseményeket kétféleképpen csoportosítottuk, figyelembe véve a hőterhelést és az időbeliséget: hőterhelt és kontroll területek, valamint mintavételi évek **(15. táblázat)**.

15. táblázat. A mintavételi helyek hőterhelés érintettségének besorolása.

Mintavételi hely neve	Érintettség
Paks komp jobb	Kontroll
Paks komp bal	Kontroll
Melegvíz-csatoma jobb	Hatásterület
Melegvíz-csatoma bal	Kontroll
Kis-sarkantyú jobb	Hatásterület
Kis-sarkantyú bal	Kontroll
Nagy-sarkantyú jobb	Hatásterület
Nagy-sarkantyú bal	Kontroll
Uszód jobb	Hatásterület
Uszód bal	Kontroll
Gerjen jobb	Kontroll
Gerjen bal	Kontroll

Az előzetes adatharmonizáció után minden mintára rendelkezésre állt:

- Mintavételi eseményenként taxon-szintű relatív abundanciaértékek,
- valamint a közösség összetételéből számított funkcionális mutatók. A hipotézisek teszteléséhez és a kérdések megválaszolásához ezek közül az alábbi releváns mutatókat választottuk ki:
 - oxigénigény szerinti csoportok aránya (itt két csoportot képeztünk: magas oxigén igényű fajok, melyet a „poly”- és „oxybiont” taxonok relatív abundanciájának összege adta, valamint az alacsony oxigénigényű fajok, melyet a „moderate”, „low” és „very low” taxonok relatív abundanciájának összege adta)
 - szaprobitási kategóriák aránya (itt is két csoportot képeztünk, az alacsony szerves terhelést kedvelő fajok, melyet az oligo és a béta-mezoszaprób taxonok relatív abundanciája adta, valamint a magas szerves terhelést kedvelő fajok, melyet az alfa, alfa-mezoszapróbtól polyszaprób és a polyszaprób taxonok relatív abundanciája adta),

- trofitási csoportok aránya (itt is két csoportot képeztünk, az alacsony trofitást kedvelő fajok, melyet az oligo-, oligo-mezo és mezotróf taxonok relatív abundanciája adta, valamint a magas trofitást kedvelő fajok, melyet a mezo-eutróf, eutróf és hypertróf taxonok relatív abundanciája adta),
- funkcionális guild-ek (motilis, low profile, high profile) relatív abundanciája.

Az oxigén, trofitás és szaprobitás mutatóknál Van Dam et al. (1994) skáláját vettük alapul.

- A fenti adatbázis alapján, azaz a fitobentosz közösségi adatokból, Shannon diverzitás és taxonszám értékeket számoltunk.

3.2.1.4. Módszer

A minták közötti hasonlósági mintázatok feltárására a taxonómiai adatokat főkoordináta analízissel (PCoA - Principal Coordinates Analysis) elemeztük. Az elemzésekbe minden taxont bevontunk, az ábra átláthatósága és könnyebb értelmezhetősége miatt azonban csak az 5%-nál nagyobb relatív abundanciájú taxonok eloszlását jelenítettük meg rajta. A hőterhelési, valamint az időbeliség csoportok (ld. fent) közötti különbségek teszteléséhez PERMANOVA-t használtunk. A különbségekhez hozzájáruló taxonokat SIMPER analízissel azonosítottuk, míg a csoportokra jellemző indikátor fajokat IndVal módszerrel határoztuk meg. A SIMPER analízis által azonosított, a csoportok közötti különbségekhez leginkább hozzájáruló fajok relatív abundanciáját csoportok között Kruskal–Wallis-, illetve Mann–Whitney-tesztel hasonlítottuk össze. A relatív abundancia adatok normalitását Shapiro-Wilk tesztel teszteltük.

A funkcionális mutatók adatainak elemzésére lineáris vegyes modelleket (linear mixed-effects models) alkalmaztunk, amelyek lehetővé teszik:

- az ismételt mintavételek kezelését,
- a különböző mintavételi pontok közötti különbségek figyelembevételét,
- valamint az időbeli trendek és hatások elkülönítését.

Az általánosan alkalmazott modellstruktúra:

$$y \sim \text{hatás} * \text{idő} + \text{évszak} + (1 | \text{mintavételi hely})$$

ahol:

y: vizsgált változó (pl. trait-alapú mutató),
hatás: kontroll vs. hatásterület,
idő: év (folytonos változóként),
évszak: hónap vagy szezonális hatás,
(1 | mintavételi hely): random hatás a mintavételi pontokra.

A modellek kulcseleme az interakciós tag (hatás × idő), amely azt vizsgálja, hogy a két szakasz időbeli változása eltér-e egymástól.

A diverzitásvizsgálatokba az alábbi változókat vontuk be: folyamkilométer, hőmérséklet, kitettség, továbbá a mintavételi helyek koordinátáit és az időbeli információkat.

Az adatok feldolgozása során:

- a hőmérséklet és a folyamkilométer standardizálásra kerültek (z-score transzformáció),
- a hiányzó értékeket tartalmazó megfigyelések eltávolításra kerültek,

A változók, valamint az diverzitásmetrikák közötti kapcsolatot lineáris vegyes hatású modellel (linear mixed-effects model, LMM) vizsgáltuk az lme4 R programcsomag segítségével.

A modell formája:

$$\text{Shannon} \sim \text{rkm_z} + \text{exposure} * \text{T_site_z} + (1|\text{year}) + (1 | \text{ID_site})$$

és

$$\text{Taxongazdagság} \sim \text{rkm_z} + \text{exposure} * \text{T_site_z} + (1|\text{year}) + (1 | \text{ID_site})$$

- fix hatásként szerepelt a standardizált víz hőmérséklet ($T_{\text{site_z}}$), folyamkilométer (rkm_z), a hatás ($exposure$), valamint ezek interakciói,
- random hatásként az év ($year$) és a mintavételi hely (ID_site) került bevonásra a térbeli és időbeli autokorreláció kezelésére.

A hatások értelmezése a regressziós együtthatók (β), standard hibák (SE) és t-értékek alapján történt.

3.2.1.5. Eredmények

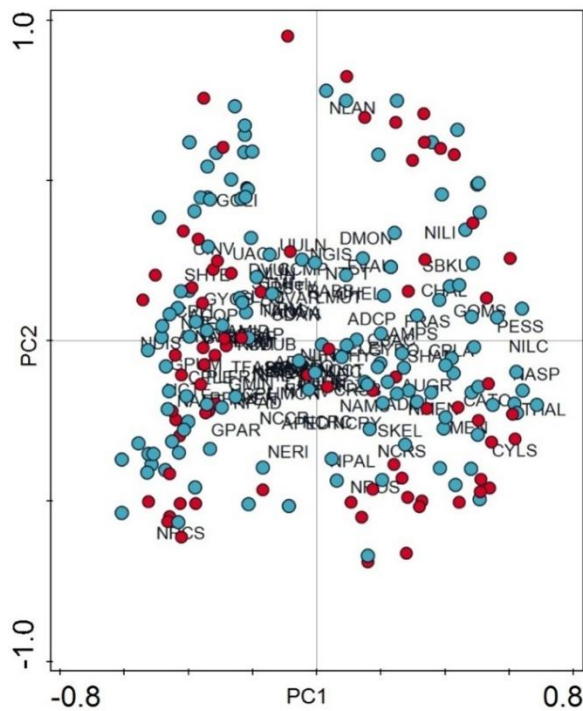
Taxon-szintű közösségszerkezet

A 211 mintában összesen 441 taxont azonosítottak a Duna Paks-Gerjen szakaszán a 2009-2024 időszakban. A taxonok több, mint 85%-a legalább faji szintig lett meghatározva. Egy faj sem fordult elő minden mintában. A minták legalább 90%-ban pedig egy faj, a *Nitzschia dissipata* fordult elő. A taxonok több, mint negyedét csupán 1 mintában azonosították.

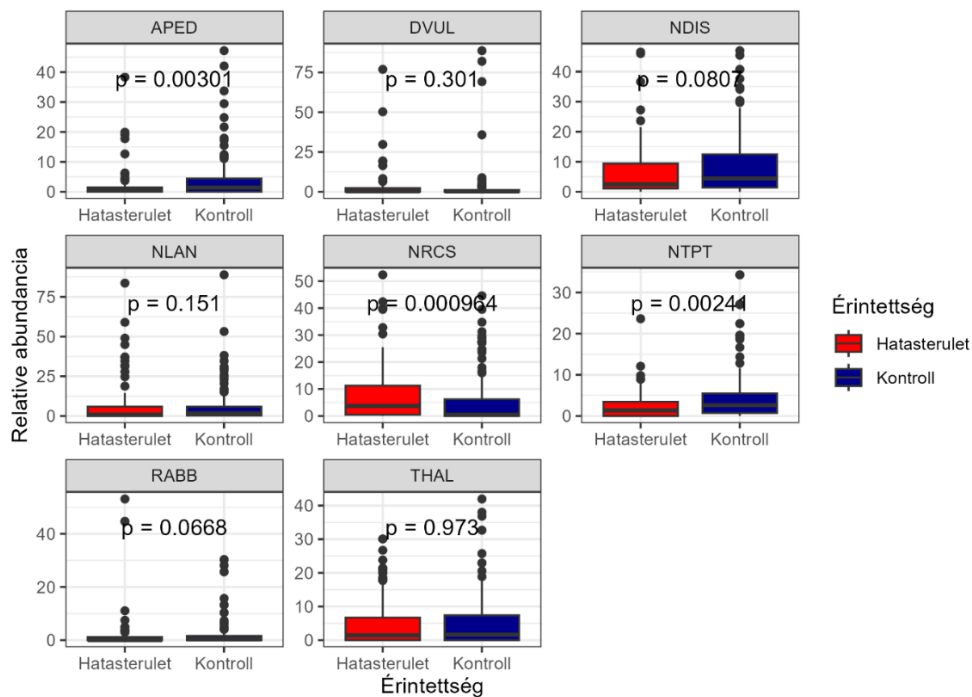
Hőterhelés hatása a közösségszerkezetre

A főkoordináta-analízis (PCoA) alapján az első és második tengely a teljes variancia ~23%-át magyarázta. A PERMANOVA elemzés szignifikáns különbséget tárt fel a hőterheléssel érintett hatásterület és a kontroll terület fitobentosz közösségszerkezet (**11. ábra**) között ($p = 0.006$). A SIMPER analízis alapján (**12. ábra**) a két terület közösségszerkezet közötti eltérés (overall dissimilarity) 79,86% volt. Összesen 8 taxonnak volt 1%-nál nagyobb hozzájárulása a szerkezeti eltéréshez, ezek közül a legmagasabb a *Navicula lanceolata* taxoné volt (6,7%). Ezek a fajok jellemzően magas oxigén-igényűek (kivéve *N. lanceolata*) és alacsony szervesanyagterhelést kedvelők (kivéve *N. lanceolata* és *N. recens*). Ugyanakkor valamennyi taxon magas trofitást preferál. A Mann–Whitney teszt alapján ($p < 0,05$, vagy $p < 0,01$) az *Amphora pediculus* és a *N. tripunctata* fajok relatív abundanciája a kontroll szakaszon, míg a *N. recens*-é a hőhatással érintett területen volt magasabb (11. ábra). A hatásterületre 22, míg a kontroll szakaszra 15 faj volt indikatív. A hőhatással érintett szakaszt jellemzően a magas trofitást és/vagy nagy szaprobitást kedvelő motilis naviculoid (pl. *N. recens*, *N. trivialis*) és nitzschioid (pl. *N. clausii*, *N. palea*, *Tryblionella apiculata*), valamint magas profilú (high profile) guildbe tartozó fajok indikálták (pl. *Gomphonema parvulum*, *Ulnaria ulna*). Ezzel szemben a kontroll szakaszon alacsony profilú (low profile guild), jellemzően alacsony szerves terhelést kedvelő *Amphora* fajok voltak indikatívak. Emellett meg kell jegyezni, hogy a kontroll szakasz indikátor faja a nem-őshonos, inváziós *Achnanthydium delmontii* is. Ezt a fajt a francia mediterrán régióból írták le (Péres et al., 2012), hazánkban először 2018-ban figyelték meg a Dunában (ld. bővebben: Buczkó et al., 2022).

Az eredmények összhangban vannak a szakirodalmi megfigyelésekkel. Quevedo és munkatársai (2018) hőerőművi melegvíz-kifolyó hatását vizsgálva szintén a közösségszerkezet átrendeződését mutatták ki a kontroll és a hőterhelt területek között. Ugyanakkor fontos hangsúlyozni, hogy a hőmérséklet hatása nem értelmezhető önmagában, mivel szorosan összefügg más környezeti paraméterekkel (lásd alább).



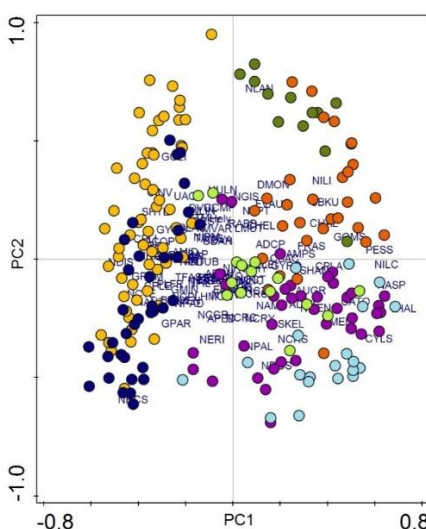
11. ábra. A minták elrendeződése főkoordináta-analízis (PCoA) alapján Bray–Curtis-távolság felhasználásával. A piros körök a hőterhelt szakaszcsoport, a kék körök a kontroll területéről származó mintákat jelölik. Az ábrán a taxonokat 4 betűs OMNIDIA kódokkal jelöltük.



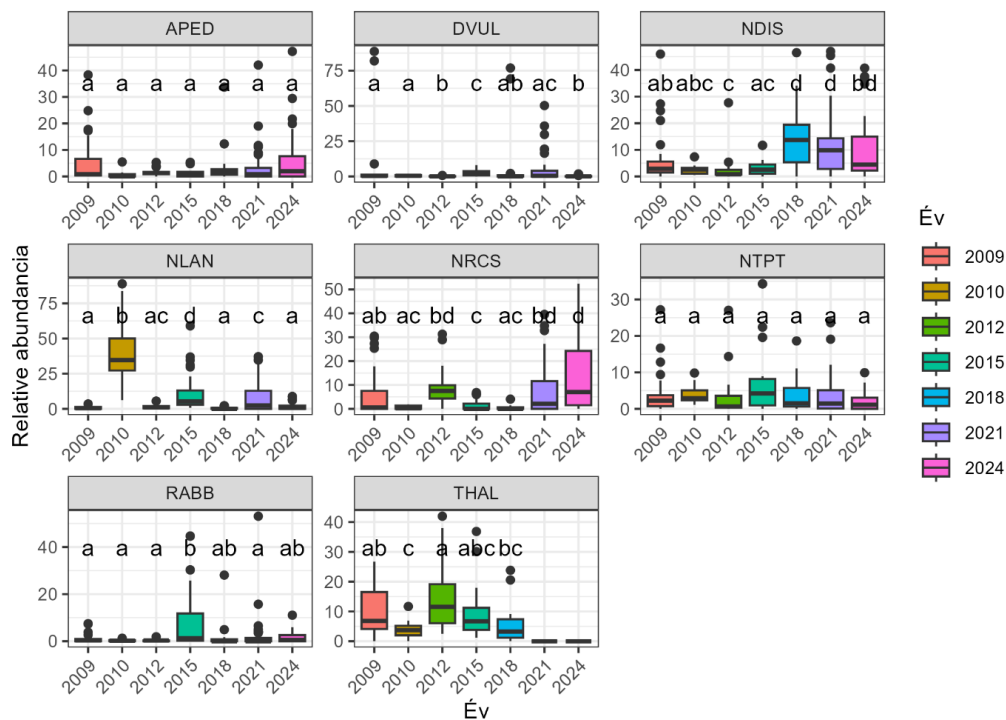
12. ábra. A SIMPER analízis alapján közösségszerkezeti eltéréshez >1%-nál nagyobb arányban hozzájáruló kovaalga fajok relatív abundanciájának összehasonlítása a kontroll (kék) és hatásterületen (piros). APED - *Amphora pediculus*, DVUL - *Diatoma vulgaris*, NLAN — *Navicula lanceolata*, NRCS - *Navicula recens*, NTPT - *Navicula tripunctata*, NDIS - *Nitzschia dissipata*, RABB - *Rhoicosphenia abbreviata*, THAL - *Thalassiosiraceae* spp.

Közösségszerkezet időbeli változása

Az elemzések nemcsak a hőterheléssel kapcsolatban mutattak ki közösségszerkezeti eltéréseket, hanem azok időbeli változását is igazolták (**13. ábra**). A PERMANOVA analízis alapján szignifikáns eltérés van az egyes évek fitobentosz közössége között ($p = 0,0001$). A SIMPER teszt alapján az évek közti közösségszerkezeti eltérés 81,16%. Az eltéréshez ugyanaz a 8 taxon járult hozzá 1%-nál nagyobb mértékben, mint a hőterhelés hatásának elemzése esetén. Összességében mind a nyolc faj relatív abundanciája szignifikáns időbeli eltérést mutatott ($p < 0,05$, $p < 0,01$, vagy $p < 0,001$) (**14. ábra**). Míg egyes taxonok bizonyos években kiemelkedően magas relatív abundanciával, más években pedig nagyon kis számban fordultak elő és egyértelmű tendencia nem volt megfigyelhető a mennyiségi változásukban (pl. *N. lanceolata*, *Rhoicosphenia abbreviata*), addig más, hasonlóan kiugró értékekkel bíró fajoknál a 2021-től egyértelmű növekedést lehetett kimutatni (pl. *N. recens*). Más fajoknak ezzel szemben a vizsgálati periódusban haranggörbe-szerűen változott a relatív abundanciája (U-alak -*Amphora pediculus*; fordított haranggörbe - *N. tripunctata*). A motilis, alacsony szerves terhelést indikáló *Nitzschia dissipata* relatív abundanciája a 2010-es évek második felében ugrásszerűen megnőtt, majd a 2020-as évek közepére ismét csökkenni kezdett, bár még mindig többszöröse a mintavételi időszak kezdetekor tapasztalt értékeknek. Ami az indikátor elemzés eredményeit illeti, összesen 273 taxon volt legalább egy évre indikatív. A vizsgálati periódus első felében jellemzően alacsonyabb szerves terhelést kedvelő, és/vagy trofitás indifferens alacsony vagy magas profilú taxonok (*Achnanthydium* spp., *Cocconeis* spp., *Encyonema* spp., etc.) voltak indikatívak, addig a vizsgálati periódus második felében a motilis naviculoid és nitzschoid taxonok indikálták a közösséget. Ugyanakkor meg kell azt is jegyezni, hogy erre az időszakra is jellemzőek természetesen az alacsony vagy magas profilba tartozó indikátor fajok, akár ugyanazon nemzettség tagjai is, mint a korai időszakban (ld. fent). A dominanciaviszonyok eltolódása miatt azonban némileg hangsúlyosabbak a magas trofitást kedvelő fajok az indifferensekkel szemben. Ki kell még emelni, hogy a korábban említett inváziós *A. delmontii* mellett 2021-től kezdve a szintén nem őshonos *Diadema confervaceis* megjelent a mintákban (2024. évre indikatív). A fajt a trópusi Afrikából hurcolták be Európába (Coste & Ector, 2000). Hazánkban rendszeresen, akár nagy gyakoriságban is előfordul elsősorban lassabb folyású vizekben, valamint állóvizekben (Szabó et al., 2004; Nemes-Kókai et al., 2024).



13. ábra. A minták elrendeződése főkoordináta-analízis (PCoA) alapján Bray-Curtis-távolság felhasználásával. Az eltérő színek a különböző évekből származó mintákat jelölik: 2009 – lila, 2010 – sötétzöld, 2012 - világos kék, 2015 – narancs, 2018 – világos zöld, 2021 – sárga, 2024 - sötétkék. Az ábrán a taxonokat 4 betűs OMNIDIA kódokkal jelöltük.



14. ábra. A SIMPER analízis alapján a közösségszerkezeti eltéréshez >1%-nál nagyobb arányban hozzájáruló kovaalga fajok relatív abundanciájának összehasonlítása az eltérő mintavételi években. APED - *Amphora pediculus*, DVUL - *Diatoma vulgare*, NLAN – *Navicula lanceolata*, NRCS - *Navicula recens*, NTPT - *Navicula tripunctata*, NDIS - *Nitzschia dissipata*, RABB - *Rhicosphenia abbreviata*, THAL -Thalassiosiraceae spp.

Funkcionális mutatók

A lineáris vegyes modellek eredményeit a 16. táblázat foglalja össze. Az interakciós hatás (hatás × idő) a szaprobítási mutatók és a high profile guildek esetében szignifikáns volt, ami a hatásterület és a kontroll szakasz eltérő időbeli változására utal.

16. táblázat. Lineáris vegyes modellek eredményei.

Változó	Hatás (p)	Hatás (szign.)	Idő (p)	Idő (szign.)	Hatás × idő (p)	Interakció (szign.)
alacsony oxigénigény	0,0577	ns	0,2114	ns	0,5545	ns
magas oxigénigény	0,6268	ns	0,0004	***	0,8700	ns
alacsony szervesanyag terhelés	0,5045	ns	0,1307	ns	0,1161	ns
magas szervesanyag terhelés	0,1619	ns	0,0001	***	0,2685	ns
alacsony trofitás	0,5554	ns	0,0001	***	0,7911	ns
magas trofitás	0,4274	ns	0,0000	***	0,5996	ns
Motile	0,0180	*	0,3400	ns	0,5975	ns
Low profile	0,0378	*	0,0002	***	0,2938	ns
High profile	0,7392	ns	0,4863	ns	0,0101	*

*Szignifikancia szintek: *p < 0.05; **p < 0.01; ***p < 0.001; ns: nem szignifikáns. A „hatás” a kontroll és hatásterületi szakasz összehasonlítását jelenti.

Oxigénigény

Bár a hatásterületen az alacsony oxigénigényű fajok aránya magasabbnak **(15.B ábra)**, míg a magas oxigénigényű fajok aránya alacsonyabbnak mutatkozott **(15.C ábra)**, ezek a különbségek nem voltak statisztikailag szignifikánsak. Az alacsony oxigénigényű fajok esetében időbeli trend sem volt kimutatható. Ezzel szemben a magas oxigénigényű fajok aránya időben szignifikáns változást mutatott, azonban a hatás és az idő interakciója nem volt szignifikáns. Ez arra utal, hogy az időbeli változás mindkét szakaszon hasonló módon zajlott, és nem köthető specifikusan a hatásterülethez.

Szaprobitás

A szaprobitási mutatók esetében a hatásterület és a kontroll között nem volt kimutatható szignifikáns különbség **(15.D-E. ábra)**. Ugyanakkor a magasabb szervesanyag-terhelést tűrő fajok aránya időben szignifikáns változást mutatott, míg az alacsony szaprobitású csoport esetében ilyen trend nem volt kimutatható. A hatás és az idő interakciója egyik esetben sem bizonyult szignifikánsnak, ami arra utal, hogy az időbeli változások mindkét szakaszon hasonló módon zajlottak. Így a megfigyelt változások inkább általános időbeli folyamatokra vezethetők vissza, és nem a hatásterület specifikus hatását tükrözik.

Trofitás

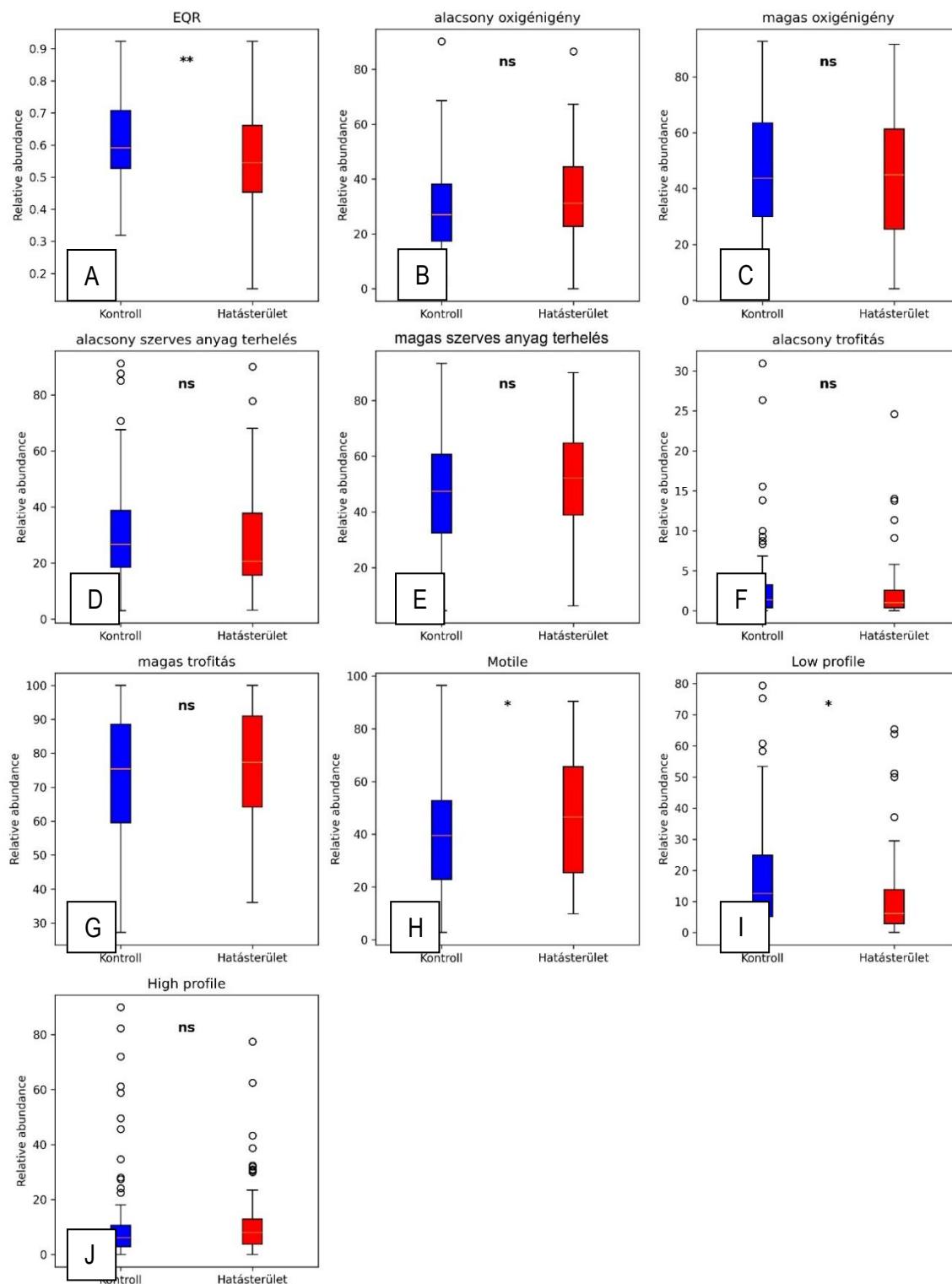
A trofitási mutatók esetében a hatásterület és a kontroll között nem volt kimutatható szignifikáns különbség **(15.F-G. ábra)**. Ugyanakkor mind az alacsony, mind a magas trofitású csoportok aránya időben szignifikáns változást mutatott. A hatás és az idő interakciója egyik esetben sem bizonyult szignifikánsnak, ami arra utal, hogy az időbeli változások mindkét szakaszon hasonló módon zajlottak. Ez alapján a trofitási viszonyokban megfigyelt változások inkább általános időbeli folyamatokat tükröznek, és nem köthetők egyértelműen a hatásterülethez.

Funkcionális guild-ek

A hatásterületen nagyobb arányban fordultak elő motilis fajok **(15.H ábra)**, és ez a különbség statisztikailag is szignifikánsnak bizonyult. Ez összhangban van azzal, hogy a zavarástűrő, mobilis fajok előnyt élveznek instabilabb, nagyobb terhelésű környezetben. A megnövekedett víz hőmérséklet csökkenti az oldott oxigén mennyiségét, valamint fokozza az anyagcsere- és lebontási folyamatokat, ami a biofilm szerkezetének átalakulásához vezethet. Ilyen körülmények között a motilis és nagyobb toleranciájú fajok előretörése figyelhető meg (Stevenson et al., 1996; Rimet & Bouchez, 2012).

A low profile guild esetében szintén szignifikáns különbség volt kimutatható a hatásterület és a kontroll között **(15.I ábra)**, továbbá az időbeli trend is szignifikánsnak bizonyult. Utóbbi az időben eltérő hidrológiai helyzetekkel (vízhözam, áramlási viszonyok) magyarázható. Ugyanakkor a hatás és az idő interakciója nem volt szignifikáns, ami arra utal, hogy az időbeli változások mindkét szakaszon hasonló módon zajlottak. A low profile guildbe tartozó kovaalgák jellemzően jól oxigenizált, nagy nyíróerővel jellemezhető környezetben versenyképesek, ahol a szubsztrátumhoz való szoros tapadás előnyt jelent (Biggs et al., 1998; Passy, 2007). Ezek a fajok általában pionír kolonisták, így nemcsak ők maradnak legnagyobb valószínűséggel az aljzaton áradások után, hanem az első megtelepedők is (Ács és Kiss, 1993).

A high profile guild **(15.J ábra)** esetében szignifikáns hatás $\times$ idő interakció volt kimutatható, miközben sem a főhatás, sem az általános időtrend nem bizonyult szignifikánsnak. Ez arra utal, hogy az időbeli változás mintázata eltér a kontroll és a hatásterületi szakaszok között, vagyis a két terület dinamikája különböző módon alakul az időben.



15. ábra. A fitobentosz közösség ökológiai jellemzőinek összehasonlítása a kontroll és a hatásterületen (A: EQR, B, C: oxigén-, D, E: szaprobitás-, F, G: trofitás- és H, I, J: guild-alapú metrikák).

*p < 0.05; **p < 0.01; ns: nem szignifikáns.

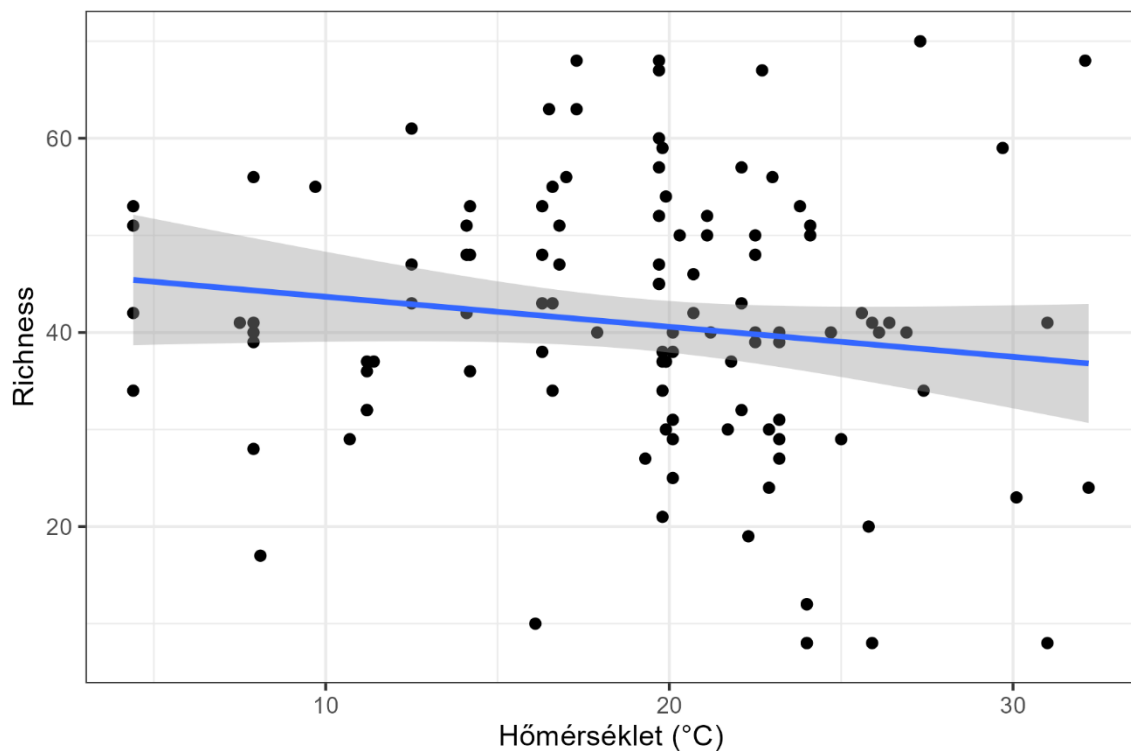
Az eredmények alapján a hőterhelés hatása nem minden vizsgált változóban jelentkezik azonos módon. A legmarkánsabb válaszok a közösség funkcionális szerkezetében (guild-ek) voltak kimutathatók, ahol a motilis elemek aránya nőtt, míg a low profile csoport aránya csökkent a hatásterületen. Ezzel szemben a szaprobitási változók esetében nem volt kimutatható szignifikáns különbség a hatásterület és a kontroll között, bár a magasabb szervesanyag-terhelést tűrő fajok aránya időben szignifikáns változást mutatott. Az oxigénigény és trofitás esetében szintén nem volt kimutatható hatásterülethez köthető különbség, ugyanakkor több változó esetében szignifikáns időbeli trend volt megfigyelhető. Ez arra utal, hogy a hőterhelés hatása elsősorban a közösség szerkezeti és funkcionális átrendeződésében jelenik meg, és nem minden vizsgált ökológiai mutató reagál rá egyformán vagy közvetlenül. Az eredmények alapján feltételezhető, hogy a hőterhelés hatására a közösség szerveződését meghatározó tényezők súlya átrendeződik, és a funkcionális alkalmazkodást tükröző jellegek szerepe erősödik. A boxplot ábrákban megfigyelhető különbségek összhangban vannak a lineáris vegyes modellek eredményeivel, amelyek a guild-alapú változók és az EQR esetében szignifikáns eltéréseket mutattak, míg más változók esetében elsősorban időbeli változások voltak kimutathatók.

Diverzitásváltozás

A lineáris kevert modellek eredményei (alapján a taxongazdagság (Richness) esetében a vizsgált magyarázó változók közül egyedül a hőmérséklet (T_{site_z}) mutatott szignifikáns hatást (**17. táblázat**): a negatív becslés ($\beta = -5.23$, $t = -2.82$) arra utal, hogy a növekvő hőmérséklet csökkenti a taxongazdagságot (**16. ábra**). Sem a folyókilométer (fkm_z), sem az expozíció (exposure), sem azok interakciója nem bizonyult jelentősnek. A véletlen hatások közül az év jelentős varianciát magyaráz, ami arra utal, hogy az időbeli különbségek fontos szerepet játszanak a fajgazdagság alakulásában.

17. táblázat. A lineáris vegyes hatású modell eredményei, amely a taxongazdagságot a standardizált vízhőmérséklet, folyókilométer, valamint a melegvízbevezetés által meghatározott érintettség függvényében vizsgálja. A fix hatások regressziós együtthatóként (β), standard hibával (SE) és t-értékkel kerülnek bemutatásra, míg a random hatások az évek és a mintavételi helyek közötti variabilitást reprezentálják.

Változó	β	SE	t
Hőmérséklet	-5,227	1,855	-2,818
rkm	-0,938	1,836	-0,511
Hatás	2,082	3,068	0,678
Hőmérséklet:Hatás	2,783	2,420	1,150



16. ábra. A hőmérséklet és a taxongazdagság közti vízhőmérséklet adatok közötti összefüggés a Duna vizsgált szakaszán.

A Shannon-diverzitás esetében egyik vizsgált fix hatás sem mutatott szignifikáns kapcsolatot a válaszváltozóval (18. táblázat). Mind a főhatások, mind az interakciós hatás gyenge és nem szignifikáns összefüggéseket jeleztek.

18. táblázat. A lineáris vegyes hatású modell eredményei, amely a Shannon-diverzitást a standardizált vízhőmérséklet, folyamkilométer, valamint a melegvízbevezetés által meghatározott érintettség függvényében vizsgálja. A fix hatások regressziós együtthatóként (β), standard hibával (SE) és t-értékkel kerülnek bemutatásra, míg a random hatások az évek és a mintavételi helyek közötti variabilitást reprezentálják.

Változó	β	SE	t
Hőmérséklet	-0,084	0,074	-1,135
rkm	0,002	0,118	-1,081
Hatás	-0,127	0,112	-1,081
Hőmérséklet:Hatás	0,109	0,098	1,109

Összességében az eredmények azt sugallják, hogy a taxongazdagság érzékenyebb a környezeti változókra, különösen a hőmérsékletre, míg a Shannon-diverzitás stabilabbnak tűnik a vizsgált gradiens mentén, vagy a modellben szereplő változók nem magyarázzák megfelelően annak variációját. Azonban fontos kiemelni, hogy a kovaalgák taxonómiájának ismeretanyaga az elmúlt évtizedben jelentős mértékben gazdagodott, elsősorban az elektronmikroszkópos technikák széleskörű alkalmazásának, valamint a DNS-alapú adatbázisok rohamos fejlődésének köszönhetően. A korábban fajkomplekként kezelt csoportokat több (esetenként >10) fajra bontották, valamint folyamatosan emelkedik az új fajok azonosítása is. Így a taxongazdagság-hőmérséklet közti kapcsolat ezekkel a fenntartásokkal kezelendő.

3.2.1.6. Következtetések

- A hőterhelés hatása kimutatható, de elsősorban a közösség szerkezetében és nem minden vizsgált funkcionális mutatóban jelenik meg.
- A közösség funkcionális szerkezete a hőterhelt területen a stressztűrő irányba tolódik, különösen a guild alapú jellemzők esetében.
- Több változó esetében időbeli trendek dominálnak, ami arra utal, hogy a megfigyelt változások részben általános környezeti folyamatokhoz is köthetők.
- A különböző mutatók eltérő érzékenysége komplex ökológiai válaszokra utal.
- A taxongazdagság szignifikánsan csökken a hőmérséklet növekedésével, ami a termikus viszonyokra való érzékenységet jelezheti (ld. ellenpontosítás fentebb).
- A Shannon-diverzitás nem mutatott szignifikáns kapcsolatot a vizsgált változókkal, ami a mutató nagyobb stabilitására, illetve eltérő érzékenységre utal.
- Az időbeli variabilitás mindkét mutató esetében meghatározó, ami a közösségszerkezet dinamikus, környezeti feltételektől függő alakulását jelzi.

3.2.1.7. Összefoglalás

Az eredmények alapján az alábbiakban értékeljük, hogy a megfogalmazott hipotézisek milyen mértékben teljesültek.

Első hipotézisünk, amely szerint a hőterhelés okozta stressz taxonómiai, és funkcionális szerkezeti átrendeződést eredményez, igazolódott: a hatásterületen nagyobb arányban fordultak elő motilis fajok, míg a low profile guild aránya szignifikánsan csökkent.

Második hipotézisünk szerint a hatásterületen az alacsonyabb oxigénigényű fajok relatív egyedszáma nagyobb, mint a kontroll területen. Ez a tendencia megfigyelhető volt, azonban a különbség nem bizonyult szignifikánsnak.

A harmadik hipotézist, miszerint a megnövekedett víz hőmérséklet a közösség összetételét a magasabb trofitás irányába tolja el, eredményeink nem támasztották alá.

Negyedik hipotézisünk szerint a melegvíz a lebontási folyamatokon és az oxigénháztartáson keresztül a szaprobitás növekedéséhez vezethet. Ezzel összhangban a magasabb szaprobitási viszonyokat preferáló taxonok relatív egyedszáma a hatásterületen nagyobb volt, azonban ez a különbség nem volt statisztikailag szignifikáns, így a hipotézis nem nyert egyértelmű megerősítést.

Az ötödik hipotézist részben alátámasztottuk, mivel a fajgazdagság szignifikánsan csökkent a hőmérséklet növekedésével, ugyanakkor a Shannon-diverzitás esetében nem volt kimutatható szignifikáns kapcsolat.

A hatodik hipotézis nem nyert egyértelmű megerősítést, mivel az expozíció (hőterhelés) önmagában nem mutatott szignifikáns hatást a diverzitásmutatókra.

A hetedik hipotézist szintén nem tudtuk igazolni, mivel nem volt kimutatható, hogy a hőmérséklet hatása erősebb lenne a hőterhelt területeken.

Az eredmények alapján a fitobentosz közösségek alkalmas indikátorai a melegvíz-kibocsátás által okozott ökológiai változásoknak, különösen a közösség szerkezeti és funkcionális átalakulásának szintjén.

3.2.2. Biotikus (fitobentosz) és abiotikus környezeti változók integrált statisztikai elemzése

3.2.2.1. Célkitűzés

A vizsgálat célja a rendelkezésre álló környezeti paraméterek (víz fizikai és kémiai jellemzői, valamint hidrológiai adatok) és a hőterhelés fitobentosz-közösségre gyakorolt együttes hatásának értékelése volt. Emellett célunk volt annak feltárása, hogy ezen belül milyen mértékben járul hozzá a közösségszerkezet kialakulásához a hőterhelés, a hidrológiai környezet, valamint a víz fizikai és kémiai állapota.

3.2.2.2. Adatok és feldolgozás

A 211 fitobentosz mintavételi esemény közül 114 esetben állt rendelkezésre modellezett vízhőmérsékleti adat, itt modellezett hidrológiai adat is (BME modell). Emellett a 211 mintából 155 esetben volt elérhető mért vízkémiai és vízfizikai adat (a továbbiakban: környezeti adatok), amelyekhez helyszínen mért vízhőmérsékleti adatok is társultak. Az elemzéseket ennek megfelelően külön a modellezett hidrológiai és hőmérsékleti adatokkal, külön a mért környezeti és hőmérsékleti adatokkal, valamint ezek összevont adatbázisán is elvégeztük.

3.2.2.3. Hipotézisek

- H1: Feltételeztük, hogy összességében a fitobentosz-közösség szerkezetének kialakításában a vizsgált tényezők hierarchikus szerepet játszanak az alábbi sorrendben: víz kémiai és fizikai környezet > hidrológia > hőmérséklet.
- H2: Emellett azt is feltételeztük, hogy a kontroll és a hőterhelt területek közötti közösségszerkezeti különbségekhez legnagyobb mértékben hozzájáruló fajok hőmérséklethez való kapcsolata területenként eltér, és a hőterhelt területen erősebb hőmérséklet-faj gyakoriság kapcsolat figyelhető meg.

3.2.2.4. Módszer

A vizsgálatba bevont modellezett hidrológiai adatok és hőmérsékleti adatok: vízhozam, vízsebesség (felszíni és mederfenéki), vízállás, vízhőmérséklet, delta T.

A vizsgálatokba bevont valós, azaz mért környezeti és hőmérsékleti adatok: in situ - hőmérséklet, pH, vezetőképesség, oldott oxigén; laboratóriumi – összes nitrogén, szerves nitrogén, nitrát, ammónium, összes foszfor, ortofoszfát, összes lebegőanyag, biológiai oxigénigény, kémiai oxigénigény (kromátos és permanganátos), klorid, klorofill-a.

Az összevont adatbázis: mért hőmérsékleti adatok és környezeti adatok, valamint modellezett hidrológiai adatok.

A közösségszerkezet és (i) a modellezett hidrológiai és hőmérsékleti adatok, (ii) a mért környezeti (vízkémiai és fizikai) és hőmérsékleti adatok, valamint (iii) ezek kombinált halmazai közötti összefüggéseket redundanciaanalízissel (Redundancy Analysis -RDA) vizsgáltuk. Az egyes környezeti tényezők közösségszerkezethez való relatív hozzájárulását varianciafelbontás-analízissel (variation partitioning, VarPart) értékeltük.

Ahogy fentebb említettük, hidrológiai és vízhőmérsékleti modell adat 114 fitobentosz mintavételi eseményhez, mért környezeti adat pedig 155 mintavételi eseményhez volt elérhető. Azaz az RDA és VarPart elemzéseket nem a teljes, 211 fitobentosz mintát tartalmazó, hanem ezeken a redukált adatbázisokon végeztük el. Emiatt a hőterhelési csoport (ld. fent) közötti különbségeket újra teszteltük, amihez itt is PERMANOVA-t használtunk. A SIMPER analízist is újra elvégeztük a redukált

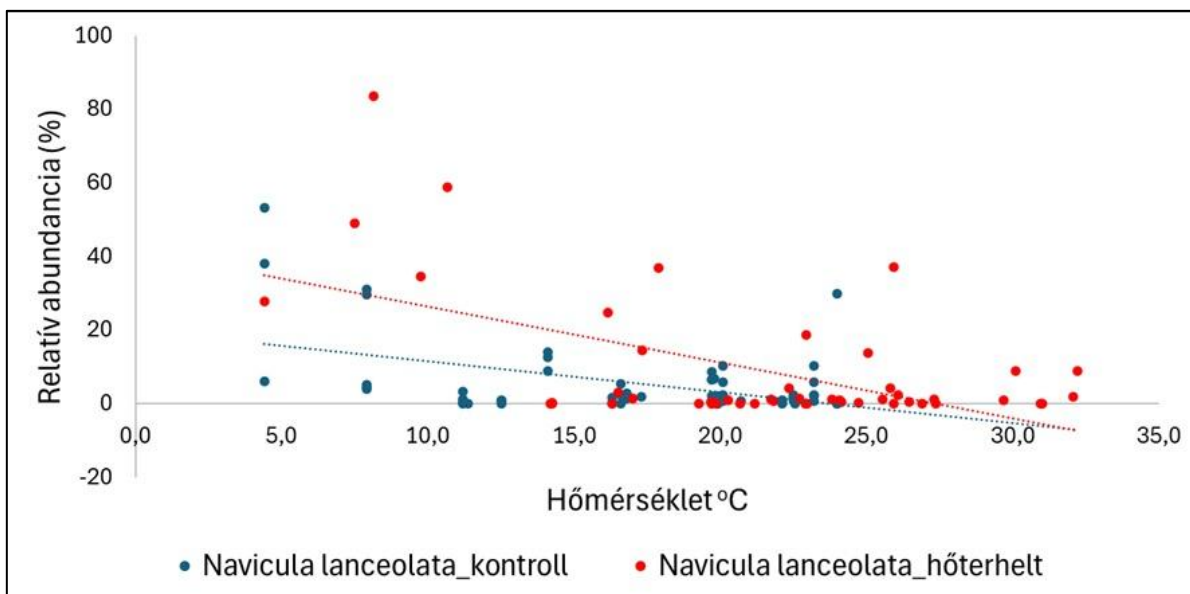
adatbázisokon. Azon fajok hőmérsékletre való kapcsolatát, amelyek a SIMPER-eredmények alapján több mint 1%-ban járultak hozzá a kontroll és hőterhelt területek közötti eltérésekhez, Spearman-féle rangkorrelációval vizsgáltuk.

3.2.2.5. Eredmények

Közösségszerkezet és a hidrológiai és hőmérsékleti modell adatok kapcsolata

Az elemzésekbe összesen 114 mintavételi esemény taxonómiai (relatív abundancia), modellezett hidrológiai és hőmérsékleti adatait vontuk be. A redundanciaanalízis (RDA) alapján az első és második tengely a teljes variancia ~13,7%-át magyarázta. A VarPart elemzés eredményei alapján a hidrológiai környezet a magyarázott variancia 74,9%-át, míg a hőmérsékleti mutatók a 22,4%-át tették ki; a teljes varianciának ez 11% és 3,3%-a. Az eredmények egyértelműen rámutatnak arra a jól ismert jelenségre, hogy a bentikus kovaalgaközösségek szerkezetének alakításában a hidrológiai tényezők – a vízsebesség és a vízhozam – meghatározó szerepet játszanak. Az előző fejezetben alkalmazott funkcionális guildok (tapadási stratégiák) rendszere is ezen alapul, mivel a tápanyagigény mellett a fizikai zavarásokkal, például a nyíróerőkkel szembeni tolerancia kulcsfontosságú tényező a guildok eloszlásában (Passy, 2007). E domináns hatásokhoz képest a hőmérséklet szerepe – amint azt a kizárólag modelladatokon (hidrológia + hőmérséklet) alapuló elemzés eredményei is jelzik – jóval kisebb jelentőségű.

A PERMANOVA elemzés szignifikáns különbséget tárt fel a hőterheléssel érintett hatásterület és a kontroll terület fitobentosz közösségszerkezet (**17. ábra**) között ($p = 0.008$). A SIMPER analízis alapján a két terület közösségszerkezet közötti eltérés (overall dissimilarity) 91,7% volt. Összesen 7 taxonnak volt 1%-nál nagyobb hozzájárulása a szerkezeti eltéréshez, ezek közül a legmagasabb a *Navicula lanceolata* taxoné volt (2,3%). Ezen hét taxon közül a *N. lanceolata* ($p = 0,046$) és a *N. recens* ($p = 0,004$) mutatott szignifikáns korrelációt a modellezett hőmérsékleti adatokkal: míg a *N. recens* erős pozitív korrelációt ($r = 0,37$), addig a *N. lanceolata* negatív korrelációt ($r = -0,27$). A *N. lanceolata* közismerten egy hidegebb (hűvösebb) víz hőmérsékleti viszonyokhoz kötődő, alacsonyabb hőmérsékleten gyakoribb előfordulást mutató taxon (Hofmann et al., 2011; Lengyel et al., 2015), ezzel szemben a *N. recens* melegebb vizekben, hőmérséklet-emelkedés mellett gyakoribbá váló taxon (Hofmann et al., 2011). A két faj relatív abundanciájának változása tehát, a többi környezeti változó figyelembevételével, közösségi szinten alkalmas lehet a hőmérsékleti változások indikálására. Bár a kontroll és a hőterhelt területen a fajok hőmérsékletre adott válaszában iránya nem változott, a kapcsolat erőssége eltérőnek adódott. A *N. recens* relatív abundanciája mindkét területen szignifikáns pozitív korrelációt mutatott a hőmérséklettel, amely a hőterhelt területen erősebbnek bizonyult (kontroll: $r = 0,28$; $p = 0,03$; hőterhelt: $r = 0,43$; $p = 0,002$) (**17. ábra**). Ezzel szemben a *N. lanceolata* csak a kontroll területen mutatott szignifikáns negatív kapcsolatot a hőmérséklettel ($r = -0,27$; $p = 0,04$), míg a hőterhelt területen ($r = -0,20$; $p = 0,16$) a faj relatív abundancia-hőmérséklet negatív összefüggése nem volt szignifikáns (**18. ábra**). A hőterhelés tehát még ugyanazon a nemzetségen belül sem egységesen módosítja a fajok hőmérsékleti választát, hanem fajspecifikus módon hat: az adott terhelésre kevésbé érzékeny fajok esetében felerősíti szerepét, míg az érzékenyebb fajoknál a válasz gyengül vagy eltűnik, mivel azt más, a hőterheléssel együtt változó környezeti tényezők dominálják/dominálhatják.



18. ábra. A *Navicula recens* és *N. lanceolata* relatív abundanciája és a modellezett vízhőmérséklet adatok közötti összefüggés a kontroll és a hőterhelt területeken.

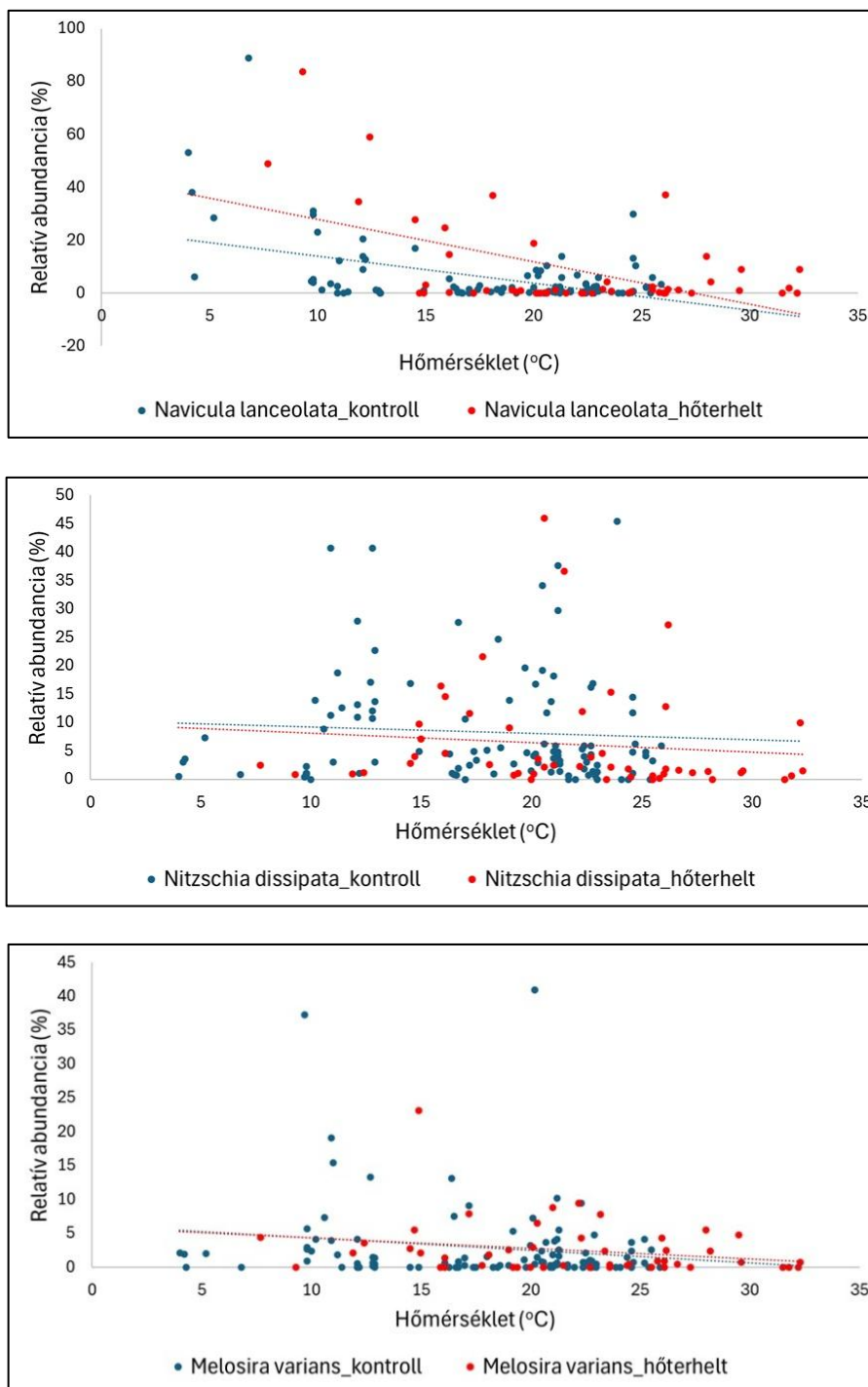
Közösségszerkezet és a mért környezeti és hőmérsékleti adatok kapcsolata

Az elemzésekbe összesen 155 mintavételi esemény taxonómiai (relatív abundancia), valamint mért környezeti és hőmérsékleti adatait vontuk be. A redundanciaanalízis (RDA) alapján az első és második tengely a teljes variancia ~16,8%-át magyarázta. A VarPart elemzés eredményei alapján a víz fizikai és kémiai paraméterei a magyarázott variancia 90,9%-át, míg a mért hőmérsékleti mutatók a 4,4%-át tették ki; a teljes varianciának ez 17,9% és 0,9%-a. Az eredmények összhangban vannak azzal a szakirodalomban is jól ismert megállapítással, hogy nem extrém körülmények között a hőmérséklet – legalábbis az általunk vizsgált tartományban ($T_{\max} = 32,3\text{ °C}$) – a közösségszerkezetet jellemzően nem közvetlenül, hanem más környezeti paramétereken keresztül, indirekt módon befolyásolja (Anderson, 2000).

A PERMANOVA elemzés alapján itt is szignifikáns különbség volt a hőterheléssel érintett terület és a kontroll terület fitobentosz közösségszerkezete között (19. ábra) ($p = 0.015$). A SIMPER analízis alapján a két terület közösségszerkezete közötti eltérés (overall dissimilarity) 79,6% volt. Ebben az összeállításban 10 taxonnak volt 1%-nál nagyobb hozzájárulása a szerkezeti eltéréshez, ezek közül itt is a legmagasabb a *Navicula lanceolata* faja volt (7,4%). A mért hőmérsékleti adatokkal összesen 4 faj korrelált szignifikánsan (20. ábra). Pozitív korrelációt egyedül a *N. recens* mutatott ($r = 0,25$; $p = 0,002$), míg a *N. lanceolata* ($r = -0,24$; $p = 0,002$), a *Melosira varians* ($r = -0,17$; $p = 0,03$) és a *Nitzschia dissipata* ($r = -0,18$; $p = 0,02$) negatívan korrelált a hőmérséklettel. A kontroll és a hőterhelt területeken itt sem változott a fajok hőmérsékletre adott válaszában irányultsága, azonban a kapcsolatok erőssége itt is eltért a két régió között. A kontroll területen az összefüggések a *N. lanceolata* ($r = -0,23$; $p = 0,02$) és *N. recens* ($r = 0,19$; $p = 0,049$) fajok esetén volt kimutatható. A hőterhelt helyeken a *N. recens* és hőmérséklet kapcsolata szorosabb volt ($r = 0,29$; $p = 0,04$), mint a kontroll területen. Emellett pedig a *N. dissipata* korrelált szignifikánsan a terheléssel (negatív korreláció: $r = 0,04$; $p = -0,29$) ezen a szakaszon.

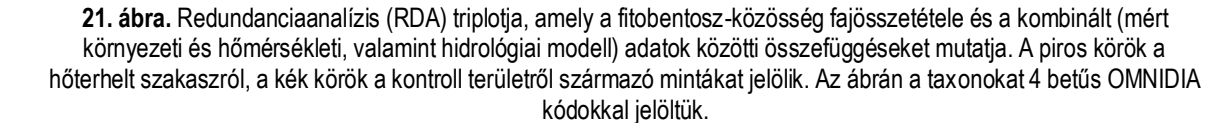
A mért és modellezett hőmérsékleti adatokkal végzett elemzések eredményei rávilágítanak arra, hogy a fajok válasza mennyire robusztus, illetve milyen léptékben értelmezhető. Azon fajok (*N. lanceolata* és *N. recens*), amelyek mindkét hőmérsékleti adatsorral szoros összefüggést mutattak, hőmérsékleti

[illegible]



20. ábra. A *Navicula lanceolata*, *N. recens*, *Nitzschia dissipata* és *Melosira varians* relatív abundanciája és a mért vízhőmérséklet adatok közötti összefüggés a kontroll és a hőterhelt területeken.

Az elemzésekbe összesen 114 mintavételi esemény taxonómiai (relatív abundancia), modellezett hidrológiai, valamint mért környezeti és hőmérsékleti adatait vontuk be. A redundanciaanalízis (RDA) alapján **(21. ábra)** az első és második tengely a teljes variancia ~23,4%-át magyarázta. A VarPart elemzés eredményei alapján a víz fizikai és kémiai paraméterei a magyarázott variancia 56,0%-át, a modellezett hidrológia a 25,8%-át a mért hőmérsékleti mutatók pedig a 3%-át tették ki; a teljes varianciának ez 15,8%, 7,3% és 0,8%-a. Ezek az eredmények egyértelműen alátámasztották a vizsgált tényezők közösségszervező hierachiájára vonatkozó hipotézisünket. Az eredmények nem meglepő módon egyértelműen rámutatnak arra, hogy a víz kémiai és fizikai továbbá hidrológiai paramétereinek van kiemelt szerepe a közösségszerkezet alakításában.



- A vizsgált abiotikus tényezők hierarchikus szerepet játszanak a fitobentosz közösség szerkezetének kialakításában: víz kémiai és fizikai környezet > hidrológia > hőmérséklet.
- Bizonyos fajok esetében konzervatív hőmérsékleti válasz volt kimutatható az adott hőtartományban **(19. táblázat)**.
- A fajok többsége esetében a hőmérséklet–gyakoriság kapcsolatát annak más környezeti tényezőkkel való interakciói határozták meg **(19. táblázat)**.

19. táblázat. Az elemzésekben hőmérséklettel szignifikáns összefüggéseket mutató fajok mért, vagy modell hőmérsékleti adatokkal kapcsolatos viszonya a teljes, kontroll és hatásterületen, ezek ökológiai jelentése és a levonható következtetések.

	T _{modell}			Hőterhelés hatásának stabilitása	Ökológiai jelentés	Következtetés
	teljes terület	kontroll	hatásterület			
<i>Navicula lanceolata</i>	negatív	negatív		közepes	egyéb környezeti stressz dominál	más környezeti tényezők által gyengített hatás
<i>Navicula recens</i>	pozitív	pozitív	pozitív	magas	közvetlen hőmérsékleti válasz indikátor	általános, konzervatív hőmérsékleti válasz
	T _{mért}					
	teljes terület	kontroll	hatásterület			
<i>Navicula lanceolata</i>	negatív	negatív		közepes	egyéb környezeti stressz	más környezeti tényezők által gyengített hatás
<i>Navicula recens</i>	pozitív	pozitív	pozitív	magas	közvetlen hőmérsékleti válasz indikátor	általános, konzervatív hőmérsékleti válasz
<i>Melosira varians</i>	negatív			alacsony	indirekt kapcsolat	bizonytalan kapcsolat
<i>Nitzschia dissipata</i>	negatív		negatív	közepes	hőmérséklettel kombinált stressz	más környezeti tényezőkre opportunista, vélhetően pozitív hőmérséklet-egyéb hatás interakció

3.2.2.7. Összefoglalás

Nem meglepő módon eredményeink alátámasztották első hipotézisünket, miszerint a bentikus kovaalga-közösség szerkezetét a vizsgált változók közül elsősorban a víz fizikai és kémiai paraméterei határozzák meg. A hidrológiai környezet szintén jelentős mértékben hozzájárul a fitobentosz szerkezetének alakításához. A hőmérséklet – akár modellezett, akár mért adatokról van szó – ehhez képest mérsékeltebb közvetlen hatással bír, és szerepe inkább más környezeti változókon keresztül érvényesül. Ezt támasztották alá a fajgyakoriság és a hőmérséklet közötti összefüggések vizsgálatai is. Konzisztens, a vizsgált szakaszoktól független hőmérsékleti választ csupán egy faj, a *Navicula recens* esetében sikerült kimutatni, tekintettel azonban arra, hogy ez mind a kontroll, mind a hatásterületen csaknem azonos mértékű volt, a választ nem lehet elválasztani a globális felmelegedés hatásától. A többi faj esetében a hőmérsékletre való viszony erősen interakciófüggőnek bizonyult: egyes taxonoknál más környezeti tényezők gyengítették a hőmérsékleti válasz erősségét, míg másoknál additív hatások és kombinált stresszre utaló mintázatok voltak megfigyelhetők. Ezek az eredmények egyértelműen alátámasztották második hipotézisünket is, miszerint a fajok hőmérsékletre való kapcsolata területenként (kontroll és hatásterület) eltér. Mindez arra utal, hogy a bentikus kovaalga-közösségek vizsgálata alkalmas a hőterhelés közvetlen, valamint más környezeti tényezőkon keresztül érvényesülő, közvetett hatásainak kimutatására.

3.2.3. Az erőművi kibocsátás kimutatható ökológiai hatásának modellalapú statisztikai elemzése és a változások értékelése a vizsgált taxonok vonatkozásában, valamint a hatásterület lehatárolása

3.2.3.1. Célkitűzés

A vizsgálat célja az erőművi hőterhelés fitobentosz-közösségre gyakorolt ökológiai hatásának modellalapú statisztikai elemzése és a közösségszerkezeti változásokon alapuló értelmezése, valamint a hatás térbeli kiterjedésének és mintázatának meghatározása.

3.2.3.2. Adatok és feldolgozás

Az elemzések során nem a rendelkezésre bocsátott EQR értékeket használtuk, mivel a vizsgálati időszak közel 15 évet ölel fel. Ehelyett a legfrissebb faj-tolerancia és optimum értékeken alapuló metrikák felhasználásával, a 211 fitobentosz minta faj-relatív abundancia adatai alapján újraszámolt

EQR értékeket alkalmaztunk. A 211 mintából 155 esetben volt elérhető mért hőmérsékleti adat, ezért az elemzésekbe ez a 155 minta került bevonásra.

3.2.3.3. Hipotézisek

- H1: Feltételeztük, hogy a hőterhelés hatással lesz a Duna fitobentosz alapú ökológiai állapotára (alacsonyabb EQR értékek).
- H2: Ez a negatív hatás csak rövid távon kimutatható.
- H3: A hőterhelés hatása a Duna jobb parti szakaszára korlátozódik, a bal partot nem érinti.

3.2.3.4. Módszer

Az EQR adatok elemzésére a fentebb már részletesen ismertetett lineáris vegyes modelleket alkalmaztuk. A modellstruktúra ez esetben is:

$$y \sim \text{hatás} * \text{idő} + \text{évszak} + (1 \mid \text{mintavételi hely})$$

ahol:

- y: vizsgált változó (EQR),
- hatás: kontroll vs. hatásterület,
- idő: év (folytonos változóként),
- évszak: hónap vagy szezonális hatás,
- (1 | mintavételi hely): random hatás a mintavételi pontokra.

A modellek kulcseleme az interakciós tag (hatás × idő), amely azt vizsgálja, hogy a két szakasz időbeli változása eltér-e egymástól.

Az EQR értékek térbeli mintázatának vizsgálatához a mintavételi pontokat a melegvíz-bevezetéshez viszonyított távolság alapján rendeztük sorba (–8000 m, 0 m, 400 m, 900 m, 1400 m, 7900 m). Az elemzést külön végeztük el a bal és jobb parti szakaszokra. Az egyes távolságkategóriákon belül több évből és mintavételi időpontból származó EQR értékek álltak rendelkezésre, ezért a központi tendencia jellemzésére medián értékeket számítottunk. Az adatok eloszlásának és szóródásának jellemzésére az interkvartilis tartományt (IQR; 25–75 percentilis) használtuk. A távolság menti változásokat oszlopdiagramon ábrázoltuk, ahol az oszlopok a medián EQR értékeket, a hibasávok pedig az interkvartilis tartományt reprezentálták.

Az EQR értékek térbeli és időbeli változásának vizsgálatához a mintákat a melegvíz-bevezetéshez viszonyított távolság (–8000, 0, 400, 900, 1400, 7900 m) és a mintavétel időpontja (év–hónap) szerint rendeztük. Az elemzést külön végeztük el a bal és a jobb parti szakaszokra. Az azonos távolság–idő kombinációkhoz tartozó több mintából származó EQR értékek esetében átlagolást alkalmaztunk, így minden cellában egy reprezentatív érték szerepel. A térbeli-időbeli mintázatok szemléltetésére hőterképet (heatmap) készítettünk, ahol a színskála az EQR értékeket ábrázolja. A színskálát egységesen alkalmaztuk a két part összehasonlíthatósága érdekében. A hiányzó adatokat nem interpoláltuk.

3.2.3.5. Eredmények

A hőterhelés hatásának kvantitatív értékeléséhez először lineáris vegyes modelleket alkalmaztunk, amelyek lehetővé teszik a komplex mintavételi elrendezésből (időbeli ismétlések, több helyszín) adódó variabilitás kezelését. Ez az elemzés alapvető választ ad arra, hogy kimutatható-e általános különbség a hatásterület és a kontroll szakasz ökológiai állapota között, valamint, hogy ezek a különbségek időben hogyan változnak (12. táblázat).

A modellek alapján az EQR értékek szignifikánsan alacsonyabbak voltak a hatásterületen (13.A ábra), ami gyengébb ökológiai állapotra utal. Ennek hátterében a hatásterület és a kontroll szakasz közösségszerkezetének szignifikáns eltérése áll. A hatásterületet elsősorban magasabb trofitást és nagyobb szaprobitást jelző fajok jellemezték, míg a kontroll szakaszon inkább alacsonyabb trofitási és/vagy szaprobitási igényű taxonok voltak dominánsak. A SIMPER analízis alapján a két terület közötti szerkezeti különbségekhez legnagyobb mértékben hozzájáruló ($\geq 1\%$) fajok között kiemelhető a magasabb hőmérsékletet és nagyobb szaprobitást preferáló, eutróf *Navicula recens*, amelynek relatív abundanciája szignifikánsan magasabb volt a hőterhelt szakaszon. Ez az eltérés az elemzések alapján közvetlen hőmérsékleti válasszal hozható összefüggésbe. Fontos ugyanakkor kiemelni, hogy funkcionális szinten a kontroll és a hőterhelt szakasz között csak korlátozott mértékű eltérés volt megfigyelhető. Bár összességében a terhelt szakaszon arányaiban magasabb volt az alacsony oxigénigényű és/vagy magas szervesanyag-terhelést kedvelő taxonok relatív abundanciája (ld. indikatív, domináns fajok), ez az eltérés nem bizonyult szignifikánsnak. Szignifikáns különbség kizárólag a tapadási stratégiák mentén (guildek) volt kimutatható, ahol a zavarástűrő, mozgékony fajok aránya magasabb volt a hőterhelt szakaszon. Ugyanakkor ez a mintázat sem időben, sem az idő és terhelés interakciójában nem volt szignifikáns (ld. fent). Ez arra utal, hogy a megfigyelt eltérés nem tekinthető időben konzisztens, stabil válasznak, hanem inkább lokális vagy időszakos jellegűek, amelyeket részben a természetes variabilitás is befolyásolhat. A közösségszerkezetben emellett a hőterhelés egy konzisztens, a teljes időszakra jellemző eltolódást eredményezett a low profile taxonok esetében, ugyanakkor a high profile fajok válasza időben változó, epizodikus jellegű volt, ami a hőhatás környezeti feltételektől függő érvényesülésére utal (ld. indikatív fajok hőterhelt területen). Mindez arra utal, hogy az EQR értékek csökkenése a hőterhelt szakaszon nem egyetlen domináns mechanizmusra vezethető vissza, hanem a különböző szerveződési szinteken eltérő módon jelenik meg (ld. faji és funkcionális szint), és ezek integráltan járulnak hozzá az ökológiai állapot romlásához. Az EQR esetében ugyanakkor az időbeli trend is szignifikánsnak bizonyult (20. táblázat), ami arra utal, hogy a közösség állapota időben változik. Az időben szintén kimutatható szignifikáns közösségszerkezeti eltérés iránya az alacsonyabb szervesanyag-terhelést kedvelő és/vagy trofitás szempontjából indifferens indikátor fajok felől a magasabb szervesanyag-terhelést preferáló, eutróf, mozgékony taxonok irányába mutatott. Ugyanakkor funkcionális szinten kizárólag az alacsony profilú fajok esetében volt kimutatható szignifikáns időbeli eltolódás. Ez a mintázat is a jelenség komplexitására utal: a közösségszerkezeti változások és az ezekkel párhuzamosan megfigyelt EQR-eltolódások hátterében nem egyetlen környezeti tényező, hanem több, egymással kölcsönhatásban álló abiotikus és biotikus hatás együttesen áll.

A hatás és az idő interakciója viszont nem volt szignifikáns (**20. táblázat**), vagyis a két szakasz közötti különbség időben hasonló módon alakul. Ez azt jelenti, hogy a hőterhelés hatása tartósan jelen van a közösség szerkezetében, miközben a vizsgált időszakban általános időbeli változás is kimutatható. Ugyanakkor nincs arra utaló jel, hogy a hatásterületen a romlás üteme eltérne a kontroll szakaszhoz képest.

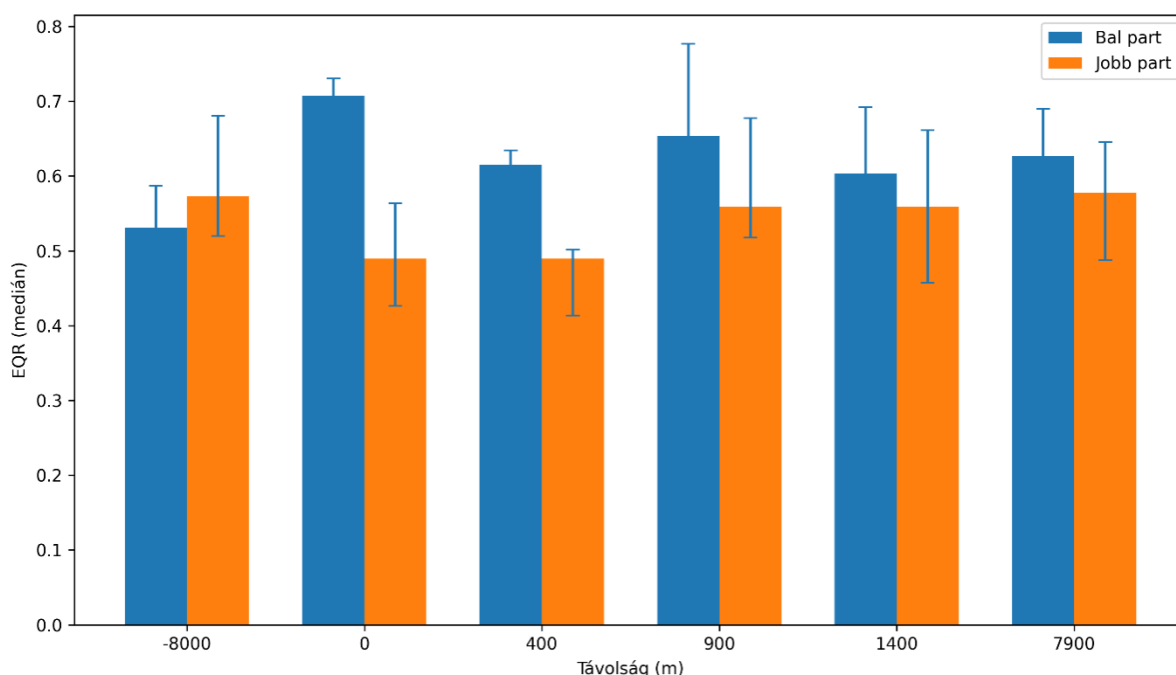
Az EQR (Ecological Quality Ratio) a közösség összetételének és ökológiai preferenciáinak integrált mutatója, amely érzékenyen reagál a környezeti terhelésekre, különösen a tápanyagterhelésre és a szervesanyag-terhelésre (Kelly et al., 2008; Poikane et al., 2016). A fent bemutatott közösségszerkezet-EQR kapcsolatokat összegezve elmondható, hogy az alacsonyabb EQR értékek összhangban vannak a guild-alapú változásokkal, amelyek a közösség stressztűrő irányba történő eltolódását jelzik. Bár a szaprobitási mutatók nem mutattak szignifikáns eltérést a hatásterület és a kontroll között, az eredmények összességében arra utalnak, hogy a hőterhelés hatása a közösség több szerkezeti és funkcionális szintjén is megjelenik.

20. táblázat. Lineáris vegyes modellek eredményei

Változó	Hatás (p)	Hatás (szign.)	Idő (p)	Idő (szign.)	Hatás × idő (p)	Interakció (szign.)
EQR	0,0064	**	0,0144	*	0,1325	NS

*Szignifikancia szintek: *p < 0.05; **p < 0.01; ***p < 0.001; ns: nem szignifikáns. A „hatás” a kontroll és hatásterületi szakasz összehasonlítását jelenti.

Bár a lineáris vegyes modellek egyértelműen jelezték a hőterhelés általános, időben konzisztens hatását a közösség ökológiai állapotára, ezek az eredmények nem adnak információt a hatás térbeli kiterjedéséről és finomabb mintázatairól. Ennek feltárására a következőkben a változások hosszirányú és laterális szerkezetét vizsgáltuk.



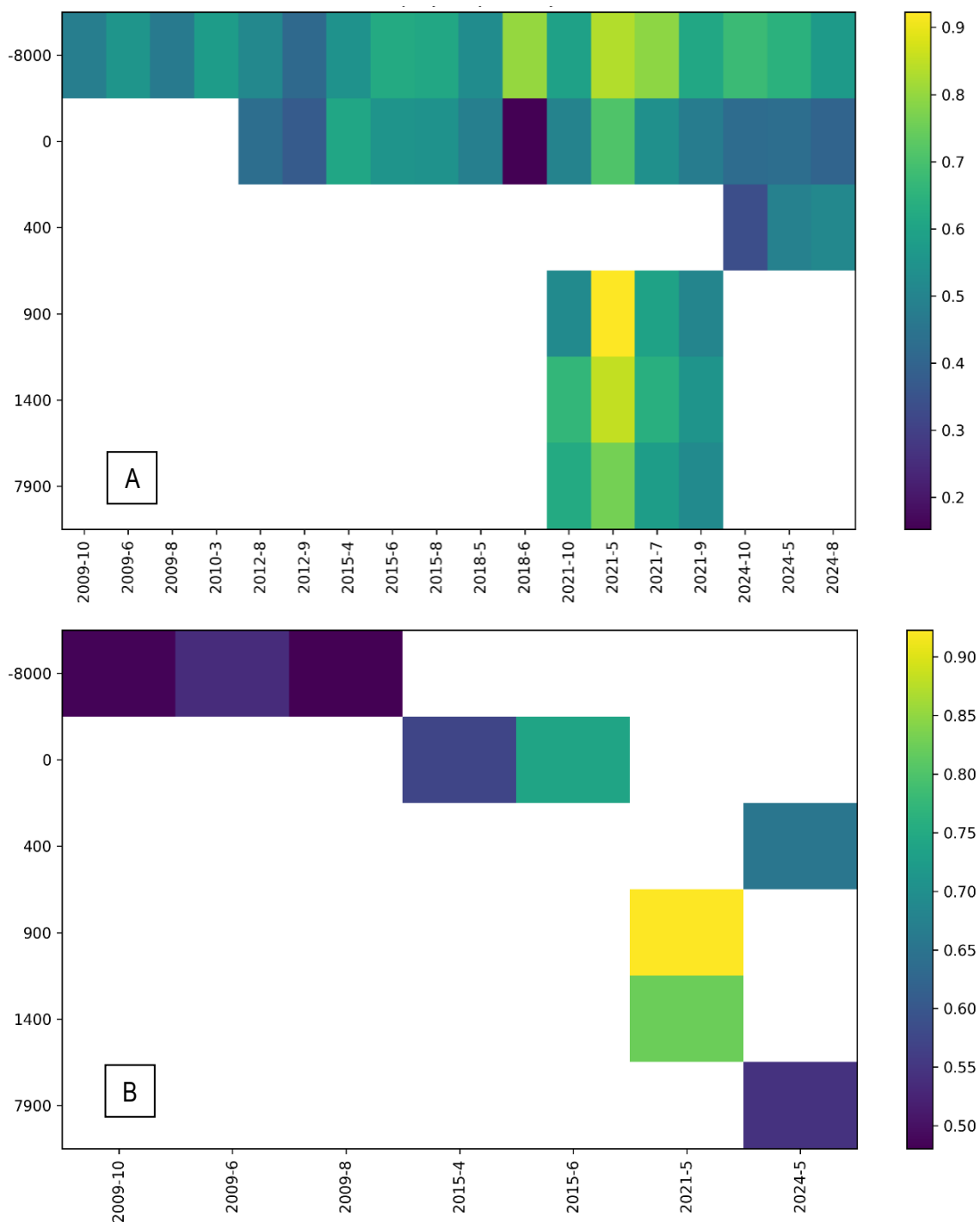
22. ábra. Az EQR értékek változása a melegvíz-bevezetéshez viszonyított távolság mentén a bal és jobb parti szakaszokon. Az oszlopok a medián EQR értékeket, míg a hibasávok az interkvartilis tartományt (25–75 percentilis) mutatják.

Az EQR értékek távolság menti alakulása eltérő mintázatot mutatott a bal és a jobb parti szakaszon (**22. ábra**). A jobb parton a bevezetés közvetlen közelében (0–400 m) alacsonyabb medián EQR értékek voltak megfigyelhetők a távolabbi szakaszokhoz képest. Ezt követően a bevezetéstől folyásirányban lefelé (900–1400 m) az EQR értékek emelkedése figyelhető meg, amely részleges regenerációra utal. A legnagyobb távolságban (7900 m) mért értékek ismét a bevezetés feletti szakasz értékeihez közelítettek.

Ezzel szemben a bal parti szakaszon nem volt megfigyelhető hasonló, egyértelmű térbeli gradiens: az EQR értékek a vizsgált távolságok mentén viszonylag kiegyenlített eloszlást mutattak. Több távolságkategóriában (különösen 0–900 m között) a medián értékek magasabbak voltak, mint a jobb parton.

Az interkvartilis tartományok alapján mindkét parton jelentős variabilitás volt megfigyelhető (ahogy ez megszokott az időben eltérő gyűjtések esetében), azonban a jobb parti szakaszon a bevezetés közelében a medián csökkenése következetesen megjelent. A két part közötti különbségek is

alátámasztják, hogy a hőterhelés hatása térben nem homogén, és elsősorban a jobb parti szakaszon érvényesül, azonban a bevezetés utáni kb. 1 km-es szakaszon regenerálódik a bevonat, ezután a hatás már nem kimutatható.



23. ábra. Az EQR értékek hőterképe az egyes mintavételi időpontok és a kibocsátás helyétől mért távolságok szerint. A: jobb part, B: bal part.

Az EQR értékek térbeli és időbeli mintázata markáns különbséget mutatott a jobb **(23.A ábra)** és a bal **(23.B ábra)** parti szakaszon. A jobb parton a melegvíz-bevezetés közvetlen közelében (0 m) több időpontban alacsonyabb EQR értékek voltak megfigyelhetők, amelyek sötétebb színű foltokként jelennek meg a hőterképen. Ez a jelenség nem egyetlen időponthoz köthető, hanem több évben is visszatérően megfigyelhető. A folyásirányban lefelé haladva (900–1400 m) az EQR értékek növekedése figyelhető meg, ami a térbeli regeneráció mintázatára utal. A legtávolabbi szakaszon (7900 m) az értékek a bevezetés feletti szakaszon megfigyelhető állapothoz közelítenek. Ezzel szemben a bal parti szakaszon nem volt kimutatható hasonló, konzisztens térbeli mintázat. Az EQR értékek a különböző távolságokon időben változó, mozaikos eloszlást mutattak, és nem jelent meg a bevezetéshez köthető, tartósan alacsony értékekből álló zóna. A két part összehasonlítása alapján a hőterhelés hatása térben és időben nem homogén: a jobb parti szakaszon lokális és ismétlődő jelleggel jelentkezik, míg a bal parti szakaszon nem figyelhető meg hasonló mértékű és következetes változás.

3.2.3.6. Következtetések

- A hőterhelés hatása térben aszimmetrikus és lokalizált: a jobb parti szakaszon a bevezetés közelében tartósan alacsonyabb EQR értékek jelennek meg, míg a bal parton nem figyelhető meg hasonló, konzisztens hatás.
- A jobb parton a hatás nemcsak térben korlátozott, hanem időben is ismétlődő, ami visszatérő zavarásra utal; ugyanakkor a bevezetéstől lefelé haladva az EQR értékek növekedése egyértelmű regenerációs mintázatot jelez.
- A távolabbi szakaszokon az EQR értékek a referencia közeli állapothoz konvergálnak, ami a hőterhelés korlátozott térbeli kiterjedését és gyors ökológiai helyreállítását jelzi.

3.2.3.7. Összefoglalás

Eredményeink alapján a hipotéziseink igazolódtak. A hőterhelés a jobb parti szakaszon a bevezetés közelében kimutatható ökológiai állapotromlást (alacsonyabb EQR értékeket) okozott, a hatásterületen az EQR értékek szignifikánsan alacsonyabbak voltak a kontrollhoz képest, ami gyengébb ökológiai állapotra utal. Meg kell azonban jegyezni, hogy a medián értékek mind a kontroll, mind a hatásterületen a Duna ezen szakaszának közepes állapotát jelzik. Ugyanakkor a hatásterületen ritkábban fordultak elő a jó állapotnak megfelelő értékek, ami a közösség állapotának enyhe romlására utal. Ez alapján a hőterhelés hatása ugyan kimutatható, azonban nem vezet olyan mértékű változáshoz, amely az ökológiai állapot drasztikus romlását vagy ökológiai összeomlást jelezné. A változások inkább a közösség finomabb szerkezeti és funkcionális átrendeződésében jelennek meg.

Eredményeink arra is rávilágítottak, hogy a terhelés térben és időben is korlátozott volt: egyrészt a bevezetéstől lefelé haladva rövid szakaszon belül regeneráció volt megfigyelhető, és a távolabbi szakaszokon a hatás nem volt kimutatható; másrészt a hőterhelés hatása a Duna jobb parti szakaszára korlátozódott, az eddigi ismeretekkel összhangban a bal oldalt nem érintette.

3.2.4. A BME modelleredményeinek felhasználásával a hatásterületek pontosítása a kritikus meteorológiai és hidrológiai állapotokban

3.2.4.1. Célkitűzés

A vizsgálat célja annak feltárása volt, hogy a Duna fitobentosz közösségei által indikált ökológiai állapot (EQR) hogyan változik a hidrológiai és meteorológiai feltételek függvényében, különös tekintettel a kritikus állapotokra, amelyek magas vízhőmérséklet és alacsony vízhozam együttes előfordulásával jellemezhetők. Kiemelt cél volt továbbá annak vizsgálata, hogy egy lokális antropogén hatás, az atomerőmű melegvíz-bevezetése, hogyan befolyásolja az ökológiai állapotot, illetve felerősíti-e a hőmérséklet hatását. Emellett cél volt a hatások térbeli és időbeli variabilitásának vizsgálata, valamint a potenciális hatásterületek azonosítása a folyó mentén.

Emellett célunk volt annak vizsgálata is, hogy a ΔT , azaz a felvízi (Paks kontroll) és az alvízi (Paks alatti) szakaszok vízhőmérsékletében – mind modell-, mind mért adatok alapján – kimutatható hőmérsékletkülönbség milyen kapcsolatban áll az EQR értékekkel.

3.2.4.2. 4.2 Adatok és feldolgozás

A vizsgálat alapját többéves, térben és időben ismételt mintavételezésből származó adatbázis képezte, amely tartalmazta a fitobentosz közösségi adatok alapján számolt EQR értékeket, valamint a hozzájuk rendelt hidrológiai és meteorológiai változókat (vízhozam, vízhőmérséklet), továbbá a mintavételi helyek koordinátáit, folyamkilométerét és az időbeli információkat.

Az adatok feldolgozása során:

- a hidrológiai változók és a folyamkilométer standardizálásra kerültek (z-score transzformáció),
- a hiányzó értékeket tartalmazó megfigyelések eltávolításra kerültek,
- a mintavételi helyek és évek azonosítóként kerültek kezelve a későbbi modellezés során.

A modellbe egy kategóriaváltozó (hatás) is bevezetésre került, amely az atomerőmű hűtővíz-bevezetése által érintett és nem érintett mintavételi helyeket különítette el. A végső modell 114 megfigyelést tartalmazott. A ΔT és az EQR kapcsolatának vizsgálatához összesen 107 modellalapú (hatásterület: $n = 71$; kontroll: $n = 36$) és 122 mért hőmérsékleti különbségadat (hatásterület: $n = 50$; kontroll: $n = 72$) állt rendelkezésre.

3.2.4.3. Hipotézisek

A vizsgálat során az alábbi hipotéziseket teszteltük:

- H1: A magas vízhőmérséklet és az alacsony vízhozam együttesen negatív hatást gyakorol az EQR értékekre.
- H2: A vízhőmérséklet és a vízhozam hatása interaktív, azaz a hőmérséklet hatása erősebb alacsony vízhozam esetén.
- H3: Az atomerőmű hűtővíz-bevezetése által érintett területeken az EQR alacsonyabb, mint a nem érintett területeken.
- H4: A hőmérséklet hatása erősebb az érintett területeken, azaz a termikus terhelés felerősíti a hőmérséklet ökológiai hatását.
- H5: Feltételeztük, hogy a ΔT és az EQR között negatív kapcsolat áll fenn, amely a hatásterületen erősebb.
- H6: A ΔT és a vízhozam közötti kapcsolat interaktív, alacsony vízállás mellett a magasabb ΔT negatív hatása erősebb.

3.2.4.4. Módszer

A hidrológiai és meteorológiai változók, valamint az EQR közötti kapcsolatot lineáris vegyes hatású modellel (linear mixed-effects model, LMM) vizsgáltuk az *lme4* R programcsomag segítségével.

A modell formája:

$EQR \sim discharge_z * T_site_z * rkm_z + exposure + exposure:T_site_z + (1 | year) + (1 | ID_site)$,
ahol:

fix hatásként szerepelt a standardizált vízhozam (*discharge_z*), víz hőmérséklet (*T_site_z*),
folyamkilométer (*rkm_z*), a hatás (*exposure*), valamint ezek interakciói,
random hatásként az év (*year*) és a mintavételi hely (*ID_site*) került bevonásra a térbeli és időbeli
autokorreláció kezelésére.

A hatások értelmezése a regressziós együtthatók (β), standard hibák (SE) és t-értékek alapján történt.

3.2.4.5. Eredmények

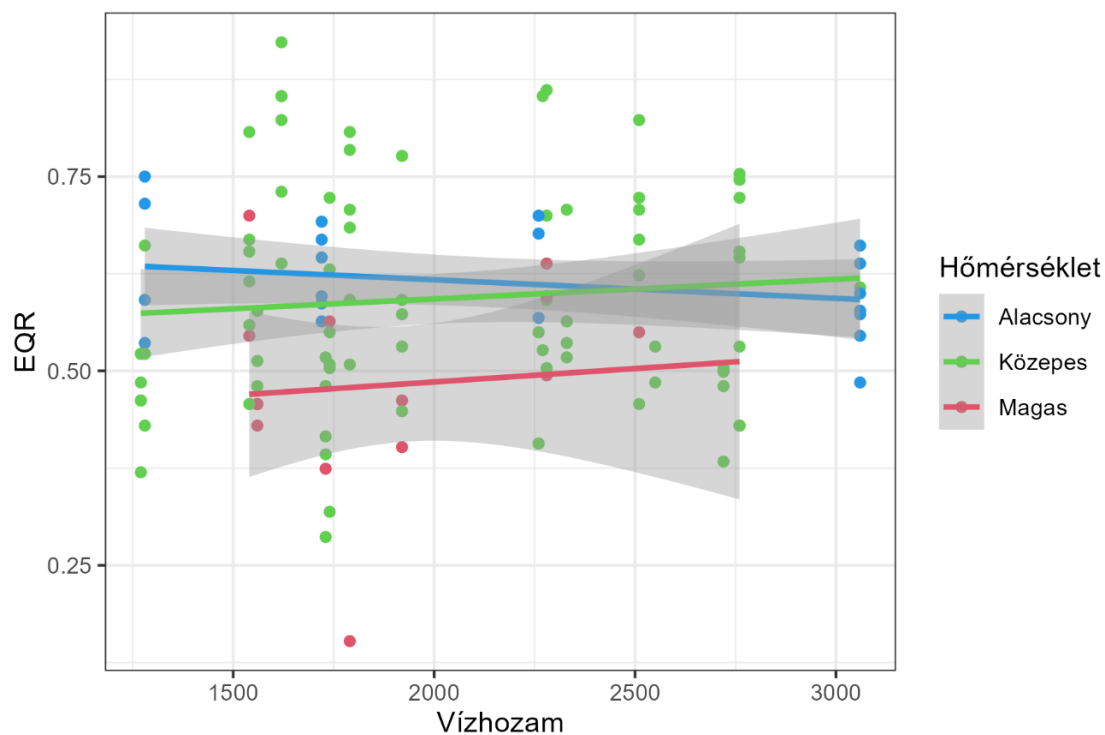
EQR és a kritikus meteorológiai és víz hőmérséklet állapotok kapcsolata

A lineáris vegyes hatású modell eredményeit az együtthatók (β), a standard hibák (SE) és a t-értékek segítségével értelmeztük (13. táblázat). Az eredmények alapján a vízhozam hatása gyenge volt, míg a víz hőmérséklet önmagában nem mutatott erős hatást a modellben. A vízhozam és a hőmérséklet interakciója habár nem erős, de mutat összefüggést. Magas hőmérsékleten az egyébként alacsonyabb EQR érték gyengén növekszik a vízhozammal (**24. ábra**). Ugyanakkor az atomerőmű melegvíz-bevezetése által érintett területeken az EQR értékek egyértelműen alacsonyabbak voltak ($\beta \approx -0,072$), ami a termikus terhelés negatív hatására utal (**24. ábra**).

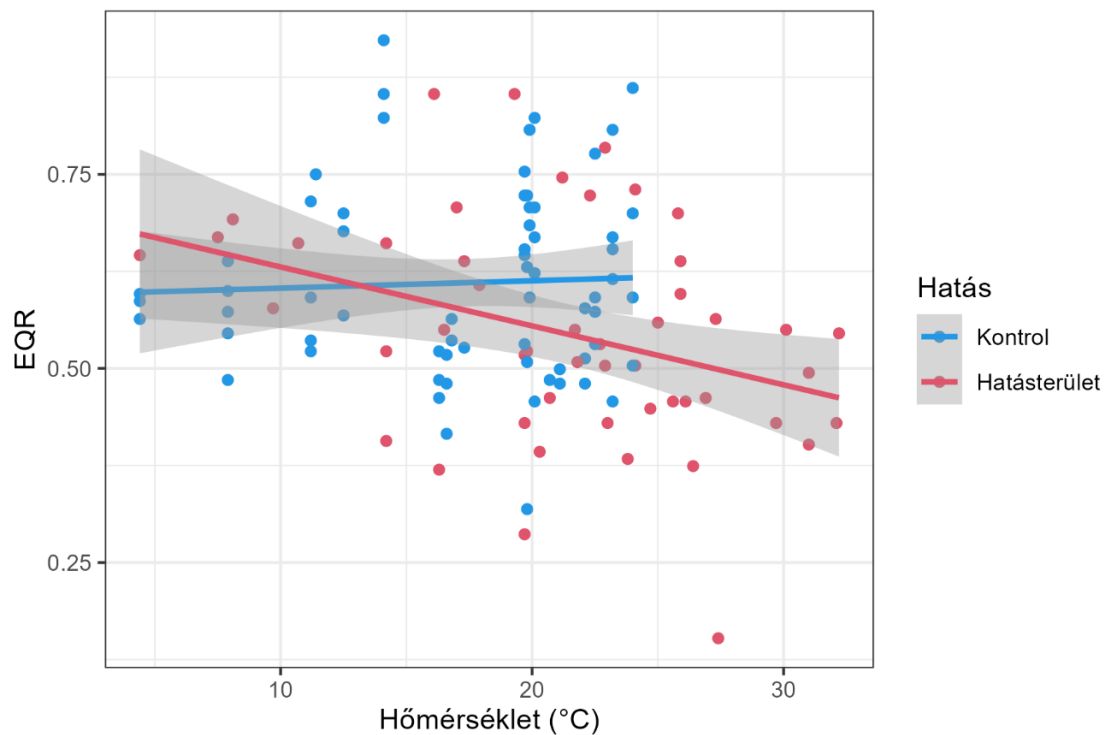
A hőmérséklet és a hatás közötti interakció negatív irányú volt (**21. táblázat**), ami azt jelzi, hogy a magasabb víz hőmérséklet hatása az érintett szakaszokon erősebb (**25. ábra**). Ez arra utal, hogy a mesterséges melegvíz-bevezetés felerősíti a hőmérséklet ökológiai hatását. A folyó menti pozíció (*rkm*) és a vízhozam hatása gyenge maradt, ami azt jelzi, hogy az ökológiai állapot változását elsősorban a termikus viszonyok és azok lokális antropogén módosulása határozza meg. A random hatások alapján mind az időbeli (év), mind a térbeli (mintavételi hely) variabilitás hozzájárult az EQR alakulásához, ami a rendszer komplex tér-idő heterogenitását tükrözi. Összességében az eredmények azt mutatják, hogy a kritikus hidrológiai állapotok hatása nem homogén, hanem lokálisan, az antropogén terheléssel érintett szakaszokon erőteljesebben jelentkezik.

21. táblázat. A lineáris vegyes hatású modell eredményei, amely az ökológiai állapotot (EQR) a standardizált vízhozam, víz hőmérséklet, folyamkilométer, valamint az atomerőmű hűtővíz-bevezetése által meghatározott érintettség függvényében vizsgálja. A fix hatások regressziós együtthatóként (β), standard hibával (SE) és t-értékkel kerülnek bemutatásra, míg a random hatások az évek és a mintavételi helyek közötti variabilitást reprezentálják.

Változó	β	SE	t
Vízhozam	0.012	0.032	0.819
Hőmérséklet	0.002	0.014	0.098
rkm	0.029	0.024	1.380
Hatás	-0.072	0.021	-2.122
Vízhozam:hőmérséklet	0.012	0.034	0.885
Vízhozam:rkm	0.008	0.013	0.455
Hőmérséklet:rkm	-0.008	0.017	-0.402
Hőmérséklet:hatás	-0.042	0.019	-1.470
Vízhozam:hőmérséklet:rkm	0.002	0.015	0.149



24. ábra. Az EQR és a vízhozam (m^3s^{-1}) kapcsolata különböző hőmérsékleti kategóriák (alacsony: $T < \mu - \sigma$ (12.8°C), közepes: $\mu - \sigma < T < \mu + \sigma$, magas: $T > \mu + \sigma$ (25.3°C) mellett. A szürke sáv a lineáris modell szórását jelzi.

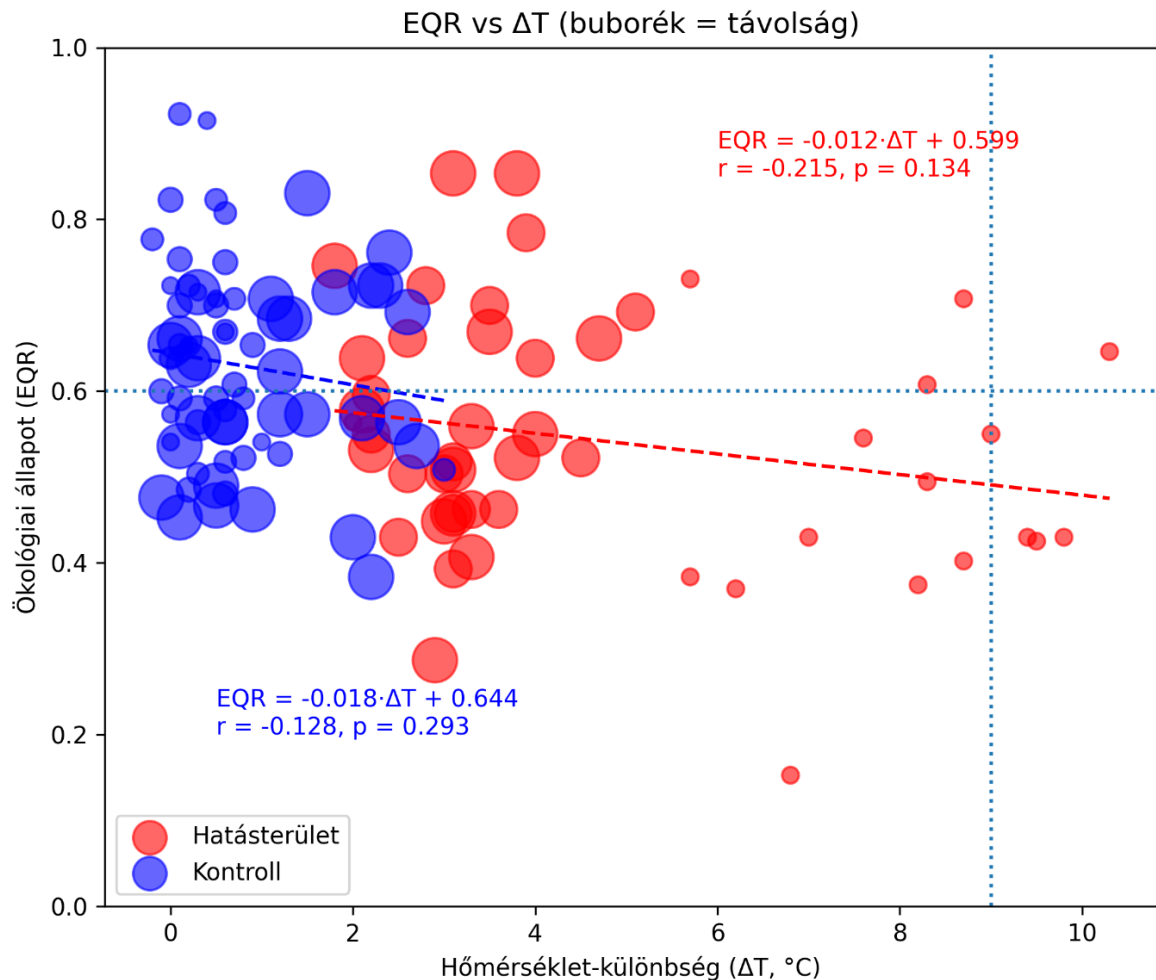


25. ábra. Az EQR és a hőmérséklet ($^\circ\text{C}$) kapcsolata a kontrol és hatásterületeken. A szürke sáv a lineáris modell szórását jelzi.

EQR és ΔT kapcsolata

Mért adatbázison alapuló elemzés

A mért adatokból számított ΔT hasonló tartományban alakult ($-0,2$ és $10,3$ °C). A 2 °C feletti eltérés 60, míg a $2,5$ °C feletti 48 esetben fordult elő a 122 megfigyelésből. Ezek nemcsak a hatásterületen (48 és 42 eset), hanem a kontroll szakaszon is megjelentek (12 és 6 eset). A mért adatok alapján szignifikáns negatív kapcsolat volt kimutatható a teljes adathalmazra ($p < 0,0001$; $r = -0,361$), míg a hatásterületen és a kontroll szakaszon a kapcsolat negatív irányú volt ($r = -0,215$ és $r = -0,128$), de egyik esetben sem bizonyult szignifikánsnak ($p = 0,134$ és $p = 0,293$) (**26. ábra**).



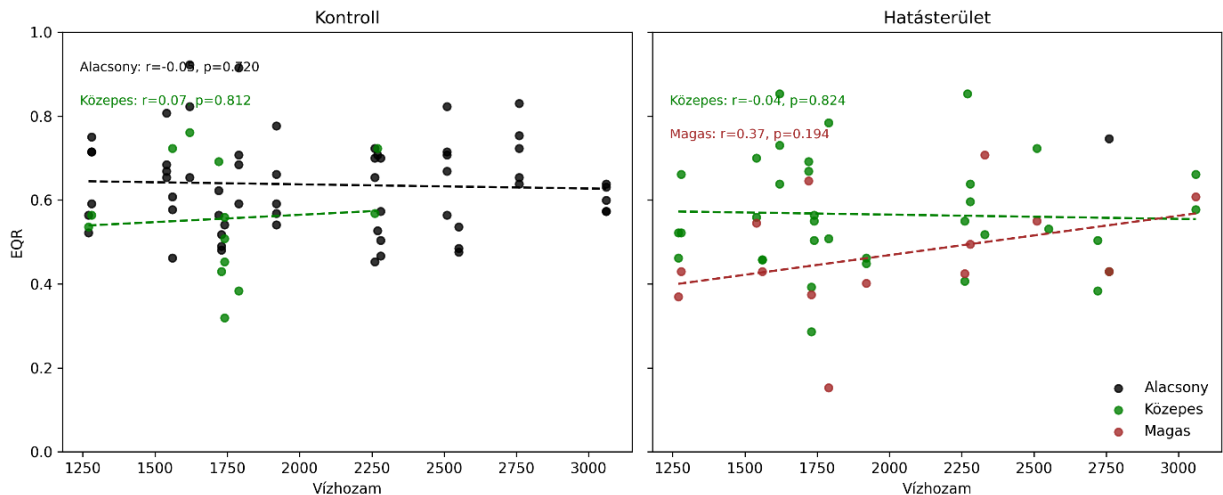
26. ábra. Az ökológiai állapot (EQR) és a hőmérsékleti eltérés (ΔT) kapcsolata a hatásterületen (piros) és a kontroll területen (kék).

A ΔT értékek a Paksnál mért referencia vízhőmérséklettől való eltérést jelzik. A buborékok mérete a kibocsátási ponttól mért távolsággal arányos. (Ennek megfelelően a nagyobb ΔT értékekhez jellemzően kisebb buborékok tartoznak, mivel ezek többnyire a kibocsátáshoz közelebbi mintavételi helyekhez kapcsolódnak). A szaggatott vonalak a lineáris regressziókat mutatják, az egyenletek, valamint a korrelációs együtthatók (r) és a szignifikanciaszintek (p) az ábrán kerültek feltüntetésre. A pontozott vonal a jó ökológiai állapot ($EQR = 0,6$) határát, a függőleges pontozott vonal a magas hőmérsékleti eltérés tartományát ($\Delta T = 9$ °C) jelzi. Buborék méretek: kis kör= 0 m, közepes kör= 900 m, nagy kör= 1400 m, nagyon nagy kör= 7900 m.

Az EQR és a hőmérsékleti eltérés (ΔT) közötti kapcsolat vizsgálata alapján a hatásterületen gyenge, negatív irányú összefüggés figyelhető meg, amely szerint a hőmérsékleti eltérés növekedésével az ökológiai állapot csökkenésének tendenciája mutatkozik. Ugyanakkor a regressziós kapcsolat alacsony meredeksége és a korrelációs együttható (r) értéke arra utal, hogy ez az összefüggés gyenge, és jelentős szórással terhelt. A kontroll területen a ΔT értékek szűk tartományban koncentrálnak, és az EQR-ral nem mutatnak értelmezhető kapcsolatot, ami alátámasztja, hogy a hőmérsékleti gradiens hiányában az ökológiai állapot alakulását más környezeti tényezők szabályozzák. A **26. ábra** a hőmérsékleti eltérés (ΔT) és az ökológiai állapot (EQR) közötti kapcsolatot mutatja be, a buborékok mérete pedig a kibocsátási ponttól mért távolságot jelzi. Fontos hangsúlyozni, hogy a buborékméret nem a hőterhelés intenzitását, hanem annak térbeli helyzetét reprezentálja. Ennek következtében a nagyobb ΔT értékekhez jellemzően kisebb buborékok tartoznak, mivel ezek többnyire a kibocsátáshoz közelebb eső mintavételi helyekhez kapcsolódnak, ahol a hőhatás a legerősebb. A buborékok méretének figyelembevételével az is látható, hogy a hőterhelés térben lecseng, azonban az ökológiai állapot nem követi ezt a mintázatot egyértelmű módon. Ez arra utal, hogy az EQR alakulását nem kizárólag a hőmérsékleti eltérés határozza meg, hanem más környezeti tényezők is szerepet játszanak. Az eredményekkel kapcsolatban két fontos megállapítás látszik még kirajzolódni. Az egyik, hogy $\Delta T = 6$ °C-nál nagyobb hőmérsékletkülönbségnél már jelentősen lecsökken a jó állapot elérésének az esélye, $\Delta T = 9$ °C fölött pedig már gyakorlatilag nem is várható. Az eredmények alapján a hőmérsékleti eltérés növeli a kedvezőtlen ökológiai állapot kialakulásának valószínűségét, de önmagában nem határozza meg azt. Megjegyzendő azonban, hogy kevés adat áll rendelkezésre ebben a tartományban, emiatt ennek tisztázására a jövőben célszerű volna a hideg időszaki mintavételek számát fokozni, különösen kisvízes időszakokban (legcélszerűbb időszak erre március-április) a hatásterületen és elegendő adat birtokában az elemzést megismételni.

Az, hogy a ΔT és az EQR közötti szignifikáns kapcsolat kizárólag a teljes adathalmaz szintjén volt kimutatható, míg részterületeken nem, arra utal, hogy a vízhőmérséklet-különbség hatása elsősorban nagyobb térbeli gradiens mentén érvényesül, és lokálisan más környezeti tényezőkkel kölcsönhatásban, azok által részben elfedve jelenik meg.

Az ökológiai állapot- ΔT kapcsolat vizsgálatának egy további, nem megkerülhető lépése a hidrológiai viszonyok (vízhozam) szerepének feltárása. A vízhozam és az ökológiai állapot (EQR) közötti kapcsolat a hőmérsékleti eltérés (ΔT) függvényében eltérő mintázatot mutatott a kontroll és a hatásterületen (**27. ábra**). A kontroll területen a minták döntő többsége az alacsony ΔT kategóriába esett, és sem ebben, sem a közepes ΔT tartományban nem volt kimutatható statisztikailag szignifikáns kapcsolat a vízhozam és az EQR között ($p > 0,05$). A hatásterületen ezzel szemben a ΔT kategóriák közötti különbségek jól kirajzolódtak. Az alacsony ΔT kategóriában a mintaszám rendkívül alacsony volt, így ebből a tartományból sem statisztikai, sem ökológiai következtetés nem vonható le. A közepes ΔT tartományban a vízhozam és az EQR közötti kapcsolat gyenge volt, és statisztikailag nem bizonyult szignifikánsnak ($p > 0,05$), amit a pontok nagy szórása is alátámaszt. A legmarkánsabb mintázat a magas ΔT (> 6 °C) kategóriában jelent meg, ahol alacsony vízhozamok mellett jellemzően alacsonyabb EQR értékek fordultak elő, míg nagyobb vízhozamok esetén az ökológiai állapot kedvezőbb volt. Ebben a kategóriában a regressziós kapcsolat erősebbnek bizonyult, azonban statisztikailag nem bizonyult szignifikánsnak ($p > 0,05$), ami elsősorban a viszonylag alacsony mintaszámmal magyarázható. Az eredmények összességében arra utalnak, hogy a vízhozam és az ökológiai állapot közötti kapcsolat nem általános érvényű, hanem a hőmérsékleti eltérés függvényében változik. Bár a statisztikai szignifikancia egyik ΔT kategóriában sem igazolható, a magas ΔT tartományban megfigyelhető konzisztens trend ökológiai szempontból releváns mintázatra utal.

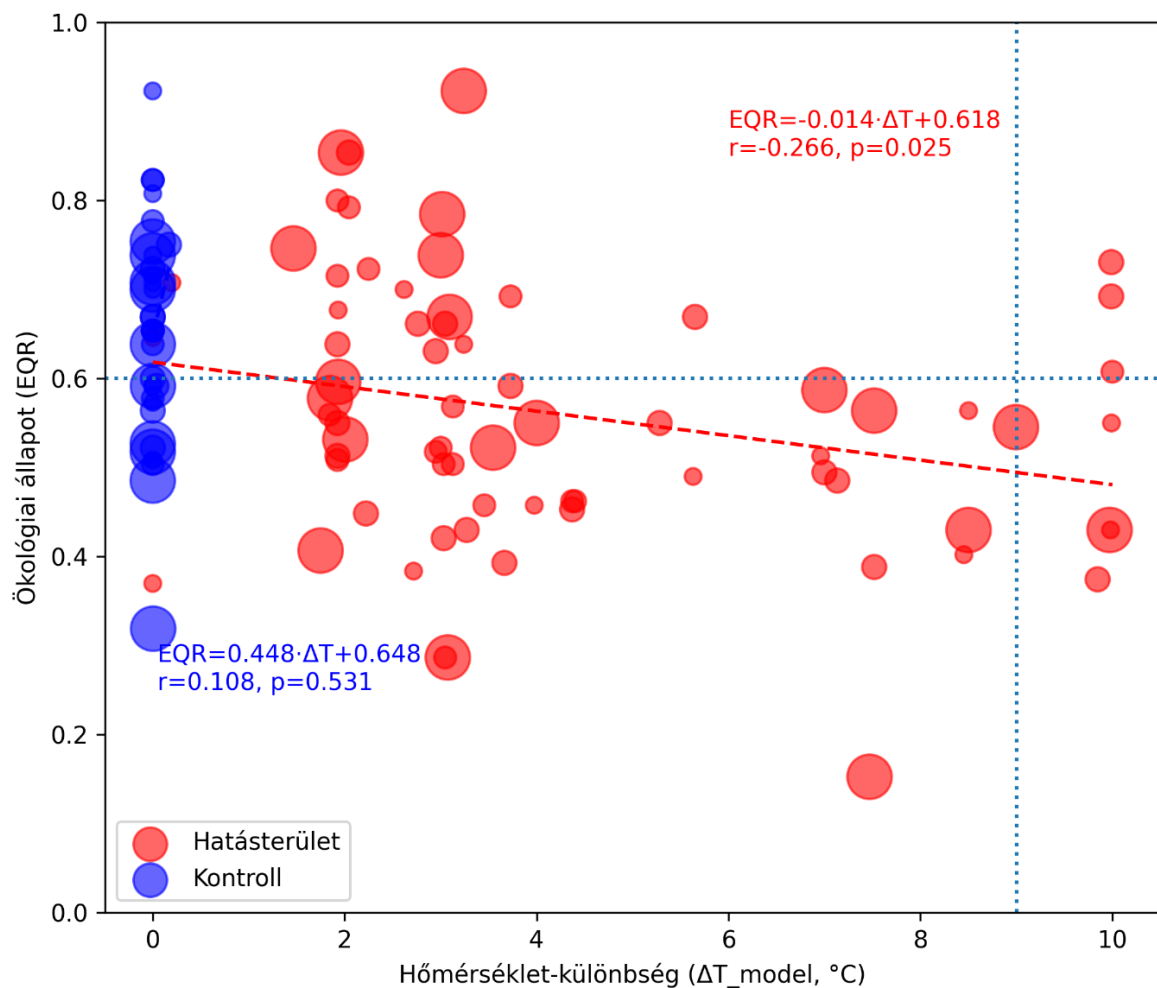


27. ábra. A vízhozam és az ökológiai állapot (EQR) közötti kapcsolat a kontroll (bal oldali diagram) és a hatásterület (jobb oldali diagram) mintái alapján.

A ΔT adatok a mért hőmérséklet értékek alapján számolódtak. A pontok színezése a hőmérsékleti eltérés (ΔT) kategóriáit jelöli: alacsony ($\Delta T < 2$ °C, fekete), közepes (2–6 °C, zöld) és magas ($\Delta T > 6$ °C, barna). A szaggatott vonalak az egyes ΔT kategóriákra illesztett lineáris regressziókat mutatják, a hozzájuk tartozó korrelációs együtthatók (r) és szignifikanciaszintek (p) az ábrán kerültek feltüntetésre.

Modellalapú elemzés

A modelladatok alapján a ΔT értéke 0 és 10 °C között változott. A 2 °C-ot meghaladó különbség 52, míg a 2,5 °C feletti eltérés 50 esetben fordult elő, kizárólag a hatásterületen. A teljes adathalmazra szignifikáns negatív kapcsolat volt kimutatható a ΔT és az EQR között ($p < 0,0001$; $r = -0,397$). A kontroll szakaszon a ΔT értékek szűk tartományban (0–0,2 °C) mozogtak, így itt nem volt kimutatható szignifikáns összefüggés. Ezzel szemben a hatásterületen szignifikáns negatív kapcsolat jelentkezett ($p < 0,05$; $r = -0,266$), ahol a ΔT 0,2 és 10 °C között változott (**28. ábra**). Az eredmények alapján a modellezett hőmérsékleti eltérés (ΔT_{modell}) és az ökológiai állapot (EQR) közötti kapcsolat eltér a mért adatokból kirajzolódó mintázattól. Bár a hatásterületen itt is megfigyelhető enyhe, negatív irányú tendencia, amely szerint a nagyobb hőmérsékleti eltérésekhez alacsonyabb EQR értékek társulhatnak, a kapcsolat gyenge, és nem mutat egyértelmű küszöbjellegű viselkedést. A modellezett ΔT esetében nem azonosítható a mért adatokban megfigyelt küszöbjellegű viselkedés, és magas hőmérsékleti eltérések mellett is előfordul jó ökológiai állapot, ami a modell által leírt hőmérsékleti mező simított jellegére utal.

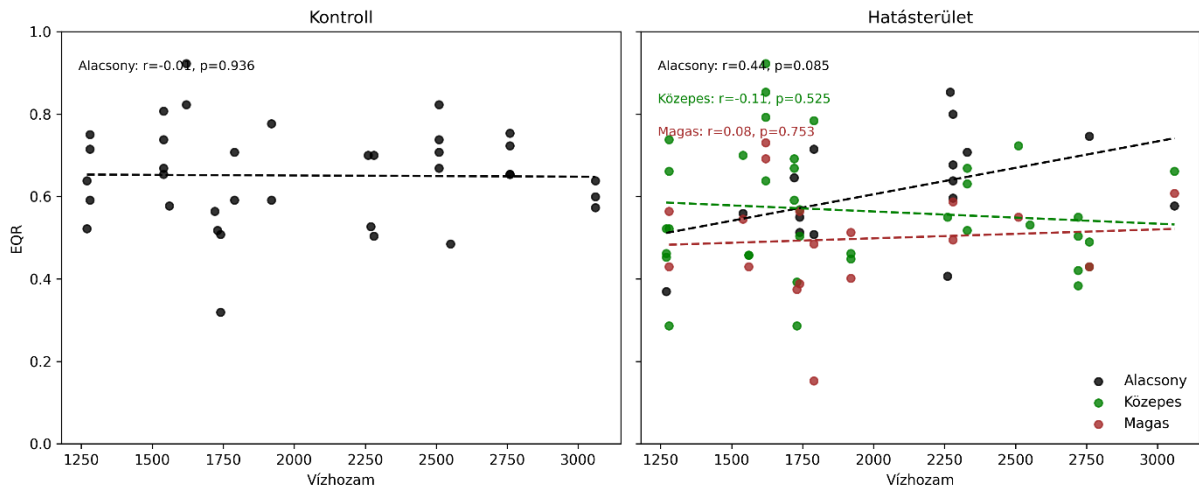


28. ábra. Az ökológiai állapot (EQR) és a hőmérsékleti eltérés (ΔT) közötti kapcsolat a hatásterületen (piros) és a kontroll területen (kék).

A ΔT értékek a Paksnál modellezett vízhőmérséklettől való eltérést jelzik. A buborékok mérete a kibocsátási ponttól mért távolsággal arányos. A szaggatott vonalak a lineáris regressziókat mutatják, az egyenletek, valamint a korrelációs együtthatók (r) és szignifikanciaszintek (p) az ábrán kerültek feltüntetésre. A vízszintes pontozott vonal a jó ökológiai állapot (EQR = 0,6) határát, a függőleges pontozott vonal a magas hőmérsékleti eltérés tartományát (ΔT = 9 °C) jelzi. Buborék méretek: kis kör= 0 m, közepes kör= 900 m, nagy kör= 1400 m, nagyon nagy kör= 7900 m.

A modellezett hőmérsékleti eltérés (ΔT) alapján is eltérő mintázatot mutatott a vízhozam és az ökológiai állapot (EQR) közötti kapcsolat a kontroll és a hatásterületen (**29. ábra**). A kontroll területen valamennyi minta az alacsony ΔT kategóriába tartozott, és ebben a tartományban nem volt kimutatható statisztikailag szignifikáns kapcsolat a vízhozam és az EQR között ($p > 0,05$).

A hatásterületen mindhárom ΔT kategória megjelent, ami lehetővé tette a hőmérsékleti eltérés szerinti összehasonlítást. Az alacsony ΔT kategóriában a vízhozam és az EQR közötti kapcsolat gyenge volt, és nem bizonyult szignifikánsnak ($p > 0,05$). A közepes ΔT tartományban hasonlóan gyenge, nem szignifikáns kapcsolat volt megfigyelhető, jelentős szórással. A magas ΔT (>6 °C) kategóriában a modell esetében is kirajzolódott (bár enyhén) az a tendencia, hogy alacsony vízhozamok mellett alacsonyabb EQR értékek fordultak elő, míg nagyobb vízhozamok esetén az ökológiai állapot kedvezőbb volt. A regressziós kapcsolat statisztikailag nem érte el a szignifikancia szintjét ($p > 0,05$).

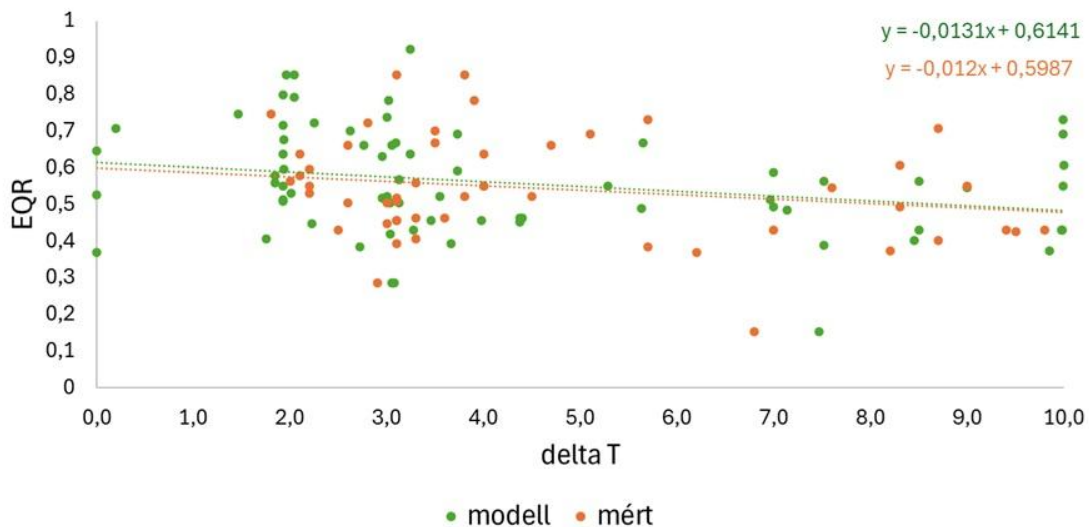


29. ábra. A vízhozam és az ökológiai állapot (EQR) közötti kapcsolat a kontroll (bal oldali diagram) és a hatásterület (jobb oldali diagram) mintái alapján.

A ΔT adatok a modell hőmérsékleti értékei alapján számolódtak. A pontok színezése a hőmérsékleti eltérés (ΔT) kategóriáit jelöli: alacsony ($\Delta T < 2$ °C, fekete), közepes (2–6 °C, zöld) és magas ($\Delta T > 6$ °C, barna). A szaggatott vonalak az egyes ΔT kategóriákra illesztett lineáris regressziókat mutatják, a hozzájuk tartozó korrelációs együtthatók (r) és szignifikanciaszintek (p) az ábrán kerültek feltüntetésre.

Modell vs. mért adatbázison alapuló elemzés

A fenti eredmények szerint a modell és a mért hőmérsékleti adatokból számolt ΔT értékek és az EQR értékek kapcsolata egyaránt negatív volt, azaz a ΔT emelkedése a fitobentosz közösség által indikált ökológiai állapot romlását prognosztizálja. Ugyanakkor a bemutatott eredmények arra is rávilágítottak, hogy a hőterhelt területen szignifikáns összefüggés csak a modellalapú adatok esetében volt kimutatható. Fontosnak tartjuk megmagyarázni ezen eltérések mögött húzódó jelenségeket. Ezért a különböző forrásból számított ΔT –EQR kapcsolatok jellegének összevetése érdekében a modell- és mért adatokból származtatott regressziós egyenesek egyenleteit összehasonlítottuk (**30. ábra**). A modell- és mért adatokból származtatott regressziós egyenesek közel azonos meredeksége (modell: -0,013; mért: -0,012) és tengelymetszete (modell: 0,61; mért: ~0,6) arra utal, hogy a ΔT és az EQR közötti kapcsolat iránya és erőssége robusztus, és független az alkalmazott adatforrástól. Ám a kapcsolat statisztikai kimutathatóságát a mért adatok nagyobb természetes variabilitása befolyásolja. Annak érdekében, hogy megbizonyosodjunk arról, hogy a kétféle megközelítésből származó ΔT értékek ugyanazt az ökológiai információt hordozzák, és a kapott eredmények nem módszertani szisztematikus torzításból erednek, több egymást kiegészítő statisztikai megközelítést alkalmaztunk. A Spearman-féle rangkorreláció szignifikáns, mérsékelt erősségű monoton kapcsolatot mutatott a két adatsor között ($r = -0,4$; $p = 0,004$). A lineáris regresszió alapján a kapcsolat szintén szignifikáns volt ($R^2 = 0,34$; $p < 0,001$), ami a mérsékelt illeszkedést és a közepes magyarázó erőt jelzi. A páros t-próba ezzel szemben nem mutatott szignifikáns eltérést ($p = 0,187$), ami arra utal, hogy a két adatforrás között nincs kimutatható szisztematikus torzítás, és a modell a fő mintázatokat jól reprodukálja, de a lokális variabilitást nem teljes mértékben írja le.



30. ábra. Az EQR értékek és a modell és mért hőmérsékleti adatokból számolt ΔT értékek közötti összefüggés a hőterhelt szakaszokon.

Mind a mért, mind a modellezett adatok alapján megfigyelhető volt, hogy a vízhozam és az ökológiai állapot közötti kapcsolat nem önmagában értelmezhető, hanem a hőmérsékleti eltérés függvényében változik. Különösen a magas ΔT kategóriában jelent meg az a tendencia, hogy alacsony vízhozamok mellett kedvezőtlenebb ökológiai állapot alakul ki, míg nagyobb vízhozamok esetén ez a hatás mérséklődik. Ez arra utal, hogy a hidrológiai és hőmérsékleti hatások nem függetlenek, hanem kölcsönhatásban befolyásolják a biológiai közösségek állapotát.

A mért és modellezett hőmérsékleti eltérések összevetése alapján fontos különbség figyelhető meg a ΔT és az ökológiai állapot kapcsolatában. Míg a modellezett adatok esetében statisztikailag szignifikáns, de gyenge kapcsolat mutatható ki, addig a mért adatok nem igazolják ezt a kapcsolatot szignifikáns módon, ugyanakkor egy küszöbszerű viselkedés körvonalazódik a magas hőmérsékleti eltérések tartományában. A mért adatok alapján $\Delta T \approx 9^\circ\text{C}$ felett a jó ökológiai állapot előfordulása jelentősen csökken, ami egy potenciális kritikus tartomány jelenlétére utal. Ugyanakkor ez a mintázat a modellezett adatokban nem jelenik meg, ahol a magas ΔT tartományban is előfordulnak jó állapotot jelző értékek. Ez az eltérés arra utal, hogy a modell által leírt hőmérsékleti mező elsősorban az átlagos, térben simított viszonyokat reprezentálja, míg a mért adatok a lokális vagy rövid idejű hőmérsékleti extrémeket is tartalmazzák. Ennek megfelelően a küszöbszerű ökológiai válaszok valószínűleg ezekhez az extrém állapotokhoz kötődnek, amelyeket a modell nem képes teljes mértékben reprodukálni.

3.2.4.6. Következtetések

- A modell alapján a víz hőmérséklet önmagában a teljes vizsgált szakaszon csak gyenge hatással bír az EQR értékekre, míg a vízhozam szintén korlátozott magyarázó erővel rendelkezik.
- A két változó között kimutatott interakció arra utal, hogy hatásuk egymástól nem független, ugyanakkor ez nem egy egyszerű, lineárisan értelmezhető kapcsolat.
- A melegvíz-bevezetéshez köthető területeken az EQR értékek szignifikánsan alacsonyabbak, ami a lokális termikus terhelés negatív ökológiai hatását jelzi, és a hőmérséklet hatását helyileg felerősíti.

- Ugyanakkor sem a vízhőmérséklet, sem a vízhozam esetében nem mutatható ki erős összefüggés a folyami pozícióval, ami arra utal, hogy a folyamat nem egy egyszerű longitudinális gradiens mentén szerveződik.
- Az eredmények egy térben és időben heterogén, komplex rendszerre utalnak, ahol a hőterhelés lokálisan tölt be domináns szerepet.
- A ΔT hatása az EQR-re csak a teljes adathalmaz szintjén volt kimutatható, míg lokálisan nem jelentkezett szignifikánsan, vagyis a hőterhelés hatása a természetes variabilitáshoz képest másodlagos jelentőségű és a kapcsolat erősen kontextusfüggő.

3.2.4.7. Összefoglalás

Eredményeink alapján a megfogalmazott hipotézisek eltérő mértékben teljesültek. Az első hipotézist csak részben tudtuk alátámasztani, mivel sem a vízhőmérséklet, sem a vízhozam önálló hatása nem bizonyult erősnek, ugyanakkor együttes hatásuk – gyenge mértékben – kimutatható volt. A második hipotézis szintén részben igazolódott, mivel a két változó között interakció jelentkezett, azonban ennek hatása mérsékelt maradt. A harmadik hipotézist eredményeink egyértelműen alátámasztották: a hőterhelt szakaszokon szignifikánsan alacsonyabb EQR értékeket tapasztaltunk. A negyedik hipotézis szintén megerősítést nyert, mivel a hőmérséklet hatása az érintett területeken erősebbnek bizonyult, ami a termikus terhelés felerősítő szerepére utal. Az ötödik hipotézis csak részben teljesült: a modelladatok alapján a ΔT és az EQR között egyértelmű negatív kapcsolat volt kimutatható, különösen a hatásterületen, azonban a mért adatok esetében ez a kapcsolat gyengébbnek és kevésbé konzisztensnek bizonyult. A modell- és mért adatok alapján tehát a ΔT és az EQR közötti kapcsolat iránya és erőssége robusztus (közel azonos meredekség és tengelymetszet), független az alkalmazott adóforrástól. Ugyanakkor a statisztikai kimutathatóság a mért adatok nagyobb variabilitása miatt korlátozott, erősen függ az adatok zajosságától és a természetes környezeti variabilitástól, ami a hőmérsékleti hatás kontextusfüggő jellegére utal. Eredményeink a hatodik hipotézist, azaz a ΔT és vízhozam közti interaktív viszonyt nagy ΔT esetén részben igazolták: tendenciózus, nem szignifikáns összefüggés volt a magas ΔT (>6 °C) és alacsony vízhozamú állapotok között kedvezőtlenebb ökológiai állapotot (alacsonyabb EQR értékek) prognosztizálva.

Összességében az eredmények arra világítottak rá, hogy az ökológiai állapot alakulását nem egyetlen környezeti tényező határozza meg, hanem a termikus viszonyok, a hidrológiai állapot és azok kölcsönhatásai, valamint a lokális antropogén hatások együttesen, térben és időben változó módon befolyásolják. A statisztikai szignifikancia hiánya ellenére a magas ΔT tartományban megfigyelhető konzisztens mintázatok ökológiai szempontból relevánsak, és azt jelzik, hogy a hőterhelés hatása elsősorban extrém környezeti feltételek mellett válik meghatározóvá. Ennek megfelelően a hőterhelés ökológiai hatásainak értékelése során nem elegendő az átlagos állapotok vizsgálata, hanem figyelembe kell venni a rövid idejű, lokális extremitásokat is.

3.2.5. Végső következtetések

- A Duna Paks-Gerjen közötti szakaszán a hőterhelés szignifikánsan hatott a fitobentosz közösség faji és funkcionális jelleg szintű közösség szerkezetére, eltolva azt a stressztűrő fajok irányába.
- A közösség szerkezet alakulását elsődlegesen a víz fizikai és kémiai jellemzői, valamint a hidrológiai viszonyok határozzák meg, míg a hőmérséklet ezekkel kölcsönhatásban, másodlagos, de lokálisan felerősödő tényezőként jelenik meg.

- A hőmérséklet hatása a diverzitásra nem egységes, és inkább a fajgazdagság szintjén jelentkezik, míg a diverzitás komplexebb mutatói stabilabbak vagy más környezeti tényezők által meghatározottak.
- A hőterhelés hatással van az ökológiai állapotra, de térben erősen korlátozott és aszimmetrikus: a melegvíz-bevezetés közvetlen környezetében alacsonyabb EQR értékek jellemzők, míg lefelé haladva gyors regeneráció figyelhető meg, és a távolabbi szakaszokon az állapot a bevezetés előtti értékekhez konvergál.
- A fajsztintú és az EQR-alapú elemzések egyaránt azt mutatják, hogy a hőmérséklet hatása nem független, hanem más környezeti tényezőkkel való interakciók eredménye, ami nemlineáris és komplex ökológiai válaszokra utal.
- A víz hőmérséklet-különbség (ΔT) és az EQR közötti kapcsolat szintén ezt a komplexitást tükrözi: míg modelladatok alapján egyértelmű negatív összefüggés mutatható ki, a mért adatok esetében a kapcsolat gyengébb és kontextusfüggő, ami arra utal, hogy a ΔT önmagában nem elegendő az ökológiai állapot változásának magyarázatára.
- A megfigyelt mintázatok időbeli trendekkel is összefüggtek, ami arra utal, hogy a lokális hőterhelés hatása egy tágabb, térben és időben dinamikusan változó környezeti rendszerbe ágyazódik, ahol a természetes variabilitás és az antropogén hatások együttesen alakítják a közösségszerkezetet és az ökológiai állapotot.
- A megfigyelt mintázatok emellett a vízhozammal is összefüggtek, azonban ez a kapcsolat nem általános érvényű, hanem a hőmérsékleti eltérés függvényében jelenik meg. A legmarkánsabb tendencia a magas ΔT (>6 °C) kategóriában volt megfigyelhető, ahol alacsony vízhozamok mellett jellemzően alacsonyabb EQR értékek fordultak elő, míg nagyobb vízhozamok esetén az ökológiai állapot kedvezőbb volt. Ez az összefüggés azonban statisztikailag nem bizonyult szignifikánsnak ($p > 0,05$), ami elsősorban a korlátozott mintaszámmal magyarázható. Ennek ellenére a konzisztens trendszerű mintázat arra utal, hogy a hidrológiai és hőmérsékleti hatások együttesen, kölcsönhatásban befolyásolják az ökológiai állapot alakulását.

Összegezve tehát a vizsgálatok alapján a hőterhelés kimutatható hatást gyakorol a fitobentosz közösségekre: elsősorban a közösség szerkezeti és funkcionális átrendeződésében jelenik meg, amely a zavarástűrő, motilis, valamint magasabb trofitást és szaprobitást toleráló fajok relatív térnyerésében nyilvánul meg. Ugyanakkor a közösségválaszok jelentős részét időbeli és hidrológiai folyamatok alakítják, és a hőmérséklet szerepe ezekhez képest másodlagos, többnyire indirekt jellegű.

Az ökológiai állapotot jellemző EQR értékek tekintetében a hatásterületen szignifikánsan alacsonyabb értékek voltak megfigyelhetők, ami a hőterhelés jelenlétéhez köthető hatást jelez. Ugyanakkor a rendelkezésre álló adatok alapján nem igazolható, hogy a hőmérséklet további növelése – a maximális hőmérséklet 30 °C-ról 32 °C-ra történő emelése – önmagában további, szignifikáns EQR-romlást eredményezne.

Az eredmények összességében arra utalnak, hogy a hőterhelés hatása elsősorban a közösségszerkezeti eltolódások szintjén jelentkezik, míg az ökológiai állapotváltozás mértékét a hőmérsékleten túl egyéb környezeti tényezők együttesen határozzák meg.

3.2.6. Irodalom

- Ács, É. & Kiss, K.T., 1993. Colonization processes of diatoms on artificial substrates in the River Danube near Budapest (Hungary). *Hydrobiologia* 269: 307-315.
- Anderson, N.J., 2000. Miniview: Diatoms, temperature and climatic change. *European Journal of Phycology* 35: 307–314. <https://doi.org/10.1080/09670260010001735911>.
- Biggs, B. J. F., Stevenson, R. J. & Lowe, R. L. 1998. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Freshwater Biology* 39(1): 21–40.
- Buczko, K., Trábert, Zs., Stenger-Kovács, Cs., Tapolczai, K., Bíró, T., Duleba, M., Földi, A., Korponai, J., Vadkert, E., Végvári, Zs. & Ács, É., 2022. Rapid expansion of an aquatic invasive species (AIS) in Central-European surface waters; a case study of *Achnanthes delmontii*. *Ecological Indicators* 135: 108547. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108547>.
- Coste, M. & Ector, L., 2000. Diatomées invasives exotiques ou rares en France: Principales Observations effectuées au cours des dernières décennies. *Systematics and Geography of Plants* 70: 373. <https://doi.org/10.2307/3668651>.
- Hofmann, G., Werum, M. & Lange-Bertalot, H., 2011. Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa: Bestimmungsflora Kieselalgen für die ökologische Praxis: über 700 der häufigsten Arten und ihre Ökologie. A.R.G. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft, Rugell.
- Kelly, M. G., Juggins, S., Guthrie, R., Pritchard, S., Jamieson, J., Rippey, B., Hirst, H. & Yallop, M., 2008. Assessment of ecological status in U.K. rivers using diatoms. *Freshwater Biology* 53: 403–422. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01903.x>
- Lengyel, E., Padisák, J. & Stenger-Kovács, C., 2015. Establishment of equilibrium states and effect of disturbances on benthic diatom assemblages of the Torna-stream, Hungary. *Hydrobiologia* 750: 43–56. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2065-4>
- Nemes-Kókai, Z., Borics, G., Csépes, E., Lukács, Á., Török, P., T-Krasznai, E., Bácsi, I. & B-Béres, V., 2023. Role of microhabitats in shaping diversity of periphytic diatom assemblages. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05336-x>.
- Passy, S. I., 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany*, 86(2): 171–178.
- Pérès, F., Barthès, A., Ponton, E., Coste, M., Ten-Hage, L. & Le-Cohu, R., 2012. *Achnanthes delmontii* sp. nov., a new species from French rivers. *Fottea* 12: 189–198. <https://doi.org/10.5507/fot.2012.014>.
- Poikane, S., et al., 2016. WFD intercalibration of benthic diatom indices. *Science of the Total Environment*, 542: 1–9.
- Quevedo, L., Ibáñez, C. & Caiola, N., 2018. Benthic Diatom Communities of a Large Mediterranean River under the Influence of a Thermal Effluent. *Open Journal of Ecology* 08: 104–125, <https://doi.org/10.4236/oje.2018.82008>.
- Rimet, F. & Bouchez, A., 2012. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 406, 01.
- Szabó, K., Kiss, K. T., Ector, L., Kecskés, M. & Ács, É., 2004. Benthic diatom flora in a small Hungarian tributary of River Danube (Rakos-stream). *Algological Studies/Archiv für Hydrobiologie, Supplement Volumes* 111: 79–94. <https://doi.org/10.1127/1864-1318/2004/0111-0079>.
- Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. & Lowe, R. L. (Eds.), 1996. *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press.
- Van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28: 117–133.

3.3. Zooplankton

3.3.1. Célkitűzés

A vizsgálat célja annak értékelése volt, hogy az erőművi melegvíz-kibocsátás kimutatható hatást gyakorol-e a zooplankton közösség szerkezetére, valamint biológiai sokféleségükre. Az elemzés során a kontroll és a hőterhelésnek kitett (hatásterületi) szakaszok közötti strukturális és diverzitáskülönbségeket, valamint a közösségszerkezet időbeli alakulását vizsgáltuk. A diverzitásmetriák közül a taxongazdagságot és a Hill-féle valódi diverzitásokat (Shannon-Wiener, és Simpson) vontuk be az elemzésekbe.

3.3.2. Hipotézisek

- H1: A Duna jobb és bal oldali, valamint sodorvonali vizének hőmérséklete különbözik az egyes keresztmetszvényekben.
- H2: A magas víz hőmérséklet negatív hatást gyakorol a diverzitásértékekre, tehát a melegvízterhelés által érintett területeken a diverzitás alacsonyabb, mint a nem érintett területeken.
- H3: A hőmérséklet hatása erősebb az érintett területeken, azaz a termikus terhelés felerősíti a hőmérséklet ökológiai hatását.

3.3.3. Adatok és feldolgozás

Az elemzések három év zooplankton adatsorára épülnek. A mintavételi terület a Duna Paks és Gerjen közötti szakaszára terjed ki, a folyó jobb és bal partján összesen 12 mintavételi helyen (1. táblázat). Összesen 153 mintavételi esemény adata állt rendelkezésre. A mintavételi helyeket és a mintavételi eseményeket kétféleképpen csoportosítottuk figyelembe véve a hőterhelést és az időbeliséget: hőterhelt és kontroll területek (**22. táblázat**).

22. táblázat. A mintavételi helyek hőterhelés érintettségének besorolása.

Mintavételi hely neve	Érintettség	mintaszám
Paks komp jobb	Kontroll	10
Paks komp sodorvonal	Kontroll	11
Paks komp bal	Kontroll	11
Melegvíz-csatoma jobb	Hatásterület	11
Melegvíz-csatoma sodorvonal	Hatásterület	4
Melegvíz-csatoma bal	Kontroll	4
Kis-sarkantyú jobb	Hatásterület	3
Kis-sarkantyú sodorvonal	Hatásterület	4
Kis-sarkantyú bal	Kontroll	4
Nagy-sarkantyú jobb	Hatásterület	11
Nagy-sarkantyú sodorvonal	Hatásterület	11
Nagy-sarkantyú bal	Kontroll	11
Uzód jobb	Hatásterület	11
Uzód sodorvonal	Hatásterület	10
Uzód bal	Kontroll	10
Gerjen jobb	Kontroll	11
Gerjen jobb	Kontroll	11
Gerjen bal	Kontroll	11

3.3.4. Módszer

Első lépésként megvizsgáltuk, hogy a helyszínen mért, illetve a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem (BME) által rendelkezésünkre bocsátott modellből származtatott hőmérséklet-értékeknek van-e a keresztaszelvényben térbeli mintázata. Minden mintavételi helyen Kruskal–Wallis-tesztel hasonlítottuk össze a jobb part, a sodorvonal, illetve a bal part hőmérsékleti adatait.

A zooplankton közösség szerkezetének mintázata a relatívabundancia-adatokon végzett főkoordináta-analízissel (PCoA - Principal Coordinates Analysis) tártuk fel. A hőterhelési és a térbeliségi csoportok közötti különbségek teszteléséhez parciális távolságalapú redundanciaanalízist (dbRDA) használtunk (A modellformula: zooplankton ~ Évszak+Oldal+fkm). Mind a PCoA mind dbRDA során a minták közötti távolságot a Bray-Curtis távolságmetrikával számoltuk ki.

A zooplankton és az abiotikus környezet közötti kapcsolatok elemzésébe a rendelkezésünkre álló mért vízkémiai-, hidrológiai, valamint a BME-modellből származó adatokat vontuk be. Mivel az adatok mátrixában sok a hiányzó adat, ezért először azokat a környezeti változókat hagytuk el, amelyek kimagaslóan hiányosak voltak, majd pedig azokat az eseményeket zártuk ki, amelyekben még maradt adathiány. Így a kiindulási 161 mintavételi eseményből az adattisztítás után maradt 146. A vizsgálatba bevont modellezett hidrológiai adatok és modellből származtatott hőmérsékleti adatok: mintavételi helyek távolsága (fkm), vízhozam (water.discharge.Paks), vízállás (water.level.Paks), vízhőmérséklet (water.temp.site).

A vizsgálatokba bevont valós, azaz mért környezeti és hőmérsékleti adatok: in situ – hőmérséklet (Temperature), pH, vezetőképesség (Conductivity); laboratóriumi – összes nitrogén (TN), összesszerves nitrogén (TON), nitrát (NitN), ammónium (AmmN), összes foszfor (TP), összes lebegőanyag (TSS), biológiai oxigénigény (BOI5), klorofill-a (Klorofill).

Az összevont adatbázis: mért hőmérsékleti adatok és környezeti adatok, valamint modellezett hidrológiai adatok. Ezt követően az adatokat standardizáltuk (z-transzformáció).

A közösségszerkezet és a kombinált halmazai közötti összefüggéseket szintén távolság alapú redundanciaanalízissel (dbRDA) vizsgáltuk. Az dbRDA analízis során variancia inflációs faktor alapján kiszűrtük a multikollineáris változókat (VIF<20), és forward-szelekcióval kiválasztottuk szignifikánsan ható változókat, majd permutációs tesztet végeztünk a szignifikancia meghatározásához.

A zooplanktonközösség sokféleségének, diverzitásának becsléséhez a fajszám (N0), Shannon-(N1), és Simpson (N2) valódi-diverzitásokat használtuk fel (Jost, 2006). A valódi diverzitás a diverzitásindexekből képzett Hill-féle szám (effektív fajszám), amely megadja, hogy hány egyenértékű fajból áll az adott diverzitási indexszel jellemezhető közösség. A modellváltozók, valamint a diverzitásmetrikák közötti kapcsolatot lineáris vegyes hatású modellel (linear mixed-effects model, LMM) vizsgáltuk az lme4 (Bates és mtsai., 2005) R programcsomag segítségével.

A modell formája:

$$\text{diverzitás} \sim \text{rkm_std} + \text{hatás} * \text{T_std} + (1|\text{szezon})$$

ahol:

fix hatásként szerepelt a standardizált vízhőmérséklet (T_std), folyamkilométer (a mintavételi helyek keresztaszelvényének távolsága a Melegvíz-csatornától) (rkm_std), a hatás, valamint ezek interakciói,

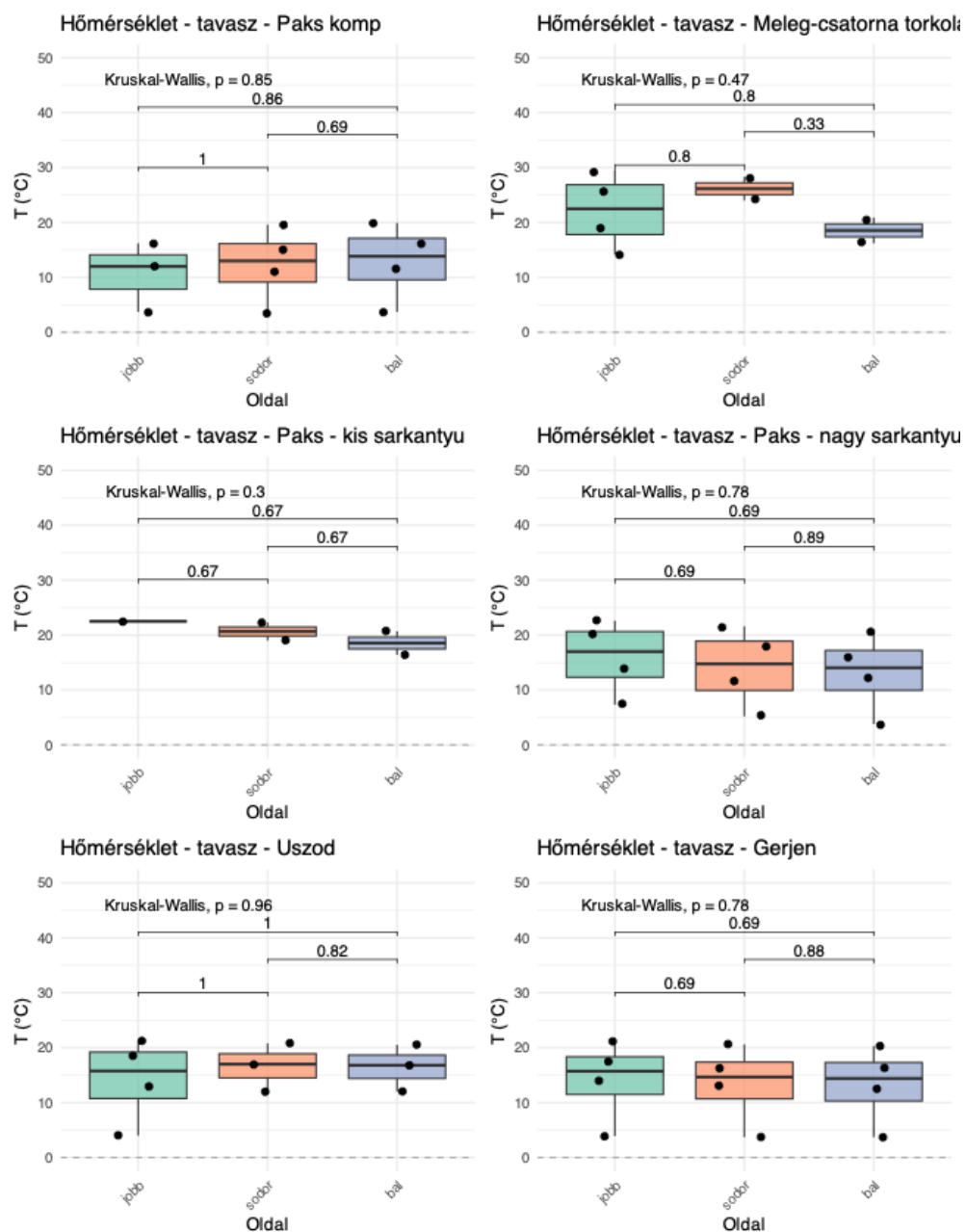
random hatásként a szezonális került bevonásra.

A hatások értelmezése a regressziós együtthatók (β), standard hibák (SE) és t-értékek alapján történt. A csoportokra jellemző indikátor fajokat IndVal módszerrel határoztuk meg.

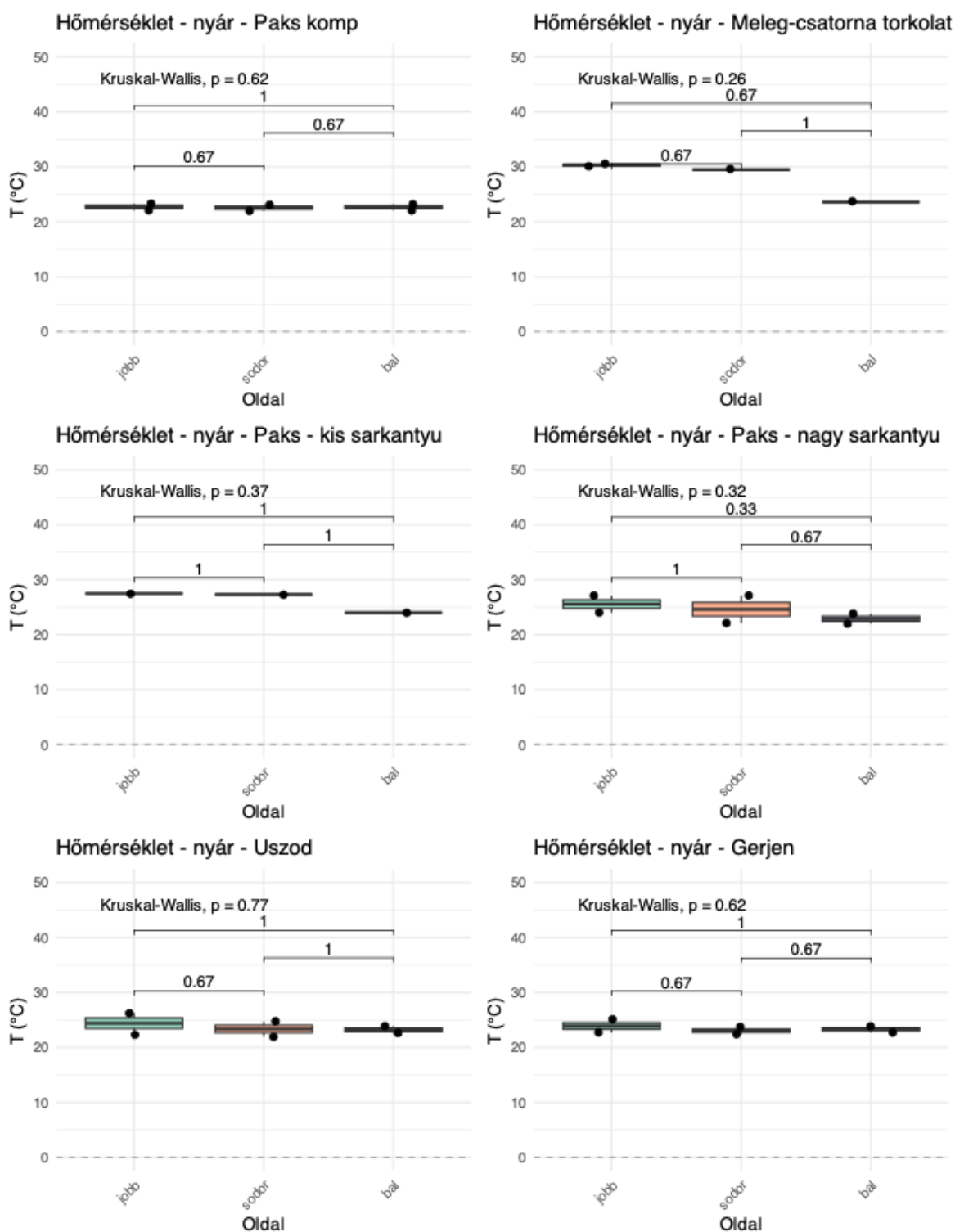
3.3.5. Eredmények

3.3.5.1. A Duna vízének változása a keresztmetszvény mentén.

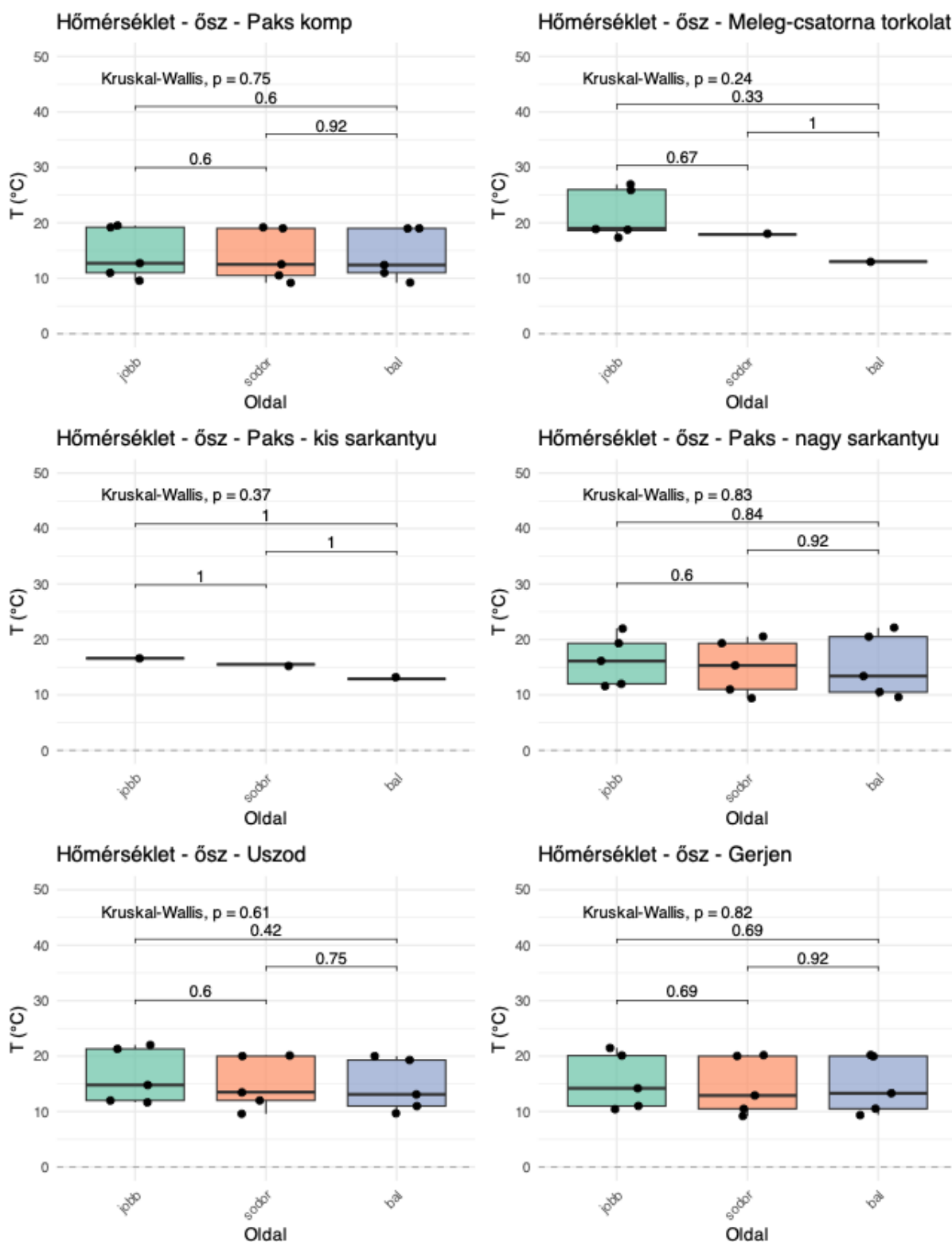
Első lépésként megvizsgáltuk, hogy a víz hőmérséklet hogyan változik a keresztmetszvényben a folyásirány mentén. Az elemzéseket évszakonként vizsgáltuk. Az eredményeink azt mutatták, hogy a melegvízbefolyás víz hőmérsékletre gyakorolt hatása hosszabb időskiban vizsgálva azt statisztikailag nem szignifikáns. Az érintettség érződik a sodorvonalban is, ez a hőmérsékletnövekmény azonban már Uszód térségében eliminálódik (31. ábra 32. ábra 33. ábra). A BME-től a 3D-áramlási modellből kapott hőmérséklet adatok nem teljesen tükrözik a mért mintázatot (34. ábra 35. ábra 36. ábra).



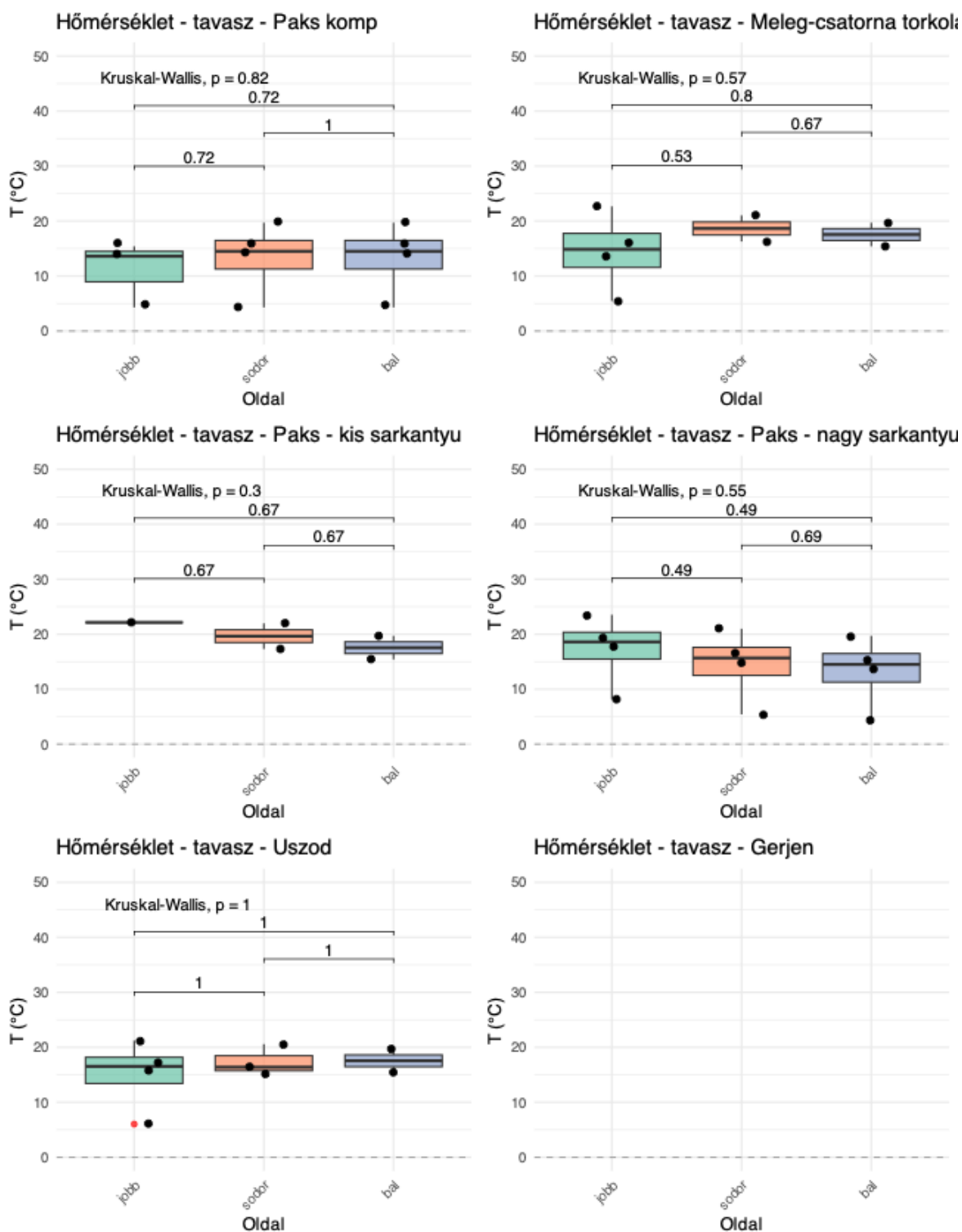
31. ábra. A Duna vízében mért hőmérsékletváltozás a keresztmetszvényekben tavasszal.



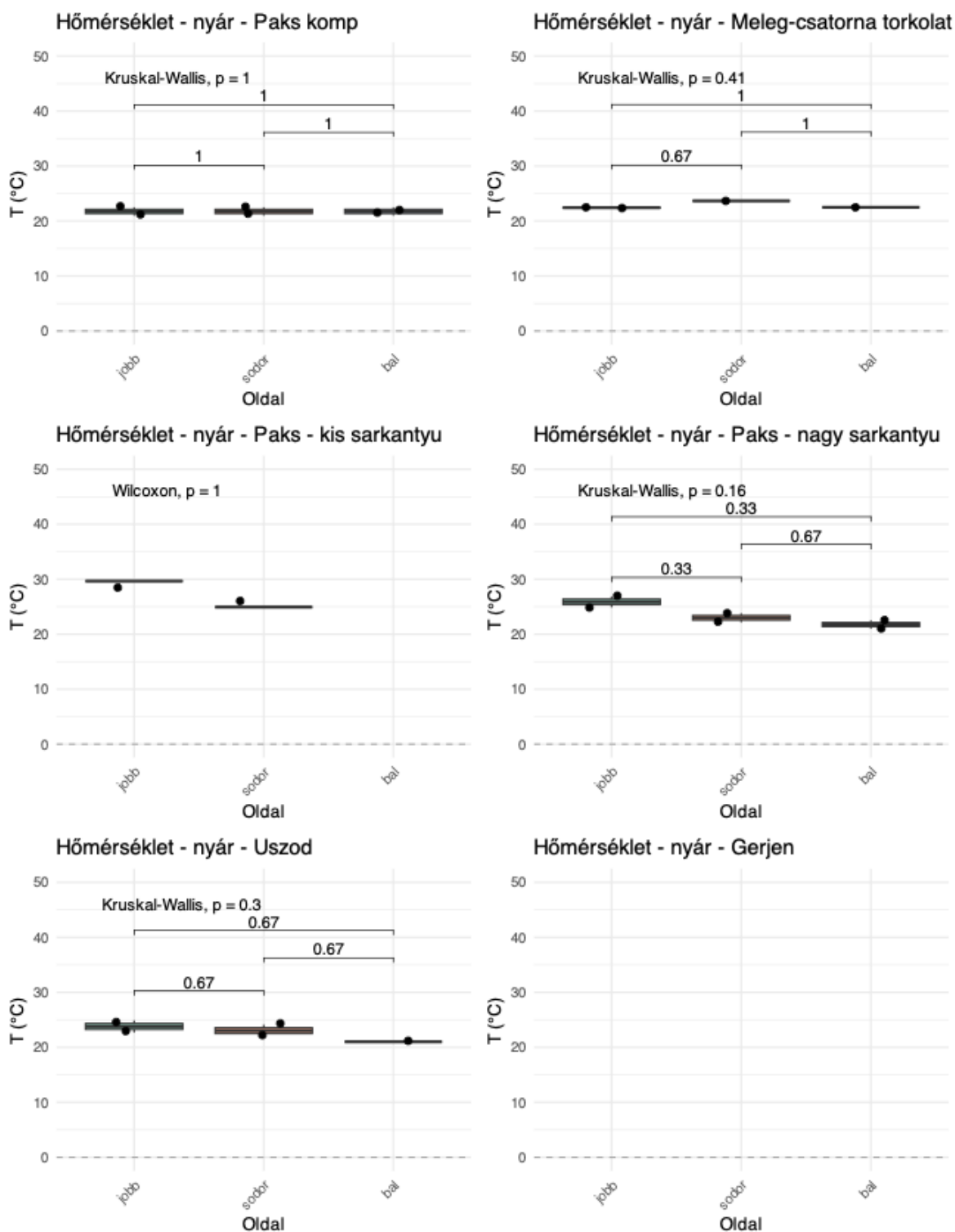
32. ábra. A Duna vízében mért hőmérsékletváltozás a keresztaszvénnyekben nyáron.



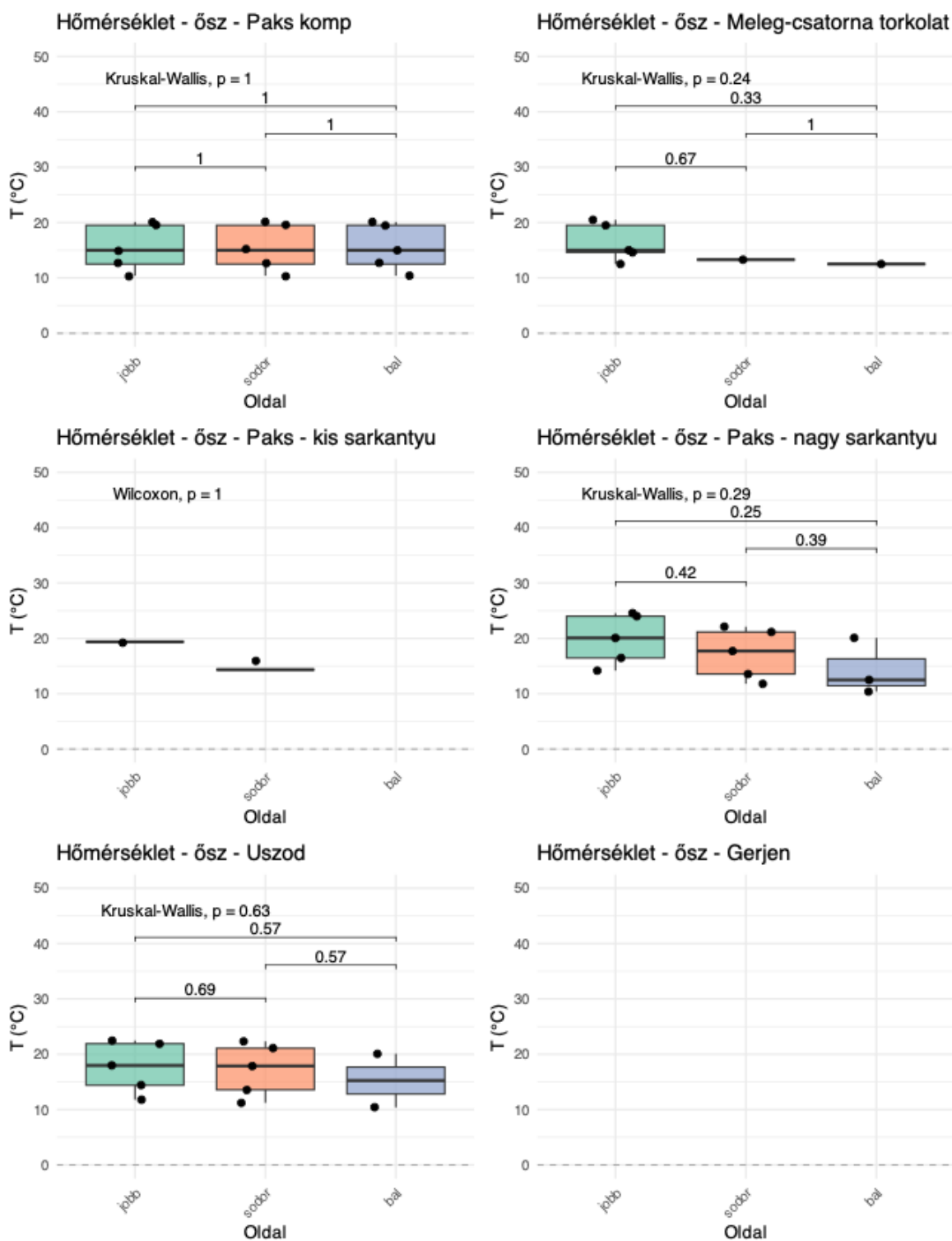
33. ábra. A Duna vízében mért hőmérsékletváltozás a keresztmetszvényekben ősszel.



34. ábra. A Duna vízének a BME 3D-áramlási modelljéből számolt hőmérsékletváltozása a keresztmetszvény mentén tavasszal.



35. ábra. A Duna vízének a BME 3D-áramlási modelljéből számolt hőmérsékletváltozása a keresztmetszvény mentén nyáron.



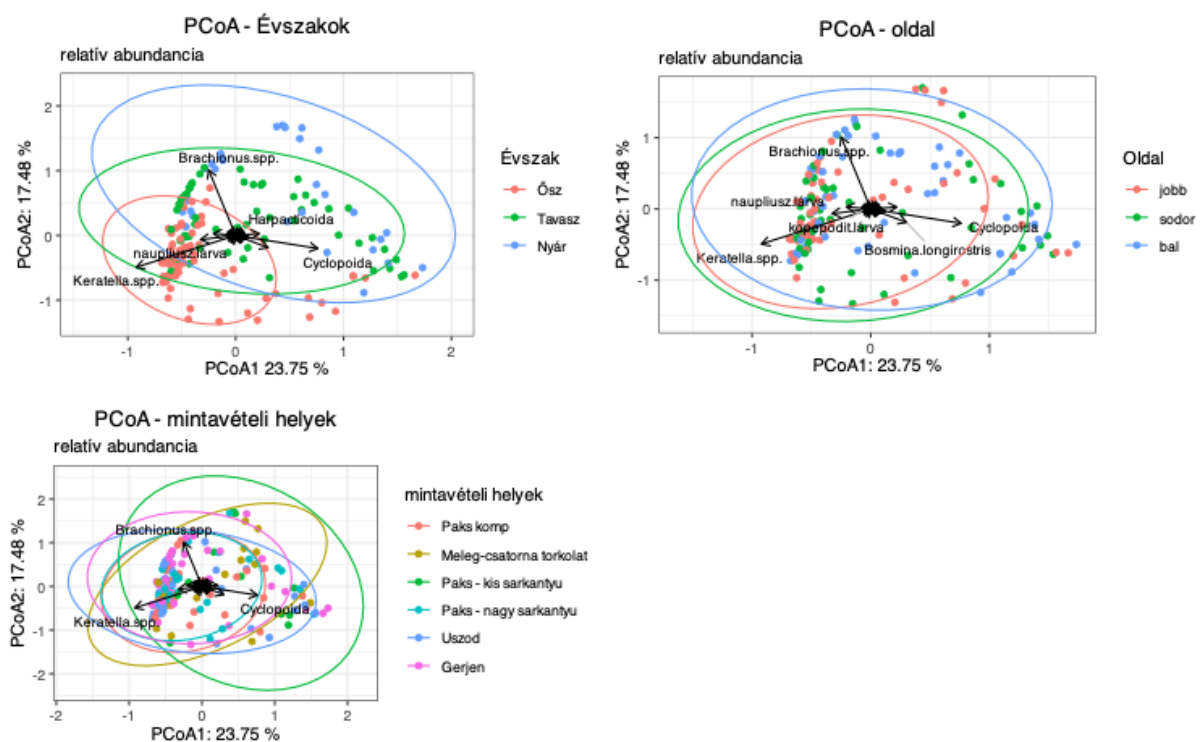
36. ábra. A Duna vízének a BME 3D-áramlási modelljéből számolt hőmérsékletváltozása a keresztmetszély mentén ősszel.

3.3.5.2. Taxonszintű közösségszerkezet

A 153 mintában összesen 91 taxont azonosítottak a Duna Paks-Gerjen szakaszán a vizsgált 2003., 2004. és 2024. években. A zooplanktonfajokat általában fajsztig határozták, azonban taxoncsoportonként nagy különbségek lehetnek a határozás pontosságát illetően. Különösen így van ez a kerekcsigák (Rotifera) és az evezőlábú rákok (Copepoda) esetében. Ezért a kerekcsigé-taxonokat genusz szintre vontuk össze, mivel egy genuszon belül a fajok ökológiai igénye nagyon hasonló. Az evezőlábú rákok esetében kopepodit fejlődési alakban még a genusz-szintű határozás is komoly kihívás, és a mintákban a kopepoditok voltak a legnagyobb számban, mellettük egy-két kifejlett, a határozás alapját adó nőstény fordult csak elő. A kopepodit alakokat rend szinten el lehet különíteni, ezért esetükben a rendszintű összevonást alkalmaztunk. A naupliusz stádiumú fejlődési alakok esetében egységesen a 'naupliusz' kategóriát használtuk. Végül 22 Cladocera (ágascápú rák), 5 Copepoda és 23 Rotifera taxont tartottunk meg.

3.3.5.3. A zooplankton közösségszerkezetének meghatározottsága

A főkoordináta-analízis (PCoA) alapján az első és második tengely a teljes variancia ~41%-át magyarázta. Az elemzés feltárta, hogy a zooplanktonközösség szerkezetére kizárólag az évszakok vannak kimutatható hatással (37. ábra), amit parciális dbRDA modell ki is mutatott (23. táblázat).



37. ábra. A zooplankton közösség PCoA ordinációjának eredménye. A körök a minták 95%-os lefedettségét mutatják.

23. táblázat. A parciális dbRDA eredménye. **Df** (degrees of freedom; szabadságfok), **Sum of Sqs** (sum of squares; négyzetösszeg), **F** (F-statisztika), **Pr(>F)** (p-érték, az F-statisztikához tartozó szignifikanciaszint).

	Df	Sum of Sqs	F	Pr(>F)	
évszak	2	5,827	3,410	0,001	***
oldal	2	1,734	1,015	0,402	
flkm	1	0,848	0,992	0,445	
Residual	153	130,713			

Szignifikancia kódok: 0 '***' 0,001 '***' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 '.' 1

3.3.5.4. A zooplankton és abiotikus környezeti változók közötti kapcsolat statisztikai elemzése

A redundanciaanalízis (dbRDA) alapján a magyarázó változók az össz-variancia 32,26%-át, amelyből az első és második tengely a teljes variancia 24,19%-át magyarázta. A modellbe bevitt környezeti változók közül a hidrológiai mutatók (vízállás, vízhozam) nem bizonyultak hatótényezőnek, míg a vízkémiai paraméterek szignifikánsnak bizonyultak (**38. ábra, 24. táblázat**). Ez mutatja a planktonikus életmódot, mivel a folyószakasz hidrológiai mutatói a bentonikus közösség fő meghatározói. Érdekes, hogy a víz hőmérséklet hatótényezőnek bizonyult, de nem a mért, hanem a 3D-modellből származott adatok esetében. Ez az ordinációs mintázat a szezonálitással magyarázható.

A szezonálitás hatását kivonva az ordinációból a környezeti változók által magyarázott variancia 23,75% volt, amiből az első két tengely 22,21%-ot magyarázott. Ebben az esetben szignifikáns tényezőknak az összfoszfor (TP), a klorofill-a (Klorofill) és modellezett víz hőmérséklet (water.temp.site) bizonyult (**25. táblázat**).

24. táblázat. A környezeti változók hatása a közösség összetételére Bray–Curtis alapú dbRDA-val (permutációs teszt).

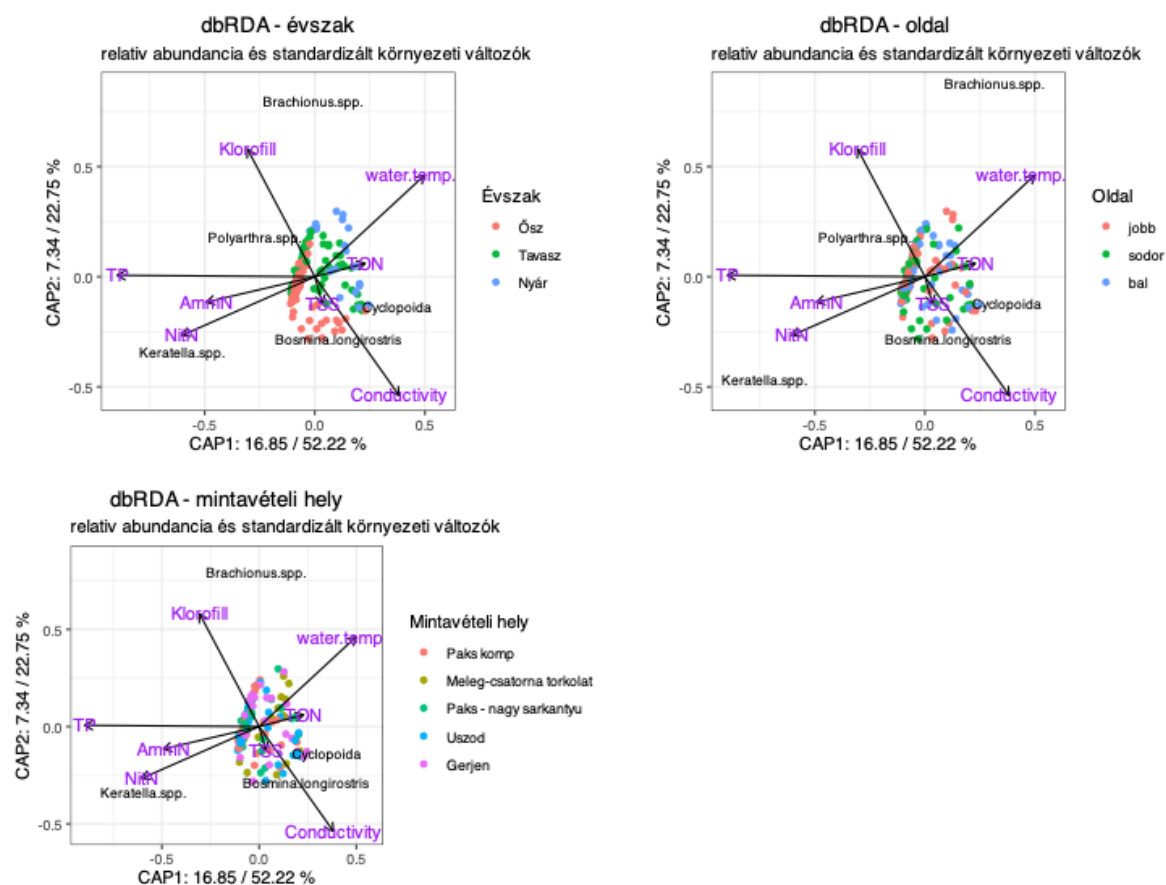
	Df	Sum of Sqs	F	Pr(>F)
TP	1	4,624	27,868	0,001
water.temp.site	1	1,498	9,0307	0,001
Klorofill	1	1,848	11,138	0,001
Conductivity	1	0,850	5,120	0,001
TSS	1	0,620	3,736	0,001
TON	1	0,569	3,432	0,001
AmmN	1	0,414	2,492	0,02
NitN	1	0,404	2,434	0,019
Residual	137	22,73		

Df (degrees of freedom, szabadságfok), **Sum of Sqs** (sum of squares, négyzetösszeg), **F** (F-statisztika), **Pr(>F)** (p-érték, az F-statisztikához tartozó szignifikanciaszint).

25. táblázat. A környezeti változók hatása a közösség összetételére a szezonális hatás kiszűrését követően Bray–Curtis alapú parciális dbRDA-val (permutációs teszt).

	Df	Sum of Sqs	F	Pr(>F)
TP	1	4,624	25,661	0,001
water.temp.site	1	1,498	8,316	0,001
Klorofill	1	1,848	10,256	0,001
Residual	142	25,588		

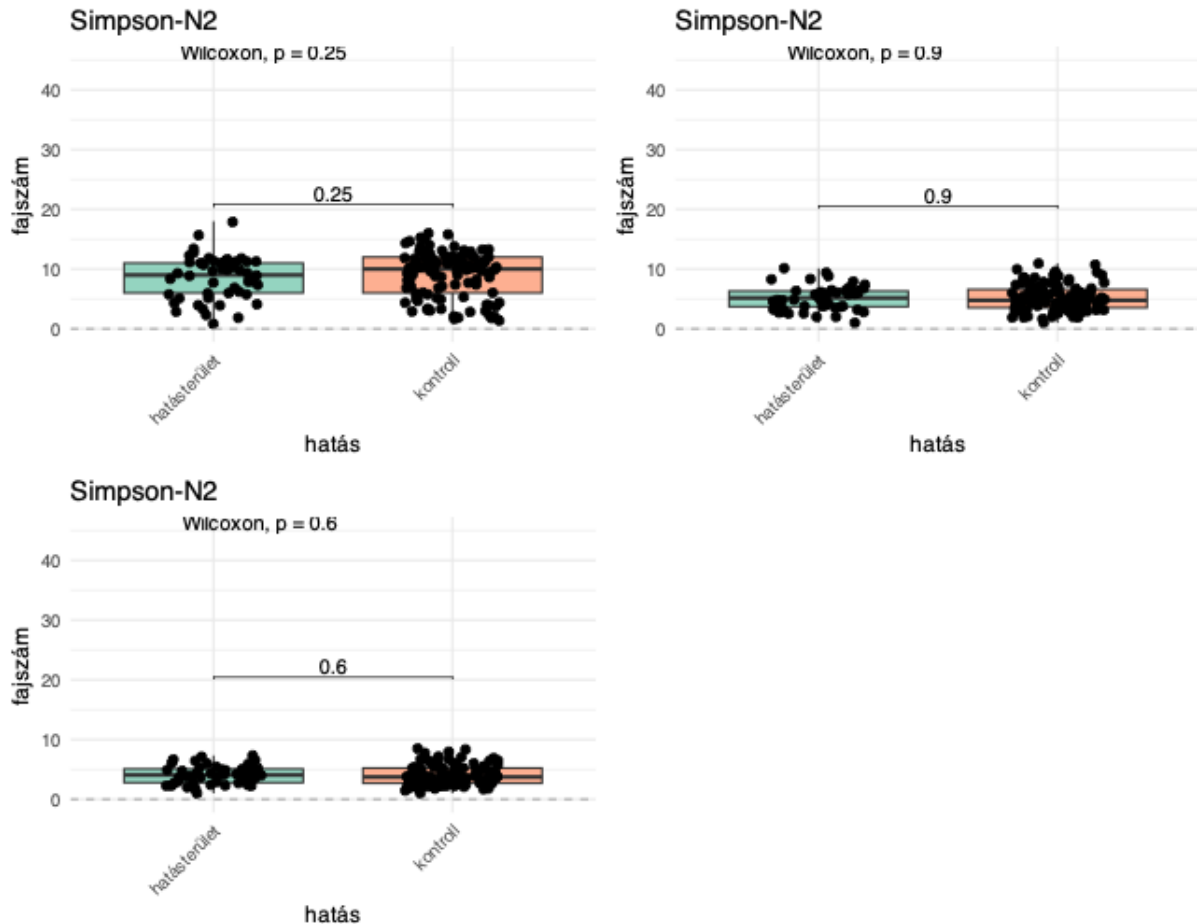
Df (degrees of freedom, szabadságfok), **Sum of Sqs** (sum of squares, négyzetösszeg), **F** (F-statisztika), **Pr(>F)** (p-érték, az F-statisztikához tartozó szignifikanciaszint).



38. ábra. A zooplankton közösség dbRDA ordinációjának triplotja. A zooplankton-közösség fajösszetétele és a vizsgált környezeti paraméterek közötti összefüggéseket mutatja.

3.3.5.5. Diverzitásváltozás

A diverzitási mutatók a hatásterület és a kontroll összehasonlításában nem mutattak különbséget (39. ábra).

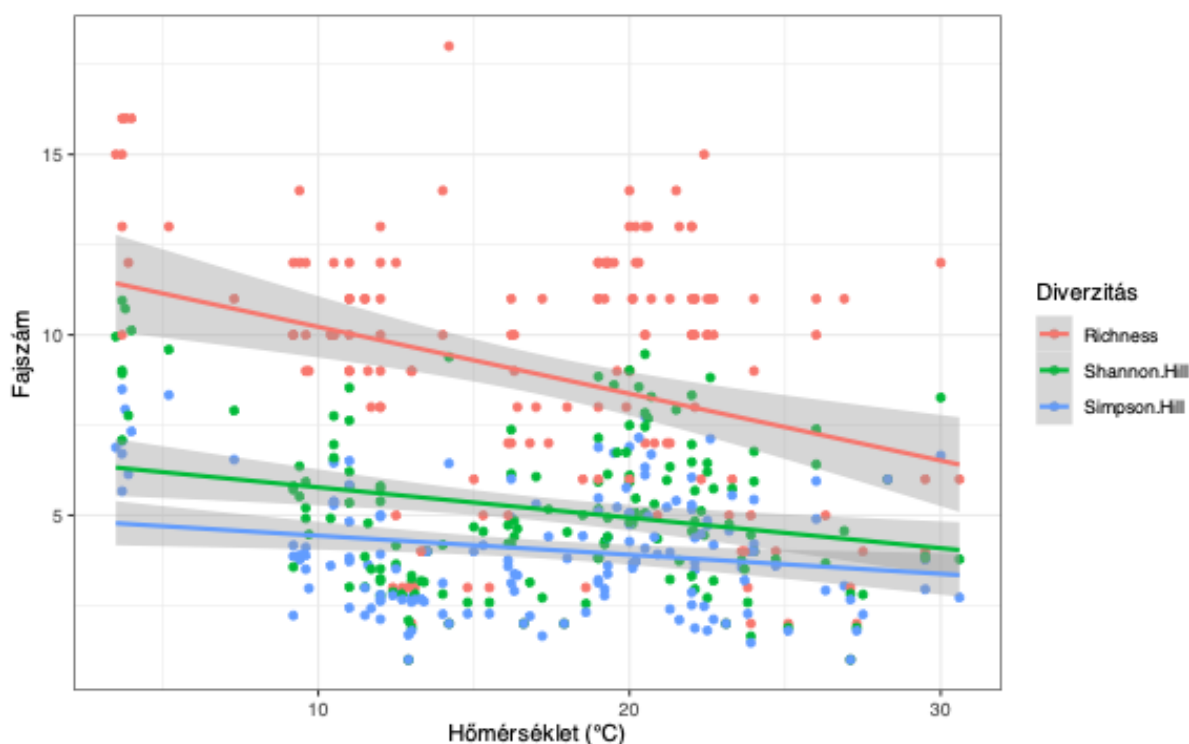


39. ábra. A hatásterületi és kontroll helyek diverzitási mutatóinak összehasonlítása.

A lineáris kevert modellek eredményei alapján elmondható, hogy a vizsgált változók egyike sem mutatott szignifikáns hatást a diverzitás (fajszám-N0, Shannon-N1, Simpson-N2) mutatókra (26. táblázat). Azonban a hőmérséklet növekedésével a zooplankton diverzitása csökken (40. ábra). A szezonális, mint véletlen hatás, ugyan magyaráz némi variációt (N0: ~5%, N1: ~8%, N2: ~10%), de hatása nem tekinthető jelentősnek. Ez arra utal, hogy a szezonális szerepet játszhat a fajgazdagság alakulásában, mint ahogyan ez a közösség szerkezetének alakításában látható volt, különösen a gyakori, domináns fajok esetében.

26. táblázat. A lineáris vegyes hatású (LMM) modell eredményei, amely a diverzitásokat a vízhőmérséklet, a folyamkilométer, valamint a melegvízbevezetés által meghatározott érintettség függvényében vizsgálja. A fix hatások regressziós együtthatóként (β), standard hibával (SE), szabadságfokkal (df) a t-értékkel és a hozzárendelt valószínűségekkel kerülnek bemutatásra.

	β	SE	df	t	p
Fajszám					
fkm	0,224	0,280	152,1	0,800	0,419
hatás	-0,178	0,639	153,4	-0,279	0,919
hőmérséklet	-0,810	0,541	140,9	-1,497	0,101
hatás:hőmérséklet	-0,318	0,624	152,1	-0,510	0,702
Shannon effektív fajszám					
fkm	0,012	0,163	151,9	0,075	0,912
hatás	-0,110	0,372	153,1	-0,297	0,838
hőmérséklet	-0,084	0,318	148,0	-0,263	0,830
hatás:hőmérséklet	-0,427	0,363	151,9	-1,175	0,159
Simpson effektív fajszám					
fkm	-0,029	0,126	152,0	-0,231	0,847
hatás	-0,106	0,288	153,0	-0,369	0,694
hőmérséklet	-0,041	0,246	150,5	-0,168	0,998
hatás:hőmérséklet	-0,233	0,281	151,9	-0,832	0,223



40. ábra. A hőmérséklet és a diverzitások közötti összefüggés a Duna vizsgált szakaszán.

3.3.5.6. Taxonszintű értékelés: A hőszennyezés indikátorai a Dunában

Az indikátorfaj-analízis alapján a *Cephalodella* spp. szignifikáns indikátorfajnak bizonyult a hatásterületen ($\text{IndVal} = 0,276$; $p = 0,032$), ami arra utal, hogy ez a taxon elsősorban a hatással érintett élőhelyekhez kötődik. Mivel egy széles ökológiai valenciával bíró fajról van szó, és a genusz fajainak határozása bizonytalan, az indikátor jelleget fenntartásokkal kell kezelni. A *Cephalodella* fajok széles hőmérsékleti tartományt tolerálnak, azonban jelenlétük inkább a szervesanyagban gazdag, eutróf környezethez köthető, mintsem a közvetlen hőterheléshez.

A következőkben a szezonális indikációt vizsgáltuk, mint áttételes kapcsolatot a hőterheléssel. Feltételezve, hogy a nyári, magasabb hőigényű, fajok valószínűleg jobban tolerálják a megnövekedő hőterhelést. Az indikátorfaj-analízis határozott szezonális mintázatot tárt fel a közösség összetételében. Több faj egyértelműen egy-egy évszakhoz kötődött, és indikátorértékeik (IndVal) szignifikánsnak bizonyultak ($p < 0,05$).

A tavaszi időszakhoz több faj is szignifikánsan kapcsolódott, köztük az *Asplanchna* spp. ($\text{IndVal} = 0,436$; $p = 0,010$), *Notholca* spp. ($0,400$; $p = 0,021$), *Trichotria* spp. ($0,382$; $p = 0,025$), valamint több Cladocera faj, például *Alona quadrangularis* ($0,385$; $p = 0,015$), *Ilicryptus sordidus* ($0,263$; $p = 0,037$), *Macrothrix hirsuticornis* ($0,322$; $p = 0,013$) és *Macrothrix laticornis* ($0,294$; $p = 0,009$). Ezek az eredmények arra utalnak, hogy a tavaszi közösség jól elkülönül a többi évszaktól. Ezek a fajok valószínűleg vesztesei lehetnek a hőterhelés fokozódásának.

A nyári időszakhoz kevesebb indikátorfaj kapcsolódott; a *Moina macrocopa* volt az egyetlen, kizárólag nyárhoz kötődő faj ($\text{IndVal} = 0,231$; $p = 0,027$), és indikátorértéke is viszonylag alacsonyabb volt, ami a nyári közösségek kisebb mértékű elkülönülésére utal.

Az őszi időszakot a *Pompholyx* spp. jellemezte, amely erős indikátorfajként jelent meg ($\text{IndVal} = 0,463$; $p = 0,001$). Emellett több faj nem egyetlen évszakhoz, hanem évszakok kombinációjához kapcsolódott, például a tavasz–nyár kombinációhoz a *Bdelloidea* spp. ($0,454$; $p = 0,027$), *Euchlanis* spp. ($0,489$; $p = 0,026$), *Calanoida* ($0,466$; $p = 0,011$) és *Harpacticoida* ($0,474$; $p = 0,001$). Továbbá a *Diaphanosoma brachyurum* az ős–nyár kombinációhoz kötődött ($0,492$; $p = 0,004$), míg a *Filinia* spp. ($0,502$; $p = 0,023$) és a *Chydorus sphaericus* ($0,556$; $p = 0,018$) a tavasz–ősz kombinációhoz. Ezek is széles ökológiai valenciával bíró fajok, valószínűsíthető, hogy a nyertesek ebből a csoportból kerülnek ki.

3.3.5.7. Következtetések

- A hőterhelés hatása nem mutatható ki egyértelműen a zooplankton közösségben.
- A szezonális mintázat, ami meghatározó közösség összetételét tekintve.
- A taxongazdagság ha nem is szignifikánsan, de csökken az évszakhoz köthető hőmérséklet növekedésével.

3.3.6. Végső következtetések

Az eredmények alapján az alábbiakban értékeljük, hogy a megfogalmazott hipotézisek milyen mértékben teljesültek.

Első hipotézisünk, amely szerint a Duna jobb-, bal- és sodorvonali vizének hőmérséklete különbözhet a keresztaszvályvekben szezonálisan vizsgálva, hosszú időtávon, nem igazolódott. Vagyis az egyes évek közötti variancia nagyobb, mint az aktuálisan mért hőterhelés hatása. Természetesen a melegvízzel érintett szakaszon minden mintavételkor magasabb hőmérséklet mérhető, mint a kibocsátással nem érintett területeken, egyúttal a hőmérsékletkülönbség mértéke az alvíz irányába

csökkenő. Hosszú időtávon vizsgálva az adatokat azonban a különbség statisztikailag nem szignifikáns.

Második hipotézisünk, mely szerint a magas víz hőmérséklet negatív hatást gyakorolhat a diverzitásértékekre, tehát a melegvízterhelés által érintett területeken a diverzitás alacsonyabb (vagy magasabb), mint a nem érintett területeken, szintén nem bizonyult igaznak.

A harmadik hipotézist, miszerint a hőmérséklet hatása erősebb az érintett területeken, azaz a termikus terhelés felerősíti a hőmérséklet ökológiai hatását, eredményeink nem támasztották alá.

A vizsgálatok alapvető célja annak a kérdésnek az értékelése volt, hogy a kibocsátás érintett alvízi szakaszán a referenciaszelvényben mért 30 °C-os hőmérsékleti határérték maximum 15 napon keresztül 32 °C-ra történő emelése okoz-e olyan változást a zooplanktonban, ami annak állapotát negatív irányban befolyásolja. A rendelkezésre álló adatok értékelésével ez teljes bizonyossággal nem zárható ki. Mivel azonban a jelenlegi hőterhelésnek még a legközelebbi pontokon sem volt kimutatható hatása a zooplanktonra, ezért a 2 °C-os pluszterheléssel továbbra sem várható a zooplankton-közösség szerkezetének tartós megváltozása.

3.3.7. Irodalom

- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67, 1-48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Jost, L. (2006). *Entropy and diversity*. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>

3.4. Makroszkopikus vízi gerinctelenek

3.4.1. Általános megjegyzések

A fejezetben áttekintjük a makroszkopikus vízi gerinctelenekkel mintavételezésével kapcsolatos módszertani limitációkat, majd pedig bemutatjuk az alapadatbázis összeállítását.

3.4.1.1. Módszertani limitációk

A jelen fejezet a mintavételi és értelmezési korlátokat foglalja össze. A vizsgált rendszer komplex hidrológiai és élőhelyi sajátosságai, valamint a makrogerinctelen-közösségek kimutathatóságának korlátai jelentős bizonytalanságot vihetnek az eredmények értelmezésébe. Az alábbiakban ezek főbb forrásait ismertetjük.

Kimutathatóság és mintavételi torzítás: Számos dunai makrogerinctelen faj jelenléte nem évszakhoz kötött, ugyanakkor kimutathatóságuk erősen függ a mintavétel időzítésétől és a megfelelő mikroélőhelyek elérésétől. A hidegebb időszakokban sok faj mélyebb vizekbe húzódik vissza, amelyek a mintavétel során nem minden esetben kerülnek feltárára. Emiatt a mintavétel elsősorban a hozzáférhető élőhelyeket reprezentálja, és nem feltétlenül a teljes közösséget.

Mobilitásbeli különbségek a taxonok között: A különböző makrogerinctelen-csoportok kimutathatósága eltérő. A nagyobb mozgásképességű taxonok (pl. rákok) jól követik a vízállás változásait, így jelenlétük a különböző hidrológiai állapotokban is stabilan kimutatható. Ezzel szemben a korlátozott helyváltoztatású szervezetek (pl. kagylók) előfordulása erősen élőhelyfüggő, és a mintavétel során könnyen alulreprezentáltnak válhat.

Kulcsélőhelyek és refugiumok alulreprezentáltsága: A közösségek szempontjából meghatározó szerepet játszó élőhelyfoltok (refugiumok) nem minden esetben kerülnek be a mintavételbe. Amennyiben ezek az élőhelyek kimaradnak, a vizsgálat nem tükrözi a rendszer potenciális ökológiai állapotát és eltartóképességét, ami az eredmények torzulásához vezethet.

Élőhelyi komplexitás és hidraulikai kontroll: A makrogerinctelen-közösségek szerkezetét a hidraulikai viszonyok és az aljzatösszetétel komplex módon szabályozzák. Az áramlási viszonyok, a hordalékmozgás és az üledékdinamika időben változó hatásai meghatározzák az élőhelyek alkalmasságát. Ezek a tényezők a hőterhelés hatásával együtt érvényesülnek, és attól nehezen választhatók el.

Ritka és érzékeny fajok alulbecslése: A ritka és érzékeny fajok – különösen egyes kagylók – kimutatása bizonytalan, mivel előfordulásuk térben és időben korlátozott, és szorosan kötődik a stabil élőhelyi feltételekhez. Hiányuk a mintákban ezért nem feltétlenül jelenti tényleges hiányukat a rendszerben.

Az eredmények értelmezésének korlátai: A fenti tényezők következtében a kapott eredmények elsősorban a mintavétellel ténylegesen lefedett élőhelyek állapotát tükrözik. A hőterhelés hatása csak a hidromorfológiai és élőhelyi kontextus figyelembevételével értelmezhető. E tényezők különösen a közösségi variabilitás mértékének és a ritka, érzékeny taxonok kimutathatóságának értelmezését befolyásolhatják.

3.4.1.2. Az alapadatbázis összeállítása

Az elemzés alapját a megbízótól kapott, több időszakból származó makrogerinctelen-adatsorok képezték. Ezek az adatok eltérő időben, és legalább részben különböző mintavételi gyakorlat mellett keletkeztek. Az adatsorok taxonómiai validációját – azaz az azonosítás pontosságának ellenőrzését

– nem állt módunkban elvégezni, ezért az adatokat egységesen elfogadtuk, és a további feldolgozás során validként kezeltük.

Az egységes adatbázis kialakítása során az eltérő szerkezetű és minőségű adatok közül kizárólag azokat vontuk be az elemzésekbe, amelyek kvantitatív jellegűek voltak, szabványos vagy elfogadott módszertani háttérrel készültek, és alkalmasak közösségalapú ökológiai vizsgálatokra. Ennek eredményeként egy 2009 és 2024 közötti időszakot lefedő, 249 mintavételi eseményt tartalmazó alaplátra jött létre. A vizsgálat a Duna Paks és Gerjen közötti szakaszára korlátozódott, mindkét parton kijelölt mintavételi helyekkel. Azokat a helyszíneket, amelyekről csak egyetlen évből áll rendelkezésre adat, kizártuk, mivel nem tették lehetővé a hosszú távú mintázatok értelmezését.

A biológiai adatmátrix fajszerű, egységesített taxonómiai névhasználattal került kialakításra. Az abundanciaadatokat minden esetben egységes területegységre vonatkoztatva használtuk, így az eltérő mintavételi intenzitásból adódó különbségek nem befolyásolják az összehasonlításokat. Az alaplátra minden mintavételi eseményhez kapcsolódóan tartalmazza a térbeli (mintavételi hely, parthelyzet, folyásirány szerinti elhelyezkedés, koordináták) és időbeli (év, hónap) információkat is.

A hőterhelés hatásának vizsgálatához a mintavételi helyeket a melegvíz-bevezetéshez viszonyított helyzetük alapján kategorizáltuk. A továbbiakban a „terhelt” és „nem terhelt” megnevezések ezt a térbeli alapú besorolást jelölik. A terhelt csoportba azok a szakaszok kerültek, amelyek a kifolyó alatti jobb parton helyezkednek el, míg a nem terhelt csoportba a kifolyó feletti szakaszok, valamint a bal parti mintavételi pontok tartoznak **(27. táblázat)**. Ez a besorolás biztosítja a hőterhelésnek kitett és attól mentes közösségek összehasonlíthatóságát.

27. táblázat. A mintavételi helyek hőterhelés érintettségének besorolása

Mintavételi hely neve	Jobb part	Bal part
<i>Paks komp</i>	Kontroll	Kontroll
<i>Melegvíz-csatoma</i>	Hatásterület	Kontroll
<i>Kis-sarkantyú</i>	Hatásterület	Kontroll
<i>Nagy-sarkantyú</i>	Hatásterület	Kontroll
<i>Uzód</i>	Hatásterület	Kontroll
<i>Gerjen</i>	Kontroll	Kontroll

Az alaplátrából az egyes elemzésekhez eltérő részhalmazokat képeztünk. Ennek oka, hogy nem minden mintavételi eseményhez álltak rendelkezésre azonos háttérváltozók. Azokban az esetekben, ahol vízkémiai vagy aljzatjellemzők is szükségesek voltak, csak az ezekkel kiegészített minták kerültek be az adott elemzésbe. Ennek megfelelően az egyes vizsgálatok nem minden esetben azonos elemszámon alapulnak, hanem az adott kérdéshez releváns, szűrt adatállományokon.

A vizsgálatba bevont modellezett hidrológiai adatok és hőmérsékleti adatok: vízhozam, vízsebesség (felszíni és mederfenéki), vízállás, víz hőmérséklet, ΔT . A vizsgálatokba bevont valós, azaz mért környezeti és hőmérsékleti adatok: in situ - hőmérséklet, pH, vezetőképesség, oldott oxigén; laboratóriumi – összes nitrogén, szerves nitrogén, nitrát, ammónium, összes foszfor, ortofoszfát, összes lebegőanyag, biológiai oxigénigény, kémiai oxigénigény (kromátos és permanganátos), klorid, klorofill-a. Az összevont adatbázis: mért hőmérsékleti adatok és környezeti adatok, valamint modellezett hidrológiai adatok.

Az így kialakított adatstruktúra biztosítja, hogy a közösségi mintázatok leírása, a környezeti háttértényezők értékelése és a hőterhelés hatásának vizsgálata egységes, összehasonlítható és ökológiailag értelmezhető keretben történjen.

3.4.2. Makrogerinctelen adatokon alapuló közösségszerkezeti változások elemzése

3.4.2.1. Célkitűzés

A vizsgálat célja annak feltárása volt, hogy a rendelkezésre álló makrogerinctelen adatok alapján a közösség szerkezetében milyen időbeli és térbeli változások figyelhetők meg a vizsgált Duna-szakaszon. Ennek keretében a közösségi mintázatok leírására, valamint a főbb változási irányok azonosítására törekedtünk, különös tekintettel a hosszú távú alakulásra és a mintavételi helyek közötti különbségekre.

3.4.2.2. Adatok

Az elemzés alapját egy egységesített, fajszintű makrogerinctelen adatmátrix képezte, amely összesen 249 mintavételi esemény adatait tartalmazza a 2009–2024 közötti időszakból. Az adatbázis kizárólag kvantitatív mintákból származó, egységes módszertani alapokra hozott abundanciaadatokat foglal magában, amelyek minden esetben területre standardizált formában állnak rendelkezésre.

A mátrix 166 vízi makrogerinctelen taxon előfordulását és négyzetméterre vonatkoztatott abundanciáját tartalmazza. Az adatok a Duna Paks és Gerjen közötti szakaszáról származnak, több mintavételi helyről, a bal és jobb part elkülönítésével. A mintavételi események időben több évre és évszakon belüli időpontokra terjednek ki, lehetővé téve a közösségi mintázatok időbeli vizsgálatát. Az értékelést a háttérváltozók bevonása nélkül csak a fajok előfordulása és abundanciaviszonyai alapján végeztük.

A taxonszintű abundanciaadatokból közösségi mutatókat számoltunk, amelyek a közösségek szerkezetét jellemzik. Kiszámítottuk a teljes taxonszámot (Taxa_S), a Shannon-diverzitást, valamint a Berger–Parker dominanciaindexet. Ezek a mutatók a gazdagság, az egyenletesség és a dominancia viszonyainak leírását tették lehetővé. Az adatokat mintavételi hely, év és hónap szerint csoportosítottuk, biztosítva az időbeli és térbeli összehasonlíthatóságot. A bal és jobb parti minták elkülönítve kerültek kezelésre.

3.4.2.3. Módszer

A közösségi mintázatok feltárását leíró jellegű statisztikai és grafikus módszerekkel végeztük, elsősorban vizualizációs megközelítésben. Az időbeli változások vizsgálatához a közösségi mutatók értékeit év és hónap szerinti bontásban ábrázoltuk. A szezonális és interannuális mintázatok szemléltetésére hőtérképes (heatmap) megjelenítést alkalmaztunk. A hosszú távú változások értékeléséhez az egyedi megfigyelések mellett simított trendgörbéket jelenítettünk meg. Az elemzések célja a közösségi mintázatok leírása és a főbb változási irányok azonosítása volt. A fejezetben alkalmazott módszerek nem irányultak ok-okozati összefüggések tesztelésére.

3.4.2.4. Eredmények

Vízi makrogerinctelen taxonok előfordulása az egyes évek során – összesített adatok elemzése

A teljes adatsor alapján a közösséget néhány, nagy abundanciájú taxon dominálja. A leggyakoribb 15 taxon mindegyike 1000 ind/m² feletti összegyedszámmal jellemezhető, és ezek a következők: (*Lithoglyphus naticoides*, Chironomidae Gen. sp., *Corbicula fluminea*, *Dikerogammarus villosus*, *Paramysis lacustris*, *Limnomysis benedeni*, Oligochaeta Gen. sp., *Dikerogammarus* sp., *Dreissena polymorpha*, *Borysthenia naticina*, *Theodoxus fluviatilis*, *Chelicorophium curvispinum*, *Obesogammarus obesus*, *Dikerogammarus bispinosus*, *Corbicula fluminalis*). Ezen taxonok között hat puhatestű (három csiga és három kagyló), hét magasabb rendű rák, valamint a Chironomidae és Oligochaeta csoportok találhatók. A legnagyobb abundanciát a *Lithoglyphus naticoides* mutatja, amely jelentősen kiemelkedik a többi taxon közül, míg több további faj (különösen a *Corbicula* és *Dikerogammarus* fajok, valamint a *Limnomysis benedeni*) szintén meghatározó elemei a közösségnek (28. táblázat).

A domináns taxonok mellett számos, kisebb abundanciával előforduló, de ökológiai szempontból fontos faj is jelen van az adatsorban, amelyek nem kerültek be a leggyakoribb taxonok közé. Ezek közé tartoznak többek között jellegzetes dunai csigák és kagylók, valamint egyes rovarfajok (*Esperiana esperi*, *Fagotia acicularis*, *Theodoxus danubialis*, *Anodonta anatina*, *Dreissena rostriformis bugensis*, *Pseudanodonta complanata*, *Sinanodonta woodiana*, *Unio pictorum*, *Unio tumidus*, *Gomphus flavipes*, *Gomphus vulgatissimus*, *Brachycentrus subnubilis*, *Setodes punctatus*, Hydropsychidae fajok). Bár ezek a fajok kisebb egyedszámban fordulnak elő, jelenlétük hozzájárul a közösség szerkezeti és ökológiai diverzitásához.

Az összesített adatok alapján a közösség szerkezete erősen koncentrált, néhány domináns taxon által meghatározott, ugyanakkor a ritkább taxonok jelenléte a közösség összetettségét és változékonyságát jelzi.

28. táblázat. A Dunában 2009 és 2024 között kimutatott tizenöt leggyakoribb makrogerinctelen taxon összegyedszáma (ind/m²)

Taxon	Σ
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	43987,9
Chironomidae Gen. sp.	8707,1
<i>Corbicula fluminea</i>	6254,0
<i>Dikerogammarus villosus</i>	5782,6
<i>Paramysis lacustris</i>	5362,7
<i>Limnomysis benedeni</i>	5252,2
Oligochaeta Gen. sp.	4827,8
<i>Dikerogammarus</i> sp.	3127,0
<i>Dreissena polymorpha</i>	1714,4
<i>Borysthenia naticina</i>	1624,9
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	1588,1
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	1555,8
<i>Obesogammarus obesus</i>	1296,2
<i>Dikerogammarus bispinosus</i>	1261,0
<i>Corbicula fluminalis</i>	1049,2

A taxonlisták áttekintése során több, csak egyedi vagy igen alacsony egyedszámban kimutatott faj is azonosítható volt (*Theodoxus transversalis*, *Dreissena rostriformis bugensis*, piócák, *Brachycentrus subnubilus*, *Gomphus vulgatissimus*). Ezek előfordulása sporadikus jellegű, és nem tekinthető a közösség meghatározó elemének.

Egyes fajok előfordulása időben erősen korlátozott volt. Az *Ancylus fluviatilis* kizárólag 2009-ben került elő, későbbi mintavételek során nem volt kimutatható. Hasonlóan, a dunai bődöncsiga (*Theodoxus danubialis*) több évben is jelzett előfordulást mutatott, azonban a vizsgálati időszak későbbi szakaszában nem került elő ismét.

A közösség szerkezetében egyes domináns fajok esetében is jelentős változások figyelhetők meg. Az elevenszülő vízcsga (*Viviparus acerosus*) a korábbi években rendszeresen és több helyszínen is előfordult, míg a vizsgálati időszak végére állománya jelentősen visszaesett, és 2024-ben már csak egyetlen példány került elő.

Összességében ezek a megfigyelések azt mutatják, hogy a közösség szerkezetét nemcsak a domináns taxonok, hanem a ritkán előforduló és időszakosan megjelenő taxonok is befolyásolják, ugyanakkor ezek szerepe elsősorban kiegészítő jellegű.

Meleg- és hidegvízi előfordulások jellegzetességei

Az egyes taxonok előfordulási mintázatai alapján jól elkülöníthetők a melegvíz által befolyásolt és a természetes hőmérsékleti viszonyokkal jellemezhető szakaszokhoz kötődő fajok. A két jellegzetes dunai folyami csiga (*Esperiana esperi*, *Fagotia acicularis*) egyetlen esetben sem fordult elő a melegvízi hatás alatt álló szakaszokon, kizárólag a referencia jellegű, hidegebb vizekben (Paks komp, Uszód és az alatti szakaszok) volt kimutatható.

A legnagyobb abundanciájú faj, a kavicscsiga (*Lithoglyphus naticoides*) szintén egyértelmű mintázatot mutat: nagy egyedszámban elsősorban a hidegvízi helyszíneken jelenik meg, míg a melegebb szakaszokon állományai következetesen alacsonyabbak.

Ezzel szemben a folyami fiállócsiga (*Viviparus acerosus*) inkább a melegebb szakaszokhoz kötődik, különösen a Melegvíz-csatorna torkolata és a sarkantyúk térségében. Ugyanakkor állományának nagysága az idősor végére jelentős csökkenést mutat.

A közönséges particsiga (*Bithynia tentaculata*) minden vizsgálati évben nagyobb mennyiségben fordult elő a melegebb vizekben, míg a folyami bődöncsiga (*Theodoxus fluviatilis*) mind a hideg-, mind a melegvízi szakaszokon rendszeresen jelen volt.

Az idegenhonos *Corbicula* fajok előfordulása szintén jellegzetes mintázatot mutat. A *Corbicula fluminea* nagy egyedszámú populációi minden vizsgálati évben elsősorban a melegvízi szakaszokon voltak kimutathatók, ugyanakkor állományuk 2024-re jelentősen csökkent. A *Corbicula fluminalis* ritkább faj, kisebb egyedszámokkal jellemezhető, és a bal parton alig jelenik meg, azonban a melegvízi szakaszokon stabilan előfordul.

A vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) szintén nagyobb mennyiségben volt jelen a melegvízi szakaszokon, különösen a vizsgálati időszak elején, azonban állománya az idősor végére jelentősen visszaesett. Hasonló tendencia figyelhető meg az Unionidae fajok esetében is: a kínai tavikagyló (*Sinanodonta woodiana*), valamint a festő- és hegyes folyami kagyló (*Unio pictorum*, *Unio tumidus*) a korábbi években még rendszeresen előfordult a melegvízi szakaszokon, de később egyre kisebb egyedszámban volt kimutatható.

Ezzel szemben a Malacostraca csoport több faja – különösen a tegzes bolharák (*Chelicorophium curvispinum*), valamint a Gammaridae fajok (Dikerogammarus fajok, *Echinogammarus ischnus*, *Obesogammarus obesus*) – mind a hideg-, mind a melegvízi szakaszokon tartósan és nagy egyedszámban jelen volt. Hasonló mintázat figyelhető meg egyes vízirovar-lárvák esetében is, például

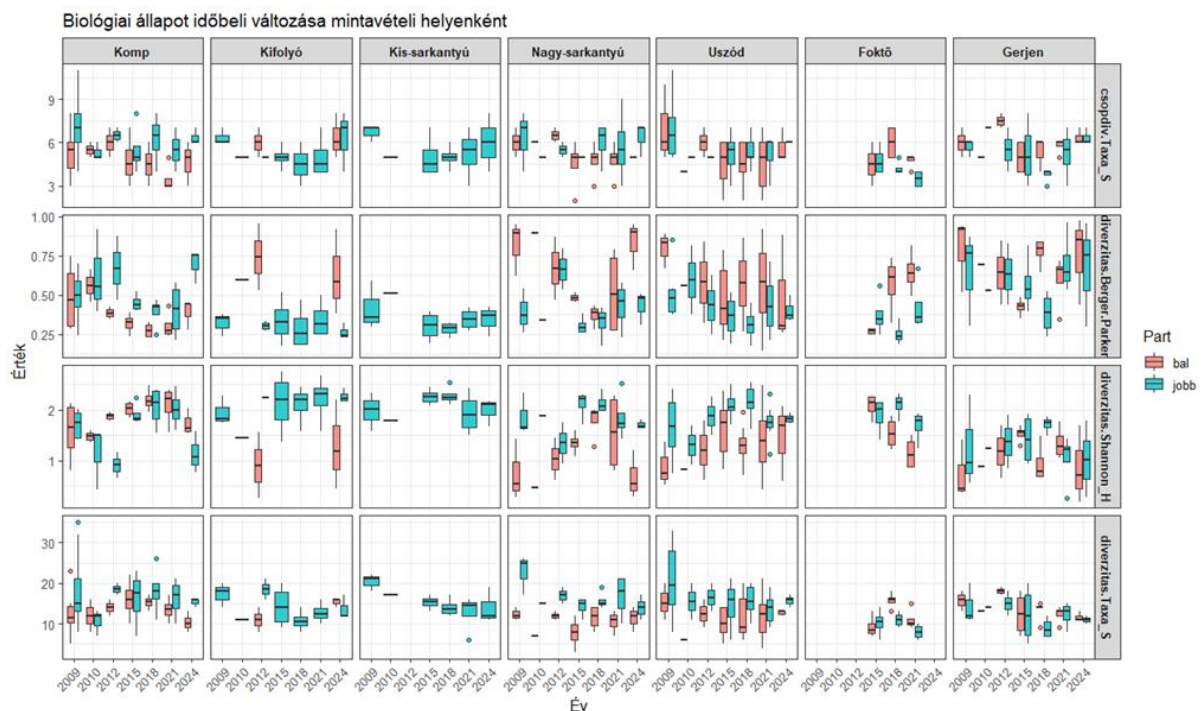
a sárgalábú folyami szitakötő (*Gomphus flavipes*) és a szövőtegzes fajok (*Hydropsyche bulgaromanorum*, *H. contubernalis*) mindkét típusú élőhelyen kimutathatók voltak.

Az egyes taxonok eltérő előfordulási mintázatai jól jelzik, hogy a hőterhelés fajspecifikus hatásokat eredményez, amely a közösség szerkezetében differenciált módon jelenik meg.

Közösségszerkezeti változások

A makrogerinctelen közösségek biológiai állapota a vizsgált időszakban minden helyszínen változékony, azonban egyértelmű, hosszú távú trend nem azonosítható (40. ábra). A taxonszám és a diverzitás közepes tartományban ingadozik, az egyes évek között jelentős különbségekkel. Több helyszínen – különösen a Komp, Nagy-sarkantyú és Uszód szakaszokon – visszaesések és emelkedések váltják egymást. A dominancia erősen változó: egyes években néhány taxon meghatározóvá válik, más években kiegyenlítettebb közösségszerkezet figyelhető meg. A Shannon-diverzitás ennek megfelelően ingadozik, a dominancia változásával párhuzamosan.

A helyszínek között különbségek mutatkoznak. A kifolyóhoz közeli szakaszok (Kifolyó, Uszód, részben Nagy-sarkantyú) nagyobb ingadozást mutatnak, míg a Kis-sarkantyú és részben Gerjen kiegyensúlyozottabb mintázatot ad. A bal és jobb part közötti eltérések következetesen megjelennek: a jobb parton gyakran magasabb taxonszám és diverzitás, míg a bal parton időszakosan nagyobb dominancia figyelhető meg. A változások elsősorban a taxonok relatív arányának módosulásában jelennek meg, nem pedig a fajkészlet jelentős átalakulásában (41. ábra).



41. ábra. A makrogerinctelen közösségek biológiai állapotának időbeli változása mintavételi helyenként. Az egyes panelek a különböző helyszíneket, míg a sorok a vizsgált mutatókat (csoportonkénti taxonszám, Berger–Parker dominancia, Shannon-diverzitás, teljes taxonszám) mutatják. A bal és jobb part külön jelölve szerepel.

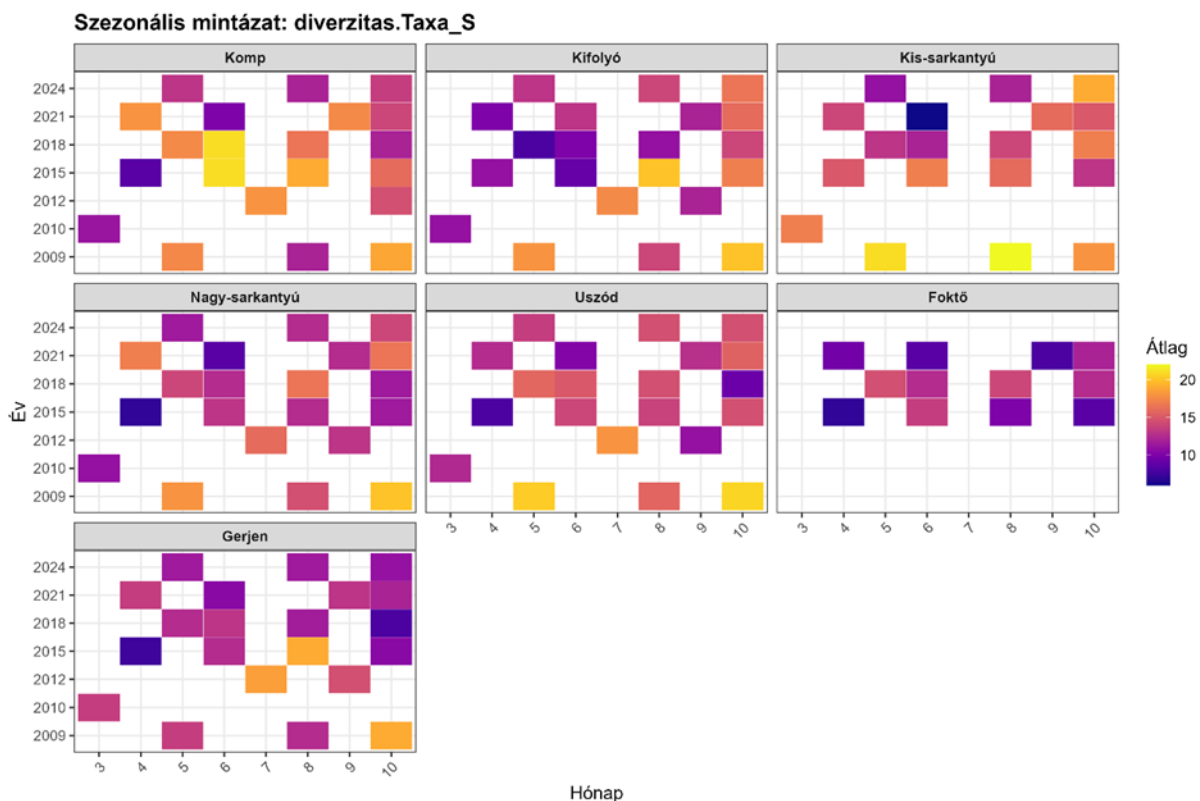
A taxonszám és a diverzitás jellemzően a nyári–kora őszi időszakban magasabb, míg tavasszal alacsonyabb értékek figyelhetők meg (41. ábra). A szezonális dinamika azonban nem minden évben azonos, a csúcsok időzítése és intenzitása változó. A dominancia nem mutat egyértelmű szezonális mintázatot, inkább mozaikos eloszlás jellemzi, ami a közösségi szerkezet időbeli átrendeződésére utal. A helyszínek között különbségek figyelhetők meg: a kifolyóhoz közeli szakaszokon a mintázatok

erősen változékonyak, míg a Kis-sarkantyú és részben Gerjen kiegyensúlyozottabb képet mutat. Hosszabb időléptékben egyirányú trend nem azonosítható, az egyes évek közötti különbségek dominálnak (41. ábra).

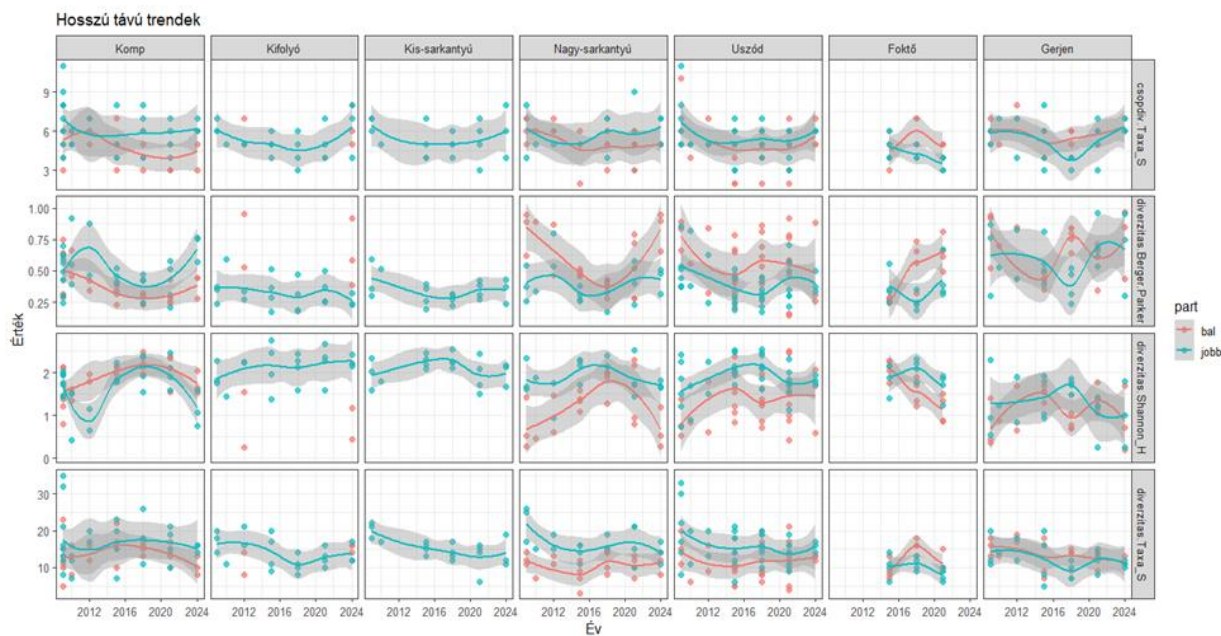


42. ábra. Szezonális és hosszú távú mintázatok a közösségi mutatókban (heatmap ábrázolás). A színezés az adott mutató értékének relatív nagyságát jelzi hónap és év szerint, helyszínenként bontva.

A taxonszám szezonális mintázata egyértelmű: a legtöbb helyszínen tavasszal alacsonyabb értékek jellemzők, majd a vegetációs időszak előrehaladtával növekedés figyelhető meg, és a maximum jellemzően nyár végén jelentkezik (42. ábra). Ez a tendencia különösen a Komp, Kifolyó és Uszód szakaszokon következetes. A szezonális változás mértéke azonban évfüggő. Egyes években kifejezett csúcsok jelennek meg, míg más években a taxonszám végig közepes tartományban marad. A kifolyóhoz közeli szakaszokon nagyobb ingadozás és gyakoribb szélső értékek figyelhetők meg, míg a Kis-sarkantyú és Gerjen kiegyensúlyozottabb mintázatot mutat. Hosszú távon egyértelmű trend nem azonosítható; a taxonszám alakulását a szezonális dinamika és az évek közötti különbségek együttesen határozzák meg (43. ábra).



43. ábra. A makrogerinctelen közösségek teljes taxonszámának szezonális és évenkénti változása mintavételi helyenként. A panelek a helyszíneket, a tengelyek az éveket és a mintavételi hónapokat mutatják, a színezés a taxonszám nagyságát jelzi.



44. ábra. A közösségi mutatók hosszú távú alakulása a vizsgált időszakban. A pontok az egyedi megfigyeléseket, a görbék az illesztett trendeket, a szürke sáv a becslési bizonytalanságot jelzi. A bal és jobb part külön ábrázolva.

A közösségi mutatók egyik helyszínen sem mutatnak egyértelmű, lineáris irányú változást **(44. ábra)**. A mintázatok jellemzően hullámzó jellegűek, csökkenési és növekedési szakaszok váltakozásával. A dominancia és a diverzitás egymással ellentétes irányban változik: a dominancia növekedését a diverzitás csökkenése kíséri, és fordítva. A taxonszám ezzel szemben kisebb mértékű ingadozást mutat. A helyszínek között különbségek figyelhetők meg. A kifolyóhoz közeli szakaszokon erősebb ingadozások jelentkeznek, míg más helyszíneken kiegyensúlyozottabb mintázatok láthatók. A bal és jobb part közötti eltérések tartósan fennmaradnak. Összességében a közösségek hosszú távon nem mutatnak egyértelmű irányú változást, hanem dinamikusan változó rendszerként jellemezhetők **(44. ábra)**.

3.4.2.5. Összefoglalás

A makrogerinctelen-adatok alapján a vizsgált Duna-szakasz közösségszerkezete taxongazdag, ugyanakkor erősen koncentrált, néhány domináns taxon által meghatározott. A domináns taxonok tartós jelenléte stabil alapstruktúrát ad, míg a ritkább és időszakosan megjelenő taxonok a közösségi variabilitáshoz járulnak hozzá. A közösségek időbeli alakulását kifejezett szezonális dinamika és jelentős interannuális változékonyság jellemzi, ugyanakkor egyirányú, hosszú távú trend nem azonosítható. A taxonszám és diverzitás jellemzően a nyári–kora őszi időszakban magasabb, míg tavasszal alacsonyabb értékeket mutat, de a mintázat évről évre változó. A dominancia mozaikos mintázata a közösségi szerkezet folyamatos átrendeződésére utal. A helyszínek között következetes különbségek figyelhetők meg. A kifolyóhoz közeli szakaszok nagyobb változékonyságot mutatnak, míg más helyszínek kiegyensúlyozottabb mintázatot adnak. A bal és jobb part közötti eltérések tartósan fennmaradnak, ami az élőhelyi különbségek meghatározó szerepét jelzi. A melegvíz által befolyásolt és referenciajellegű szakaszok közösségei részben eltérnek egymástól, azonban a különbségek elsősorban a taxonok relatív abundanciájában jelennek meg. Ez arra utal, hogy a hőterhelés hatása fajspecifikus módon, a közösség szerkezetének átrendeződésében jelentkezik. Összességében a vizsgált szakaszon egy dinamikusan változó, folyamatosan átrendeződő makrogerinctelen-közösség rajzolódik ki, amelyben a főbb taxonómiai elemek tartósan jelen vannak, miközben a relatívabundancia-viszonyok időben és térben módosulnak.

3.4.3. A makrogerinctelenek és abiotikus környezeti változók integrált statisztikai elemzése

3.4.3.1. Célkitűzés

A vizsgálat célja a makrogerinctelen közösségek szerkezetét befolyásoló környezeti tényezők integrált értékelése volt a rendelkezésre álló biotikai adatok, valamint a hozzájuk kapcsolódó hidrológiai, hidromorfológiai és vízkémiai háttérváltozók együttes elemzésével. Ennek keretében a kibocsátás hatásának, valamint az alvízi szakaszra jellemző élőhelyi viszonyok szerepét vizsgáltuk.

Az elemzés központi kérdése annak meghatározása volt, hogy a kibocsátáshoz kapcsolódó hőmérsékleti többlet vagy hőterhelés (ΔT) kimutatható, önálló hatással rendelkezik-e a makrogerinctelen közösségek szerkezetére. Ennek megfelelően azt teszteltük, hogy a ΔT hatása fennmarad-e az aljzatösszetétel, a vízkémiai háttér és az időbeli változók (év, hónap) egyidejű figyelembevételével.

3.4.3.2. Adatok

A vizsgálat alapját összesen 278 makrogerinctelen mintavételi esemény képezte, amelyek a vizsgált Duna-szakaszon, eltérő időpontokban és helyszíneken történtek. A teljes adatállomány azonban nem

minden esetben tartalmazta a szükséges környezeti háttérváltozókat, ezért az integrált statisztikai elemzésekhez egy szűkebb, de konzisztens adatbázist állítottunk össze.

A minták közül 75 esetben álltak rendelkezésre a hidrológiai és vízhőmérsékleti modellezésből származó adatok, amelyek lehetővé tették a hőterhelés (ΔT) kvantitatív jellemzését. Ezen minták egy részéhez mért vízkémiai és vízfizikai paraméterek is kapcsolódtak, így ezek a minták képezték az integrált elemzések alapját.

Az összevont adatbázis több, egymással összekapcsolt változócsoporthoz tartozott. A biotikai komponens a makrogerinctelen közösségek fajszintű abundanciaadatait foglalta magában. Ehhez kapcsolódtak a hidrológiai és hőmérsékleti változók, beleértve a vízhozamot, a vízsebességet (felszíni és mederfenéki), a vízállást, az abszolút vízhőmérsékletet, valamint a ΔT -t, amely a hőterhelés mértékét reprezentálta. A környezeti háttér további részét a vízkémiai és fizikai paraméterek alkották, amelyek a tápanyagviszonyokat, az oxigénellátottságot, a vezetőképességet és a szervesanyag-terhelést jellemezték. Az élőhelyi viszonyokat az aljzatösszetételi változók írták le, amelyek a mederanyag szerkezetére és heterogenitására utaltak. Az elemzéseket azon mintákra korlátoztuk, amelyek esetében a biotikai és környezeti változók együttesen rendelkezésre álltak, biztosítva a prediktorok összehasonlíthatóságát és a modellek robusztus értelmezhetőségét.

3.4.3.3. *Módszer*

A makrogerinctelen közösségek összetételének változását permutációs varianciaanalízissel (PERMANOVA) vizsgáltuk Bray–Curtis alapú disszimilaritási mátrixon. Az elemzést 999 permutációval végeztük, és a prediktorok hatását egymástól függetlenül, szekvenciálisan értékeltük (by = terms).

A modellben a következő magyarázó változók szerepeltek: a hőterhelést reprezentáló ΔT , az időbeli változók (év és hónap), valamint az aljzat- és vízkémiai viszonyokat leíró főkomponens-tengelyek (SPC.1, SPC.2, CPC.1, CPC.2). A ΔT hatásának kontextusfüggését interakciós modell segítségével vizsgáltuk, amely a ΔT és az időbeli, illetve élőhelyi változók közötti kölcsönhatásokat is tartalmazta ($\Delta T \times \text{év} \times \text{hónap} \times \text{SPC.1}$).

A prediktorok közötti multikollinearitást variancia inflációs faktor (VIF) analízissel ellenőriztük, és nem találtunk olyan mértékű együttjárást, amely a modellek értelmezhetőségét korlátozta volna. A közösségi mintázatok vizualizálására Bray–Curtis alapú főkoordináta-analízist (PCoA) alkalmaztunk, amely lehetővé tette a minták közötti különbségek többdimenziós térben történő ábrázolását.

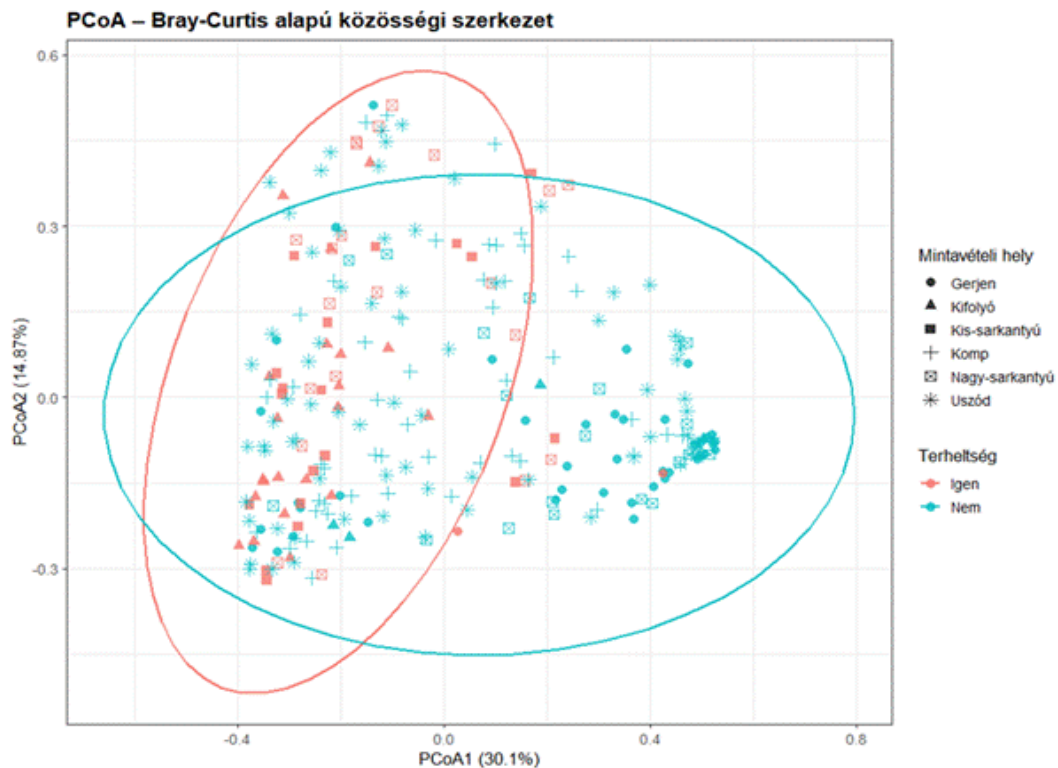
3.4.3.4. *Eredmények*

Közösségi mintázatok

A PCoA eredményei alapján a makrogerinctelen közösségek egy folytonos variációs térben helyezkednek el, a terhelésnek kitett és nem kitett szakaszok éles elkülönülése nélkül (44. ábra). A terhelt és nem terhelt minták között részleges eltolódás figyelhető meg, ugyanakkor jelentős átfedés marad fenn. A két fő tengely a közösségi különbségek jelentős részét magyarázza, így az ábra a teljes variabilitás meghatározó részét reprezentálja.

A terheltség hatása részben kimutatható: a nem terhelt minták jellemzően a tengely egyik, míg a terhelt minták a másik irányába tolódnak el. Az átfedés ugyanakkor jelentős, ami arra utal, hogy a hőterhelés hatása nem kizárólagos, és a közösségi szerkezetet más tényezők is befolyásolják. A mintavételi helyek szerinti elkülönülés nem markáns. Az egyes helyszínekhez tartozó minták nagy kiterjedésben jelennek meg a térben, ami az adott helyeken belüli magas változékonyságra utal. Ugyanakkor egyes szakaszokon irányított eltolódás figyelhető meg, ami részleges közösségi különbségekre utal. A nem terhelt minták nagyobb szórását, míg a terhelt minták koncentráltabb elrendeződést mutatnak. Ez a közösségek eltérő variabilitására utal, a nem terhelt minták nagyobb, míg a terhelt minták kisebb

szórásával (45. ábra). Az ordinációs térben megfigyelhető eltolódás összhangban van a PERMANOVA eredményekkel, és arra utal, hogy a ΔT hatása a közösségi különbségek egyik, de nem kizárólagos magyarázója.



45. ábra. A makrogerinctelen közösségek szerkezetének ordinációja Bray–Curtis alapú főkoordináta-analízissel (PCoA). A pontok mintákat jelölnek, a színek a hőterhelés jelenlétét/hiányát, az alakok a mintavételi helyeket mutatják.

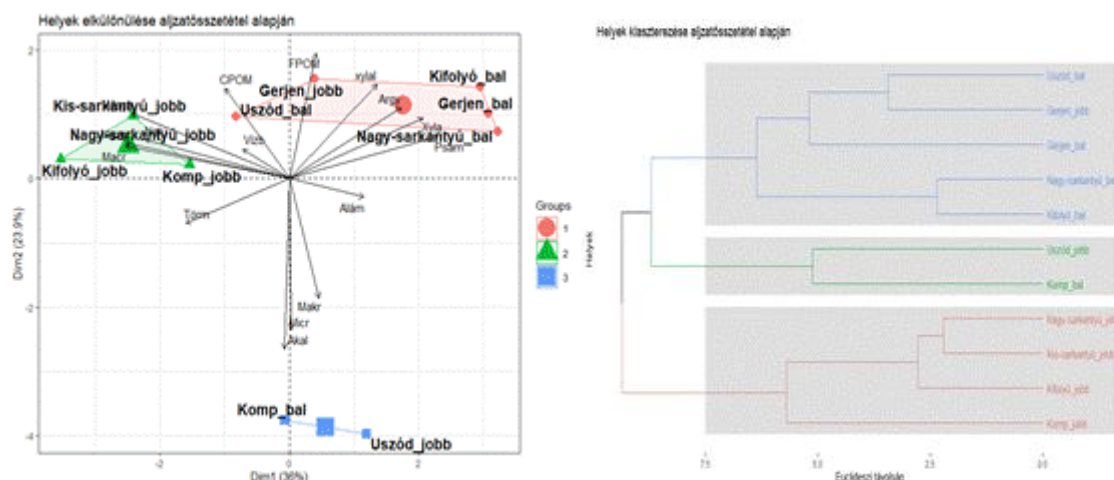
Aljzatösszetétel alapú élőhelyi mintázatok

Az elemzés egyértelműen strukturált mintázatot mutat a mintavételi helyek között (6. ábra). A klaszterezés alapján három elkülönülő csoport azonosítható, amelyek döntően a part szerinti elhelyezkedéssel esnek egybe (46. ábra, jobb panel). Az egyik csoportba elsősorban bal parti helyszínek tartoznak (pl. Uszód_bal, Gerjen_bal, Nagy-sarkantyú_bal, Kifolyó_bal), amelyek egymáshoz hasonló aljzatösszetétellel jellemezhetők. A harmadik csoportot a jobb parti helyszínek alkotják (pl. Nagy-sarkantyú_jobb, Kis-sarkantyú_jobb, Kifolyó_jobb, Komp_jobb), amelyek szintén egymáshoz hasonlóak, ugyanakkor jól elkülönülnek a bal parti mintáktól. A két fő csoport között egy kisebb, átmeneti jellegű csoport jelenik meg (pl. Uszód_jobb, Komp_bal), amely köztes élőhelyi viszonyokat reprezentál.

Az ordinációs ábra megerősíti a klaszterezés eredményeit: a mintavételi helyek elkülönülése az aljzatösszetétel fő grádiensei mentén történik. Az egyes aljzatkomponensek (pl. finom szerves anyag, homok, kavics frakciók) hozzájárulása jól értelmezhető irányokat határoz meg az ordinációs térben, amelyek mentén a helyszínek különülnek el (46. ábra, bal panel).

Az eredmények alapján az aljzatösszetétel a vizsgált szakaszon nem véletlenszerűen, hanem erősen strukturált módon változik, és elsődlegesen part szerinti mintázatot követ. Ez arra utal, hogy a két part között következetes hidromorfológiai és üledékszerkezeti különbségek állnak fenn. Az aljzat ilyen jellegű strukturáltsága alapvető élőhelyi kontrollt jelent a makrogerinctelen közösségek számára, és

meghatározó szerepet játszhat a környezeti hatásokra, így a hőterhelésre adott közösségi válaszok alakulásában.



46. ábra. A mintavételi helyek elkülönülése aljzatösszetétel alapján (euklideszi távolság, hierarchikus klaszterezés és ordináció).

Környezeti és időbeli tényezők hatása a közösségi szervezetre

A PERMANOVA elemzés alapján a makrogerinctelen közösségek összetételét több környezeti és időbeli változó együttesen befolyásolta. A legerősebb hatást a hónap mutatta ($R^2 = 0,225$; $p = 0,001$), ami kifejezett szezonális dinamikára utal. Az év szintén szignifikáns magyarázó tényezőnek bizonyult ($R^2 = 0,123$; $p = 0,001$), jelezve, hogy a közösségi szerkezet hosszabb távon is változott a vizsgált időszakban. A hőterhelést reprezentáló ΔT hatása szintén szignifikáns volt ($R^2 = 0,058$; $p = 0,001$), ami különösen fontos eredmény, mivel ez a hatás az aljzatösszetétel, a vízkémiai háttér és az időbeli változók együttes figyelembevételével is fennmaradt.

Az aljzatösszetétel első főkomponense (SPC.1) szintén szignifikáns hatást mutatott ($R^2 = 0,049$; $p = 0,001$), ami arra utal, hogy a mederanyag szerkezete meghatározó szerepet játszik a közösségek szerveződésében. Ezzel szemben a vízkémiai főkomponensek (CPC.1 és CPC.2) nem bizonyultak szignifikánsnak, ami arra utal, hogy ebben a modellben a közösségi mintázatok erősebben kapcsolódtak az időbeli változókhoz, az aljzatösszetételhez és a hőterheléshez, mint a vizsgált vízkémiai grádiensekhez. A modell teljes magyarázóereje megközelítette az 50%-ot (~49%), ami jelentős magyarázó kapacitást jelez többváltozós közösségökológiai elemzés esetében. A prediktorok hatásának erőssége egyértelmű mintázatot mutat: a szezonális dinamika (hónap) domináns, ezt követi az interannuális változékonyság (év), míg a ΔT és az aljzat hatása másodlagos.

A ΔT hatás értelmezése

Az interakciós modellek alapján a ΔT hatása nem önmagában, hanem az élőhelyi és időbeli háttérrel együtt alakítja a közösségi válaszokat. Az interakciós modell eredményei alapján több szignifikáns kölcsönhatás azonosítható. A ΔT és az aljzat fő grádiense közötti kapcsolat ($\Delta T \times \text{SPC.1}$; $p = 0,001$) élőhelyfüggő hatásra utal, vagyis az aljzattípusok eltérően befolyásolják a közösségek válaszát a hőmérsékleti változásokra. A hónap és az aljzat közötti interakció (hónap $\times$ SPC.1; $p = 0,040$) a szezonális dinamika élőhelyfüggését jelzi, míg az év és a hónap közötti kölcsönhatás ($p = 0,027$) az interannuális és szezonális mintázatok összekapcsolódására utal.

A diverzitási mutatók elemzése eltérő válaszmintázatokat mutatott. A Shannon-diverzitás esetében a ΔT szignifikáns hatást mutatott ($p = 0,041$), ami a közösségek egyenletességének változására utal. A

taxongazdagságot elsősorban az élőhelyi és részben a vízkémiai grádiensek befolyásolták, különösen az aljzatösszetétel első főkomponense (SPC.1) és a vízkémiai változók közül a CPC.2. A Berger–Parker dominanciaindex esetében erőteljes szezonális hatás volt kimutatható, míg az egyedszám nem mutatott szignifikáns kapcsolatot a vizsgált környezeti változókkal.

Az eredmények alapján a közösségek szerkezetét több tényező együttesen alakítja, amelyben a szezonális dinamika és az élőhelyi viszonyok meghatározó szerepet játszanak. A ΔT hatása ezen tényezők mellett is kimutatható, és élőhelyfüggő módon jelenik meg. A hőterhelés hatása a hidromorfológiai és aljzatviszonyok figyelembevételével értelmezhető. A kimutatott kapcsolatok statisztikai összefüggéseket jeleznek, és nem értelmezhetők közvetlen ok-okozati kapcsolatként.

3.4.3.5. Összefoglalás

Az integrált statisztikai elemzések alapján a makrogerinctelen közösségek szerkezetét több, egymással összefüggő környezeti és időbeli tényező alakítja. A közösségi mintázatok egy folytonos variációs térben helyezkednek el, éles elkülönülés nélkül, ami a rendszer többtényezős szabályozottságára utal. A közösségi különbségek legnagyobb részét az időbeli változók magyarázzák, különösen a szezonális dinamika. Az élőhelyi viszonyok közül az aljzatösszetétel szintén meghatározó szerepet játszik, és erősen strukturált, part menti mintázatot mutat. A hőterhelést reprezentáló ΔT hatása az egyéb tényezők figyelembevétele mellett is szignifikáns maradt. Ugyanakkor a hatás nagysága elmarad a szezonális és élőhelyi tényezőkétől, így a ΔT nem tekinthető elsődleges közösségszervező tényezőnek. A ΔT nem vezet éles elkülönüléshez a közösségek között, hanem a meglévő variációs térben okoz eltolódást. Az interakciós elemzések alapján a ΔT hatása élőhely- és időfüggő, különösen az aljzatösszetétellel és a szezonális dinamikával együtt értelmezhető. A különböző közösségi mutatók eltérő érzékenységet mutatnak: a diverzitási mutatók részben reagálnak, míg az abundancia nem mutat kapcsolatot a vizsgált változókkal. A különböző közösségi mutatók eltérő érzékenységet mutattak. A diverzitási mutatók, különösen a Shannon-diverzitás, reagáltak a ΔT változásaira, míg az egyedszám nem mutatott szignifikáns kapcsolatot a vizsgált környezeti tényezőkkel. Ez azt jelzi, hogy a hőterhelés elsősorban a közösségi szerkezetet és az egyenletességet befolyásolja, nem pedig a teljes abundanciát.

Összességében a vizsgálat azt mutatja, hogy a makrogerinctelen közösségek szerkezetét eltérő erősségű hatótényezők együttese alakítja, amelyben az időbeli dinamika és az élőhelyi viszonyok elsődleges szerepet játszanak. A ΔT ezen tényezők mellett is kimutatható, önálló hatással rendelkezik, azonban hatása kontextusfüggő, és csak az élőhelyi háttér figyelembevételével értelmezhető megfelelően. Összességében a hőterhelés a közösségi szerkezetet befolyásoló, de a szezonális és élőhelyi tényezőknél gyengébb, kontextusfüggő hatásként értelmezhető.

3.4.4. Az erőművi hőterhelés közösségszerkezeti hatásainak elemzése és küszöbértékeinek meghatározása makrogerinctelen adatok alapján

3.4.4.1. Célkitűzés

A fejezet célja annak vizsgálata volt, hogy a hőterhelés a makrogerinctelen közösségek összetétele alapján térben kimutatható-e, és a feltételezett hatásterület milyen mértékben terjed ki a vizsgált szakaszon. Ennek keretében különböző terhelési scenáriók mentén teszteltük, hogy a közösségi szerkezet alapján elkülöníthetők-e a terhelt és nem terhelt szakaszok.

További cél volt annak meghatározása, hogy a makrogerinctelen közösségek válaszai a hőterhelési gradiens mentén lineáris vagy küszöbszerű mintázatot követnek-e, valamint, hogy azonosíthatók-e ökológiailag értelmezhető kritikus ΔT tartományok.

3.4.4.2. Módszer

A hőterhelés térbeli kiterjedésének vizsgálatára négy, egymásra épülő terhelési scenáriót definiáltunk. Az első scenárióban (Terhel 1) a hőterhelés a kifolyó közvetlen környezetére korlátozódott, míg a további scenáriókban (Terhel 2–4) a feltételezett hatásterület a jobb part mentén fokozatosan bővült egészen Uszódig (**47. ábra**). A scenáriók célja annak tesztelése volt, hogy a terheltnak tekintett és kontrollként kezelt mintavételi helyek közösségi összetétele elkülönül-e egymástól. Az összetételbeli különbségeket Bray–Curtis alapú disszimilaritási mátrixon végzett permutációs varianciaanalízissel (PERMANOVA) vizsgáltuk.

Terhel 1			Terhel 2			Terhel 3			Terhel 4		
Hely	Jobb	Bal	Hely	Jobb	Bal	Hely	Jobb	Bal	Hely	Jobb	Bal
Paks komp			Paks komp			Paks komp			Paks komp		
Kifolyó			Kifolyó			Kifolyó			Kifolyó		
Kis sark.			Kis sark.			Kis sark.			Kis sark.		
Nagy sark.			Nagy sark.			Nagy sark.			Nagy sark.		
Uszód			Uszód			Uszód			Uszód		
Gerjen			Gerjen			Gerjen			Gerjen		

47. ábra. A hőterhelés térbeli kiterjedését tesztelő 4 scenárió.

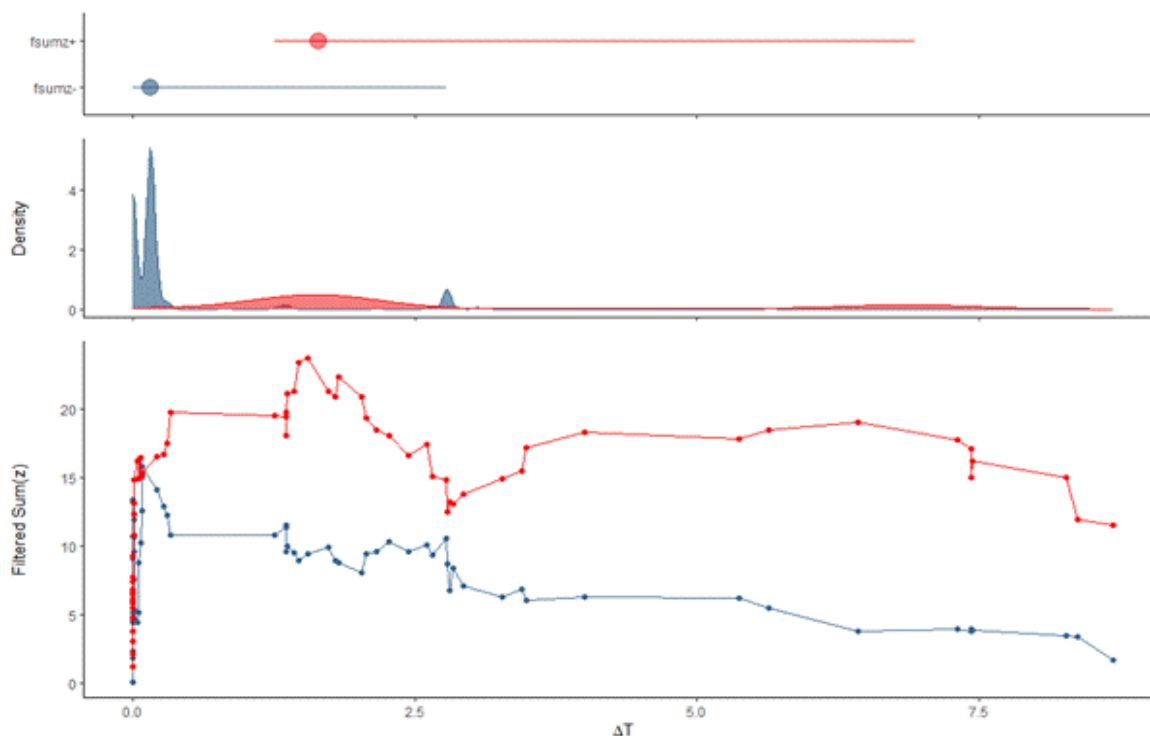
A hőterhelés ökológiai küszöbértékeinek azonosítására Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN2) módszert alkalmaztunk R környezetben. A TITAN olyan közösségökológiai eljárás, amely a taxonok egyedi válaszait vizsgálja egy folytonos környezeti gradiens mentén, és azt keresi, hogy az egyes fajok abundanciája hol mutat szignifikáns irányváltást vagy küszöbszerű változást. A módszer előnye, hogy nemcsak fajszintű válaszpontokat azonosít, hanem ezek összegzésével közösségi szintű ökológiai küszöbértékek meghatározására is alkalmas.

A környezeti gradiens változójaként a ΔT értékeket használtuk, míg a biológiai mátrixot a fajszintű abundanciaadatok alkották. Az abundanciaadatok $\log(1+x)$ transzformációnak vetettük alá a domináns taxonok hatásának mérséklése érdekében. Az elemzést 500 permutációval és 500 bootstrap ismétléssel futtattuk a küszöbpontok stabilitásának értékelésére. A módszer a ΔT gradiens mentén csökkenő (z-) és növekvő (z+) válaszokat mutató taxonokat különíti el. A fajszintű válaszokat közösségi szinten az összesített indikátorértékek ($\text{sum}(z-)$, $\text{sum}(z+)$) segítségével értékeltük.

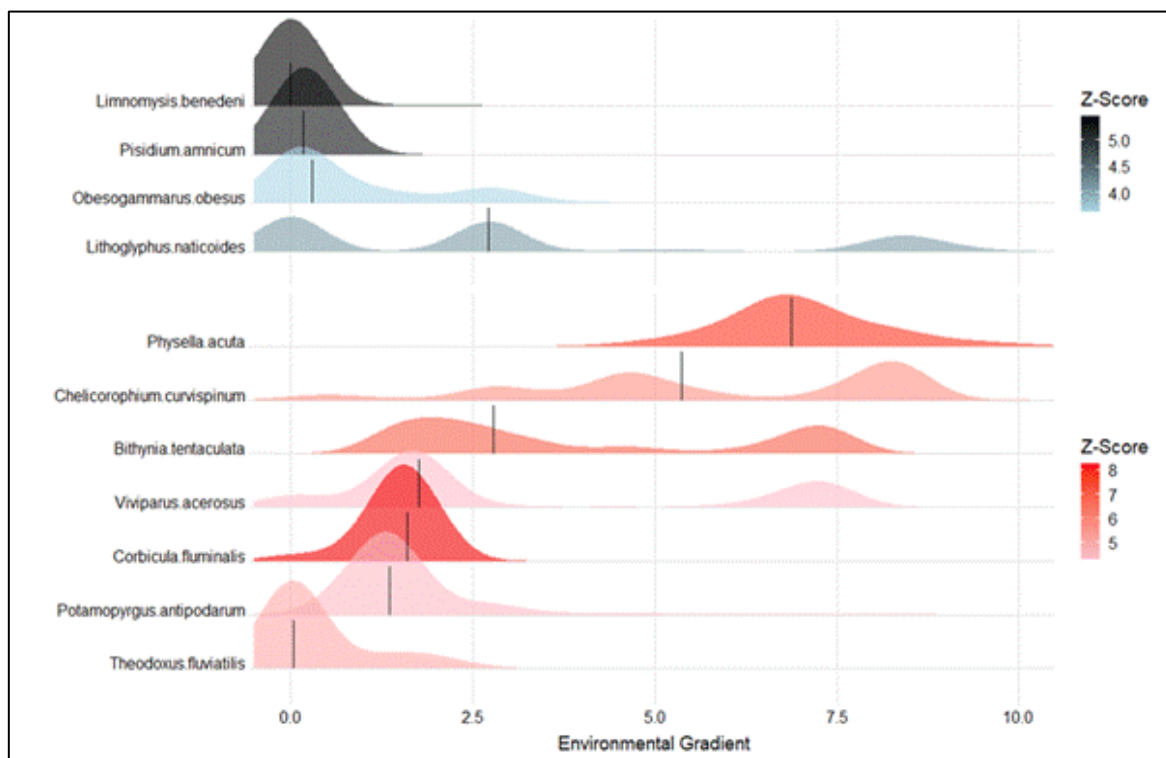
3.4.4.3. Eredmények

A PERMANOVA elemzés alapján mind a négy vizsgált scenárió esetén szignifikáns különbség volt kimutatható a kontroll és a terheltnak tekintett mintavételi helyek közösségi összetétele között ($p < 0,05$).

A TITAN elemzés egyértelmű, nemlineáris közösségi válaszokat mutatott a ΔT gradiens mentén, ami a hőterheléshez kapcsolódó, gradiens mentén szerveződő közösségi válaszokra utal (**46. ábra**). A közösségi szintű $\text{sum}(z)$ görbék alapján a negatív válasú taxonok (z-) küszöbértékei az alacsony ΔT tartományban koncentráálódtak (0–2 °C), míg a pozitív válasú taxonok (z+) küszöbpontjai magasabb ΔT értékeknél jelentek meg (2–8 °C). Ez a mintázat azt jelzi, hogy az érzékeny fajok már alacsony hőterhelés mellett visszaszorulnak, míg a toleráns fajok dominanciája fokozatosan, magasabb ΔT tartományban növekszik (**48. ábra**).



48. ábra. A makrogerinctelen közösségek válasza a hőterhelési gradiens mentén a TITAN elemzés alapján. A görbék az összesített pozitív toleráns taxonok ($z+$, piros szín) és negatív érzékeny taxonok ($z-$, kék szín) válaszait mutatják.



49. ábra. Fajspecifikus válaszgörbék a hőterhelési gradiens mentén (TITAN). Az egyes taxonok indikátorértékeinek eloszlása és küszöbpontjai láthatók

A fajspecifikus válaszok alapján **(49. ábra)** elkülöníthetők voltak az alacsony ΔT tartományhoz kötődő, csökkenő abundanciát mutató érzékeny taxonok (pl. *Limnomysis benedeni*, *Pisidium amnicum*, *Obesogammarus obesus*, *Lithoglyphus naticoides*), valamint a magasabb ΔT értékeknél növekvő abundanciát mutató toleráns fajok (pl. *Physella acuta*, *Chelicerophium curvispinum*, *Bithynia tentaculata*, *Viviparus acerosus*, *Corbicula fluminalis*, *Potamopyrgus antipodarum*, *Theodoxus fluviatilis*).

3.4.4.4. Összefoglalás

A PERMANOVA elemzések alapján a terhelt és kontroll szakaszok közösségi összetétele minden vizsgált scenárióban szignifikánsan eltért, azonban ez a különbség nem tulajdonítható egyértelműen kizárólag a hőterhelés hatásának, mivel az élőhelyi tényezők is hozzájárulhatnak a megfigyelt mintázatokhoz. A TITAN elemzés a ΔT gradiens mentén nemlineáris, küszöbszerű közösségi válaszokat mutatott. Az érzékeny (z-) taxonok válaszai az alacsony ΔT tartományban koncentráálódtak ($\approx 0-2$ °C), míg a toleráns (z+) taxonok válaszai magasabb ΔT értékeknél jelentek meg ($\approx 2-8$ °C). Ez a mintázat azt jelzi, hogy az érzékeny fajok visszaszorulása már alacsony hőterhelés mellett megindul, míg a toleráns fajok térnyerése magasabb ΔT tartományban válik meghatározóvá.

3.4.5. A BME modell eredményeinek felhasználásával a hatásterületek pontosítása a kritikus meteorológiai és hidrológiai állapotokban.

3.4.5.1. Célkitűzés

A fejezet célja a hőterhelés térbeli hatásainak pontosítása volt a BME hidrológiai és hőmérsékleti modelljeinek felhasználásával, különös tekintettel a kritikus meteorológiai és hidrológiai állapotokra. A vizsgálat a ΔT gradiens mentén jelentkező közösségi mintázatok azonosítására irányult, annak érdekében, hogy a hatásterületek ökológiai szempontú lehatárolása megvalósítható legyen. Emellett azt értékeltük, hogy a közösségi válaszok elsősorban mennyiségi (diverzitás), vagy minőségi (érzékenységalapú) változások formájában jelentkeznek.

3.4.5.2. Adatok

A BME modell által szolgáltatott ΔT értékeket a hőterhelési gradiens kvantitatív jellemzésére használtuk. A makrogerinctelen közösségek válaszait négy indikátor mentén értékeltük: a taxongazdagság (Taxa_S), a Shannon-diverzitás, az ASPT (Average Score Per Taxon), valamint a HMMI_LL EQR index.

Az ASPT egy érzékenység alapú mutató, amely a közösségben jelenlévő taxonokhoz rendelt toleranciaértékek átlagaként számítható, így a közösség minőségi összetételét jellemzi. Ennek megfelelően az ASPT a közösségi válaszok minőségi (érzékenység-alapú) változásainak detektálására szolgál, szemben a taxongazdagság és diverzitás mennyiségi jellegű mutatóival.

A magasabb ASPT értékek az érzékenyebb, jó állapotot jelző fajok nagyobb arányára, míg az alacsonyabb értékek toleráns, zavarástűrő taxonok dominanciájára utalnak. A közösségi mutatókat mintavételi egységeként számítottuk, és a ΔT értékekkel összekapcsolva elemeztük. Az aljzatösszetétel hatásának csökkentése érdekében egy szűkített adatállományt is létrehoztunk, amely kizárólag jobb parti, azonos aljzat-klaszterbe tartozó mintákat tartalmazott. Ez lehetővé tette a hőterhelés hatásának vizsgálatát részben homogénebb élőhelyi feltételek mellett.

3.4.5.3. Módszer

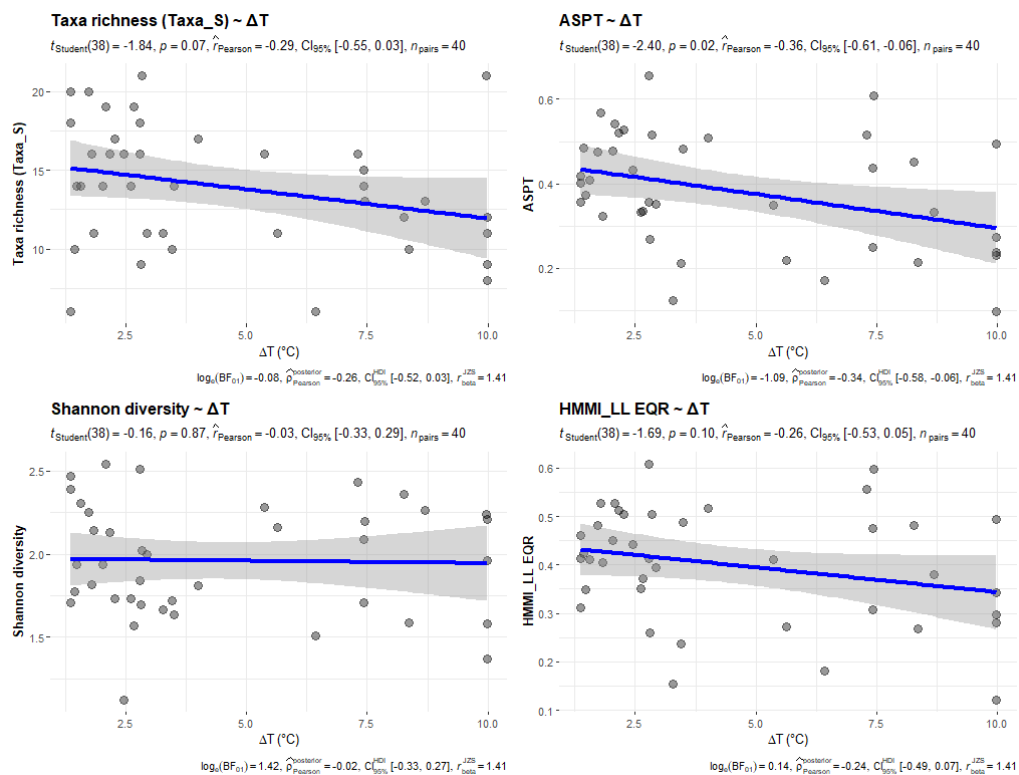
A ΔT és a közösségi mutatók közötti kapcsolatot lineáris modellek (LM) segítségével vizsgáltuk, amelyek lehetővé tették a trendek irányának és statisztikai szignifikanciájának értékelését. A modellek

eredményeit paraméterbecslések és konfidencia-intervallumok formájában értelmeztük. Az aljzat hatásának kontrollálása érdekében a modelleket a teljes és a szűkített adatállományon egyaránt illesztettük, így összehasonlíthatóvá vált a hőterhelés hatása eltérő élőhelyi heterogenitás mellett. A mintavételi helyek közötti különbségeket (Kifolyó, Kis-sarkantyú, Nagy-sarkantyú, Uszód) nemparaméteres Kruskal–Wallis teszttel értékeltük. Ez lehetővé tette annak vizsgálatát, hogy a közösségi mutatók értékei eltérnek-e a különböző szakaszok között. Az elemzések célja a hőterhelési gradiens mentén jelentkező mintázatok feltárása és a közösségi válaszok jellegének (lineáris vs. nemlineáris, mennyiségi vs. minőségi) leírása volt, nem pedig ok-okozati kapcsolatok bizonyítása.

3.4.5.4. Eredmények

Hőterhelés és fajgazdagság kapcsolata

A taxongazdagság (Taxa_S) és a ΔT között gyenge negatív kapcsolat volt megfigyelhető ($r = -0,29$; $p = 0,07$), azonban a kapcsolat nem bizonyult statisztikailag szignifikánsnak (50. ábra). A trend arra utal, hogy a hőterhelés növekedésével a fajszám mérséklődhet, ugyanakkor a kapcsolat jelentős szórással jellemezhető, különösen az alacsony ΔT tartományban. A taxongazdagság önmagában korlátozott érzékenységgel indikátora a hőterhelésnek. A Shannon-diverzitás esetében nem volt kimutatható szignifikáns kapcsolat a ΔT gradiens mentén ($p = 0,87$), ami arra utal, hogy a közösségek diverzitása a vizsgált tartományban viszonylag stabil marad (50. ábra). Az 50. ábra alapján alacsonyabb ΔT értékeknél a taxongazdagság nagyobb variabilitást mutat, míg magasabb ΔT értékeknél a taxonszám általában alacsonyabb tartományban helyezkedik el, és a magas taxonszámú megfigyelések ritkábbak. A mintavételi helyek eloszlása összhangban van ezzel a mintázattal: az alacsonyabb terhelésű szakaszokon (pl. Uszód) magasabb taxonszámok, míg a kifolyóhoz közeli, erősen terhelt szakaszokon alacsonyabb értékek figyelhetők meg (50. ábra).



50. ábra. A makrogerintelen közösségi metrikák és a hőterhelés (ΔT) közötti kapcsolatok lineáris modellek alapján.

Hőterhelés és közösségi érzékenység

Az ASPT értékek esetében egyértelműen negatív és statisztikailag szignifikáns kapcsolat volt kimutatható a ΔT növekedésével ($r = -0,36$; $p = 0,02$). Ez azt jelzi, hogy a hőterhelés emelkedésével a közösségekben az érzékeny taxonok aránya csökken, és a toleránsabb taxonok dominanciája növekszik (48. ábra). A HMMI_LL EQR szintén csökkenő tendenciát mutatott a ΔT mentén, azonban ez a kapcsolat nem bizonyult szignifikánsnak ($p = 0,10$), ami arra utal, hogy az összetett index ebben az esetben nem mutatott statisztikailag kimutatható kapcsolatot a hőterheléssel (50. ábra). A lineáris modellek alapján egyedül az ASPT mutatott statisztikailag szignifikáns kapcsolatot a ΔT -vel, míg a többi közösségi metrika nem (29. táblázat).

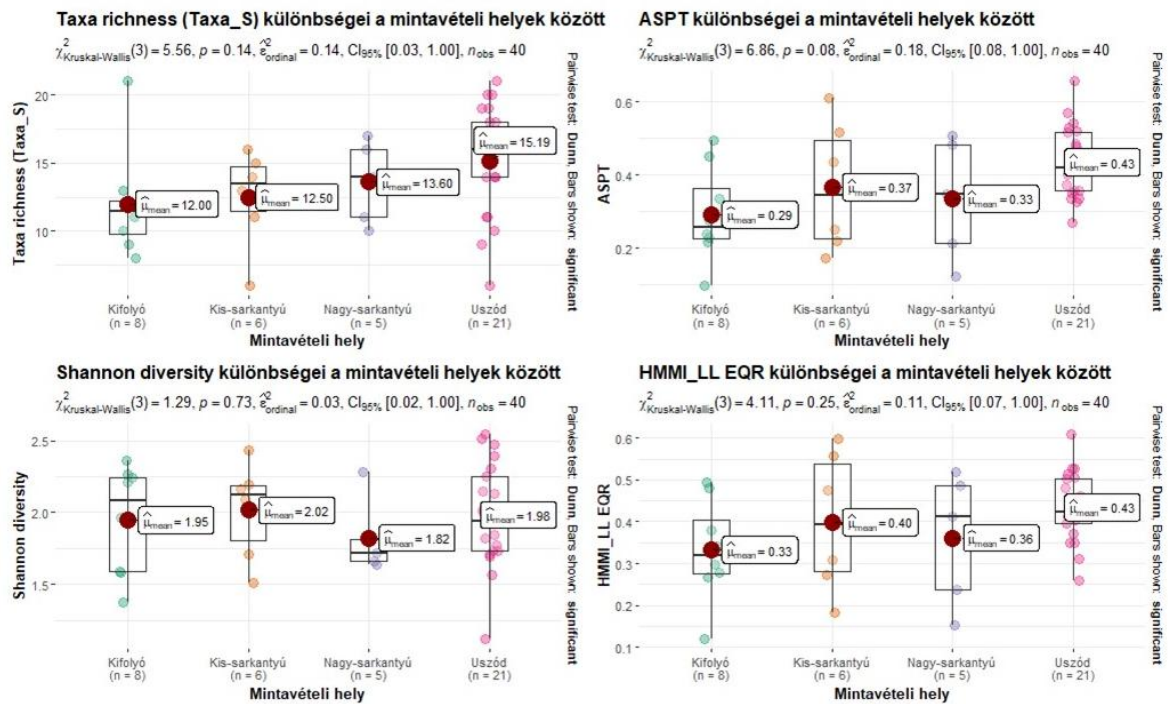
29. táblázat. A ΔT hatása a makrogerinctelen közösségi metrikákra

Metrika	Estimate	SE	t	R2	Adj_R2	F	p_model	AIC	BIC	N
Fajgazdagság (Taxa_S)	-0.37	0.20	-1.84	0.08	0.06	3.37	0.07	225.2	230.3	40
ASPT	-0.02	0.01	-2.41	0.13	0.11	5.78	0.02	-46.9	-41.8	40
Shannon diverzitás	0.00	0.02	-0.16	0.00	-0.03	0.03	0.87	32.4	37.4	40
HMMI_LL EQR	-0.01	0.01	-1.69	0.07	0.05	2.86	0.10	-54.8	-49.7	40

A lineáris modellek eredményei megerősítik a fenti mintázatokat. Az ASPT esetében a ΔT szignifikáns negatív hatást mutatott ($\beta = -0,0161$; $p = 0,021$), és a konfidencia-intervallum nem tartalmazta a nullát, ami stabil kapcsolatot jelez, ugyanakkor a magyarázóerő mérsékelt ($R^2 = 0,132$) (21. táblázat). A taxongazdagság (Taxa_S) esetében szintén negatív tendencia volt megfigyelhető ($\beta = -0,3686$), azonban ez csak határesetben volt szignifikáns ($p = 0,074$), és a kapcsolat bizonytalan maradt ($R^2 = 0,081$). A Shannon-diverzitás nem mutatott kimutatható kapcsolatot a ΔT -vel ($p = 0,874$; $R^2 = 0$), míg a HMMI_LL EQR esetében gyenge, nem szignifikáns negatív trend jelentkezett ($\beta = -0,0102$; $p = 0,099$) (29. táblázat).

Ezek az eredmények együttesen azt mutatják, hogy a hőterhelés hatása elsősorban a közösségek érzékenységi összetételében jelenik meg, míg a diverzitási mutatók és az összetett állapotmutatók kevésbé, vagy csak korlátozottan mutatják annak hatását.

A boxplotok a taxongazdagság (Taxa_S), az ASPT, a Shannon-diverzitás és a HMMI_LL EQR eloszlását mutatják a különböző helyszíneken (Kifolyó, Kis- és Nagy-sarkantyú, Uszód) (49. ábra). A pontok az egyedi mintákat jelölik, a dobozok a mediánt és az interkvartilis tartományt, a jelölt pontok az átlagértékeket mutatják. A csoportok közötti különbségeket Kruskal–Wallis teszttel értékeltük. Az ASPT esetében közel szignifikáns különbség figyelhető meg ($p = 0,08$), míg a fajgazdagság ($p = 0,14$), a Shannon-diverzitás ($p = 0,73$) és a HMMI_LL EQR ($p = 0,25$) nem mutattak szignifikáns eltérést. A mintázat ugyanakkor konzisztens gradiensen utal: az alacsonyabb hőterhelésű szakaszokon (pl. Uszód) magasabb közösségi értékek, míg a kifolyóhoz közeli, erősen terhelte szakaszokon alacsonyabb értékek jellemzők (51. ábra).



51. ábra. A makrogerintelen közösségi metrikák különbségei a mintavételi helyek között.

3.4.5.5. Összefoglalás

A BME modell eredményeivel integrált elemzés alapján a hőterhelés hatása a makrogerintelen közösségekben elsősorban a közösség összetételében jelentkezett. A ΔT növekedésével az érzékeny taxonok aránya csökkent, míg a toleráns taxonok aránya növekedett. A mintázatot legkövetkezetesebben az ASPT mutató jelezte, amely szignifikáns kapcsolatot mutatott a ΔT -vel. Ezzel szemben a taxongazdagság csak gyenge, nem szignifikáns trendet mutatott, míg a Shannon-diverzitás és a HMMI_LL EQR nem mutattak kimutatható kapcsolatot a hőterhelési gradiens mentén. Az eredmények alapján az érzékenységi alapú mutatók alkalmasabbak a hőterhelés ökológiai hatásainak detektálására, mint a diverzitási vagy összetett állapotmutatók, ugyanakkor a kimutatott kapcsolatok magyarázóereje mérsékelt.

3.4.6. Végső következtetések

- A Duna vizsgált szakaszán a makroszkopikus vízi gerintelen közösségek jelentős térbeli és időbeli változékonyságot mutatnak. A közösségi mintázatokat elsődlegesen a szezonális dinamika (hónap) és az élőhelyi különbségek, különösen az aljzatösszetétel határozzák meg. Ezek a tényezők a rendszer természetes variabilitását adják, és alapvető kontextust biztosítanak az értelmezéshez.
- A hőterhelés (ΔT) hatása a természetes háttérváltozók figyelembevételével is kimutatható: a hőterhelésnek kitett és nem kitett szakaszokon eltérő összetételű makrogerintelen közösségek fordulnak elő. Ugyanakkor a hőterhelés közösségszerkezeten mérhető magyarázóereje mérsékelt, mint a vizsgált hónapok, illetve évek esetében kimutatott magyarázóerő.

- A küszöbérték-elemzés (TITAN) megerősíti ezt a mintázatot: egyes taxonok alacsony hőterhelés (ΔT) mellett mutatnak magas tömegességet és gyakoriságot (érzékeny taxonok), míg más taxonok magas hőterhelés értéknél (toleráns taxonok). Következésképpen a hőterhelés növelésével az érzékeny taxonok visszaszorulnak, míg a tűrőképes taxonok dominánsá válnak. Ez a folyamat alacsony hőterhelési tartományban ($0-2^{\circ}\text{C } \Delta T$) az érzékeny taxonok eltűnésével míg magasabb hőmérsékleti tartományban ($\Delta T > 2$) a toleráns taxonok megjelenésével és tömegessé válásával jellemezhető.
- A taxonok általános érzékenységén alapú mutató (pl. ASPT) alapján a hőterhelés hatására a közösség minőségi összetétele változik meg.
- A hőterhelés makroszkopikus vízi gerinctelen közösségekre kimutatott negatív hatása ellenére nem találtunk olyan statisztikailag igazolható összefüggést, mely alapján a hőterhelés (ΔT) negatívan befolyásolja a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség ökológiai értékét (EQR érték).
- A maximális hőmérséklet 30°C -ról 32°C -ra történő emelése szakértői vélemény alapján további változásokat generál a makroszkopikus vízi gerinctelen közösségekben, azonban annak EQR értékre gyakorolt negatív hatása az átadott adatok alapján statisztikai értelemben nem igazolható.

3.5. Halak

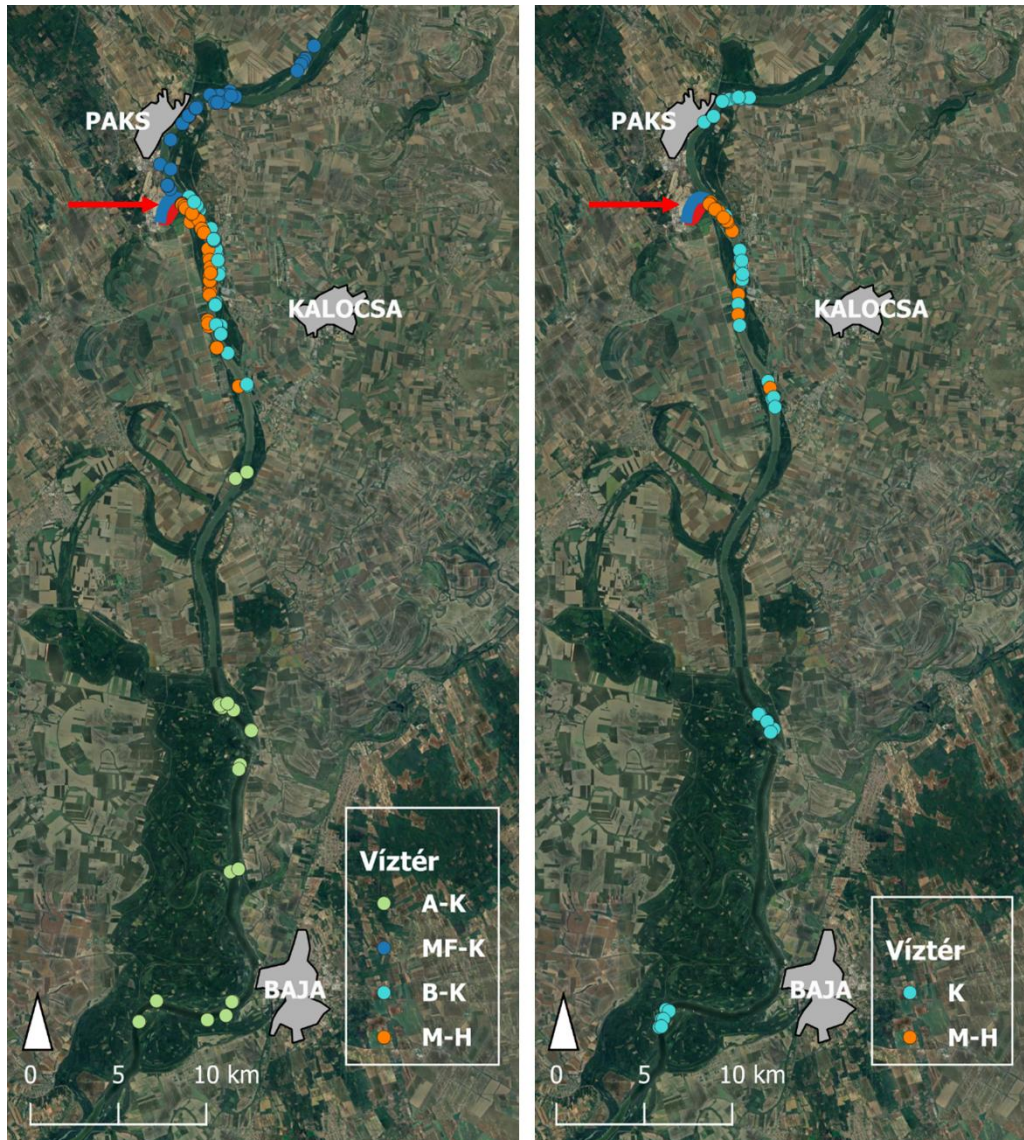
3.5.1. Célkitűzés

A vizsgálat célja a paksi atomerőmű által kibocsátott hőterhelés hatásainak feltárása volt a dunai halállományra a megrendelő által megfogalmazott kérdések mentén, kiemelten a 15/2001 KöM rendelet módosításából adódó 30°C -os maximális dunai hőmérséklet 32°C -ra történő rövid időtávú emelésének ökológiai hatására. Az adatalemzések során arra kerestük a választ, hogy a megnövekedett víz hőmérséklet milyen módon befolyásolja a halfauna fajösszetételét, mennyiségi viszonyait, az egyes fajok egyedsűrűségét. A vizsgálat kiterjed a hőterhelésnek kitett és attól távolabb eső szakaszok összehasonlító elemzésére, figyelembe véve a szezonális változásokat és egyéb környezeti tényezőket is olyan térbeli léptéknél, amely leginkább megfeleltethető a legtöbb dunai halfaj mozgási és élőhelyhasználati léptékének. Az eredmények hozzájárulhatnak a hőszennyezés ökológiai következményeinek jobb megértéséhez, valamint alapot nyújthatnak a vízminőség-védelem és a fenntartható erőművi működés szempontjainak összehangolásához.

3.5.2. Módszerek

3.5.2.1. A halállomány mintavétele

A halak teljes alapadat-táblázata a Paks fölötti szelvénytől kezdődő és Bajáig tartó Duna-szakasz fogás-statisztikai eredményeit tartalmazza (**52. ábra**), amelyeket a part menti, sekélyebb víztérben végzett (litorális) és a mélyvízi, elektromos kecével végzett halászatok eredményei szolgáltatnak. Összesen 199 part menti mintavételi egység 47 halfájának, valamint 54 mélyvízi, elektromos kecehalós minta 21 halfájának fogási eredményeit értékeltük (utóbbit csak érintőlegesen alább). A parti régió vizsgálatára minden monitoring évben sor került (2009, 2012, 2013, 2015, 2018, 2021, 2024), a mélyvízi mintavételeket viszont csak az utolsó három említett évben, 2018, 2021 és 2024 folyamán végeztek. A 2012-13-as évek adatai speciális elrendeződésűek, a teljes vizsgált szakaszra a két év összességében biztosít adatot. A távolabbi alvízi (Sió torkolat alatt, Baja) szakaszokról pedig csak 2013-ból és 2024-ből állnak rendelkezésre adatok.



52. ábra. A mintavételi helyek eloszlása a parti elektromos és az elektromos kecével gyűjtött minták esetén.

Az értékelés alapjául szolgáló adatok szerint a halállomány felmérése alapvetően a hagyományos, csónakból végzett elektromos halászati módszertant követte. A mintavételek során a parti zónában, egy szákkal kiegészített elektromos halászgép alkalmazásával történt az egyedek gyűjtése, amely eljárás széles körben elfogadott a sekély parti élőhelyek halfaunájának vizsgálatára.

A módszertan ugyanakkor részben eltér az EU Víz Keretirányelv (VKI) és a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) standard protokolljaitól (Erős és mtsai., 2015; Sallai és mtsai., 2019). Egyrészt a mintaszakaszok hossza valamivel rövidebb, másrészt a mintavételek nappali időszakban zajlottak.

A bentikus elektromos kecével végzett mintavételek adatait (22. táblázat) nem értékeltük részletesen. Ennek oka egyrészt a mintaszám térbeli és időbeli korlátozottsága, másrészt az, hogy ez a módszer elsősorban néhány, specifikusan bentikus életmódú faj esetében biztosít összehasonlítható és reprezentatív adatokat (lásd még Szalóky és mtsai., 2021), így a teljes halállomány szerkezetének értékelésére nem alkalmas. Az elektromos kecével összesen gyűjtött fajok egyedszáma (408 egyed a kontroll szakaszokról és 611 a melegvízbefolyó által érintett szakaszcól) messze alulmúlja a parti

zónában gyűjtött fajok egyedszámát. A kontroll és a melegvízbefolyó szakaszról mindössze négy halfajnak sikerült több, mint 20 egyedet gyűjteni ezzel a módszerrel. A fajok döntő hányadának csak 1-3 egyedet sikerült gyűjteni, egy-egy faj pedig véletlenszerű előfordulása volt a mintákban szakaszonként és alkalmanként. A melegvízbefolyó által érintett Duna-szakasz mintáiból hiányoztak a dévérkeszeg, a széles durbincs és a jász, míg a kontroll területéről származó mintákból a következő négy halfaj nem került elő: sujtásos kűsz, leánykancér, balkáni csík, süllő. E fajok jelenlét vagy hiánya a parti zónában is végzett felmérések alapján nem köthető a melegvízbefolyó hatásának. Sokkal nagyobb mintavételi erőfeszítésre lenne szükség tehát ahhoz, hogy az elektromos kecével gyűjtött adatok megbízhatóan felhasználhatóak lehessenek a melegvízbefolyó hatásának értékeléséhez. Fontos kiemelni azonban, hogy csak a mélyvízi, parttól távoli területeken került elő a kecsege, amely faj általános előfordulásának bizonyult a melegvízbefolyó alatti és feletti területen is. Az adatok alapján elmondható, hogy fontos lenne a jövőben a Duna mélységi régiójának nagyobb mintavételi erőfeszítéssel történő vizsgálata nem csupán a bentikus elektromos kecével, hanem más halászati eszközökkel (halászhálók).

Összességében a mintavételi módszertan megfelelő alapot biztosít a halállomány általános jellemzéséhez.

30. táblázat. A gyűjtött halfajok kódja, magyar és tudományos neve, illetve egyedszám szerinti aránya (relatív abundancia, % a parttól távoli területeken elektromos kecével végzett felmérések alapján a melegvíz befolyó hatásterületén (M-H) és az egyéb szakaszokon (K: MF-B-A-K).

Röv.	Magyar név	Tudományos név	MF-B-A-K (%)	M-H (%)	Összes (%)
abrbra	dévrkeszeg	<i>Abramis brama</i>	0.490	0.000	0.245
acirut	kecsege	<i>Acipenser ruthenus</i>	1.225	0.327	0.776
albbip	sujtásos kűsz	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	0	0.491	0.245
babgym	csupasztorkú géb	<i>Babka gymnotrachelus</i>	0.490	1.309	0.900
barbar	márna	<i>Barbus barbus</i>	1.961	0.655	1.308
blibjo	karikakeszeg	<i>Blicca bjoerkna</i>	3.186	3.273	3.230
chonas	paduc	<i>Chondrostoma nasus</i>	0	0.164	0.082
gymbal	széles durbincs	<i>Gymnocephalus baloni</i>	0.735	0	0.368
gymsch	selymes durbincs	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	3.186	0.655	1.920
leuidu	jász	<i>Leuciscus idus</i>	0.245	0	0.123
neoflu	folyami géb	<i>Neogobius fluviatilis</i>	0.490	0.164	0.327
neomel	feketeszájú géb	<i>Neogobius melanostomus</i>	10.294	13.748	12.021
ponkes	Kessler-géb	<i>Ponticola kessleri</i>	0.245	0.327	0.286
prosem	tarka géb	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	0.245	0.327	0.286
romvla	halványfoltú küllő	<i>Romanogobio vladkovi</i>	54.412	36.825	45.618
rutvir	leánykancér	<i>Rutilus virgo</i>	0	0.164	0.082
sabbal	balkáni csík	<i>Sabanejewia balcanica</i>	0	0.164	0.082
sanluc	süllő	<i>Sander lucioperca</i>	0	0.164	0.082
vimvim	szilvaorrú keszeg	<i>Vimba vimba</i>	0.735	0.164	0.449
zinstr	német bucó	<i>Zingel streber</i>	21.324	40.917	31.120
zinzin	magyar bucó	<i>Zingel zingel</i>	0	0.164	0.082
		Egyedszám	408	611	1019
		Fajszám	16	18	21

3.5.2.2. Vizsgált víztértípusok

A melegvíz-befolyó esetleges hatásának értékelése érdekében a mintavételi alegységeket négy, ökológiai szempontból elkülöníthető víztértípusba soroltuk:

1) MF-K (melegvíz felett-kontroll)

Ez a kategória a paksi atomerőmű melegvíz-befolyója felett elhelyezkedő mintavételi alegységeket foglalja magában. A szakasz sem hőmérsékleti, sem hidromorfológiai szempontból nem áll a befolyó hatása alatt, ezért referenciaterületként (kontrollként) szolgál az összehasonlító vizsgálatokhoz.

2) B-K (bal part-kontroll)

A melegvíz-befolyó és a gerjeni komp közötti bal parti mintavételi alegységek tartoznak ide. A hidrodinamikai viszonyok következtében ez a terület nem érintett a melegvízcsóva hatásában, így szintén kontrollként kezelhető.

3) A-K (alvíz-kontroll)

A gerjeni komp alatti mintavételi alegységeket foglalja magában. Ezen a szakaszon a hőmérsékleti hatás még kimutatható lehet, azonban mértéke már csekély, a melegvízcsóva hatása nagyrészt lecseng, és feltételezhetően nem befolyásolja érdemben a halállomány szerkezetét. Ennek megfelelően ez a szakasz kvázi-kontrollként értelmezhető. Az innen származó adatok különösen fontosak a természetes térbeli és időbeli variabilitás becsléséhez, ami lehetővé teszi annak elkülönítését, hogy a megfigyelt különbségek a melegvíz hatásának, vagy inkább a mintavételi és ökológiai variabilitásnak tulajdoníthatók.

4) M-H (melegvíz-hatásterület)

Ez a kategória a melegvíz-befolyó és a gerjeni komp közötti jobb parti mintavételi alegységeket foglalja magában, és a tényleges hatásterületet reprezentálja. Ezen a szakaszon a befolyótól való távolság növekedésével a hőmérsékleti hatás fokozatosan csökken, azonban összességében itt jelentkezik a legmarkánsabb termikus befolyás.

A halállomány szerkezetének értékelését ezen a léptéken indokolja, hogy a vizsgált halfajok jelentős része nagy mozgáskörzettel rendelkezik (több száz métertől több tíz kilométerig), ami erősen homogenizálhatja a kisebb térléptékben megfigyelhető mintázatokat. Emiatt a finomabb térbeli felbontású összehasonlítások önmagukban korlátozottan értelmezhetők a kontroll és a hatásterület közötti különbségek kimutatásában.

Ugyanakkor a melegvíz hatásának finomabb léptékű vizsgálata is megtörtént: a mintavételi alegységek befolyótól mért távolsága mentén elemeztük a halállomány szerkezetének változását. Az ezen alapuló statisztikai elemzések közvetlenül tesztelik a hőmérsékleti gradiens potenciális hatását a közösségszerkezetre (lásd alább).

3.5.2.3. Az adatsor jellemzői és korlátai

A halállomány szerkezetének értékelése hosszú távú adatsoron alapult, amely ugyan jelentős információtartalommal bír, de egyben bizonyos szintű heterogenitást is mutat. Egyes időszakokban a mintaegységek eltéréseket mutatnak (pl. a távolabbi – Sió torkolat alatt, Baja – szakaszok csak két időpontban voltak mintázva, míg 2024-ben egy új, alvízi szakaszon is történt mintavétel). Különösen fontos azt kiemelni, hogy a halállomány szerkezetét jelentős mértékben meghatározó mezohabitat-típusok (pl. kövezések, természetes partszakaszok) alegységszintű hossza eltérő, amit azonban egyrészt az élőhelyi adottságok határoztak meg (pl. a sarkantyúk hossza), másrészt az elemzések szempontjából még mindig ez a felosztás tekinthető optimálisnak (az alegységek összevonásával létrehozott egységes mintahosszúsággal az adatok száma lényegesen csökkent volna). Ez a mintavételi aszimmetria ugyanakkor növeli az adatok variabilitását, és korlátozza a melegvíz-hatás

egyértelmű kimutathatóságát. Ennek megfelelően az eredmények értelmezése során kiemelt figyelmet fordítottunk a tényleges hatás és a természetes variabilitás vagy a mintavételi bizonytalanság szerepének elkülönítésére.

3.5.2.4. Statisztikai értékelés

A halállomány adatainak statisztikai feldolgozása során a fajgazdagság, a közösségszerkezet és a biológiai minősítési mutatók elemzését különböző univariáns és többváltozós módszerekkel végeztük. A mintavételi alegységek eltérő egyedszámaiból adódó torzítások csökkentése érdekében a fajgazdagságot rarefaction (fajtelitődési) módszerrel standardizáltuk. A fajtelitődési görbéket az egyedszám függvényében határoztuk meg minden mintavételi alegységre és víztértípusra. A standardizált fajszámok összehasonlítását azokon a mintavételi alkalmakon végeztük, ahol az egyedszám elérte az előre meghatározott küszöbértéket.

A közösségszerkezeti elemzések alapját a fajok relatív abundancia adatai képezték, a Bray–Curtis-féle távolságérték alapján. A többváltozós mintázatok feltárására főkoordináta-analízist (PCoA) alkalmaztunk.

A különböző csoportok (év, víztértípus, évszak) közötti eltérések statisztikai tesztelésére permutációs varianciaanalízist (PERMANOVA) használtunk. A PERMANOVA során a szignifikancia meghatározása permutációs eljárással történt. A csoportokon belüli variancia homogenitását PERMDISP (permutációs diszperzióanalízis) módszerrel vizsgáltuk.

A melegvíz-kifolyótól mért távolság és a közösségszerkezet (pl. PCoA tengelyek menti koordináták) közötti kapcsolat vizsgálatára Spearman rangkorrelációt alkalmaztunk, ami számszerűsíti, hogy volt-e szignifikáns kapcsolat a halállomány relatív abundancia alapú összetételében tapasztalt változás és a befolyótól vett távolság, mint hőmérsékletcsökkenési grádiens között. A korreláció elemzéseket évenként külön és az egybevonat adatsoron is elvégeztük. Emellett generalizált lineáris kevert modellekkel (GLMM) teszteltük, hogy változik-e az M-H víztérben a 10 leggyakoribb halfaj standardizált egyedszámsűrűsége (CPUE adatok) a térbeli távolság függvényében, azaz a hőmérsékleti grádiens mentén, a befolyótól folyásirányban távolodva. A modell predikcióhoz alkalmazott fix prediktor változó a „térbeli távolság”, míg a random változó az „év” volt.

A halállomány-alapú minősítési index (HMMFI) EQR értékeit EQC osztályokba sorolva (kiváló, jó, mérsékelt, gyenge, rossz) értékeltük az EU VKI előírásai alapján minden évre külön-külön, víztértípusonként min 2500 m-es szakaszokra vonatkozó adatok alapján (Sály és Erős, 2016). A számításokhoz az MF-K és a B-K víztértípusok mintáit összevontan értékeltük, hogy minél több évre lehessen értékelést végezni.

Az összes statisztikai elemzést R statisztikai szoftverkörnyezetben végeztük, a szignifikanciaszintet minden esetben előre rögzített ($p < 0,05$) értéken határoztuk meg.

3.5.3. Eredmények és értékelésük

3.5.3.1. Fajgazdagság

Összesen 47 halfaj 43168 egyede került elő a teljes mintavételi szakaszon a parti zónában végzett felmérések során (**31. táblázat**). Az egyes vízterekből kimutatott fajok száma 6-21 között változott az MF-K befolyó feletti szakaszon, 8-20 között a B-K bal parti szakaszon, 11-25 között az A-K alvízi szakasz és 1-21 között az M-H melegvízbefolyó hatása által érintett szakaszon, a mintavétel időpontjától és a mintavételi szakaszok hosszától függően. Nem minden halfaj került elő minden víztérből (23. táblázat), azonban az egyes fajok jelenlétét vagy hiányát nem lehet egyértelműen az egyes vízterekhez kötni. Pl. a sujtásos kűsz kizárólag az MF-K (melegvíz felett-kontroll) területen került

elő, mindössze egy-egy példánnyal, ami inkább betudható e ritka fajok nehéz kimutathatóságának, a véletlennek, mintsem egyértelmű ökológiai mintázatnak. Hasonlóképpen véletlen mintavételi hibának tudható be a szilvaorrú keszeg hiánya is egyes vizezekből, mert ez a faj is minden bizonnyal előfordul minden víztérben, nem kizárólag a B-K (bal part-kontroll) területen.

31. táblázat. A gyűjtött halfajok kódja, magyar és tudományos neve, illetve egyedszám szerinti aránya (relatív abundancia, %) az egyes víztértípusokban és a teljes mintavételi szakaszon a parti zónában végzett felmérések alapján.

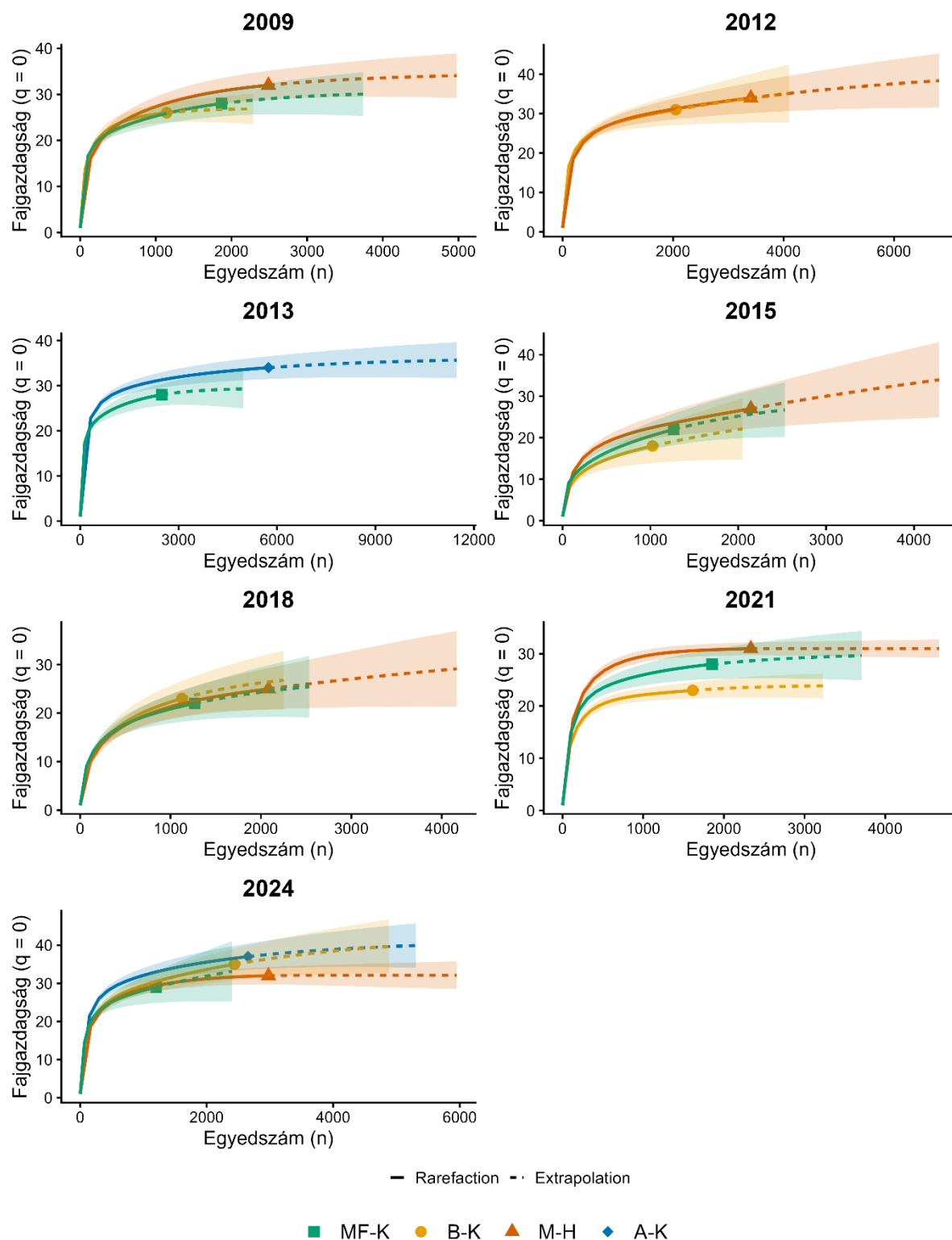
Röv.	Magyar név	Tudományos név	A-K (%)	B-K (%)	M-H (%)	MF-K (%)	Összes (%)
abrbra	dévérkeszeg	<i>Abramis brama</i>	2.765	0.404	0.207	0.623	0.843
albbip	sujtásos küsz	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	0	0	0	0.010	0.002
albalb	küsz	<i>Alburnus alburnus</i>	39.168	46.398	41.467	42.252	42.274
amemel	fekete törpeharcsa	<i>Ameiurus melas</i>	0.012	0	0.039	0.010	0.019
angang	angolna	<i>Anguilla anguilla</i>	0.048	0.021	0	0.010	0.016
babgym	csupasztrókú géb	<i>Babka gymnotrachelus</i>	1.108	3.831	2.728	4.022	2.951
balsap	bagolykeszeg	<i>Ballerus sapa</i>	0.214	0.064	0.052	0.050	0.086
barbar	márna	<i>Barbus barbus</i>	0.226	0.383	0.583	0.191	0.380
blibjo	karikakeszeg	<i>Blicca bjoerkna</i>	5.350	0.479	0.797	0.734	1.598
cargib	ezüstkárász	<i>Carassius gibelio</i>	0.417	0.074	0.272	0.211	0.243
chonas	paduc	<i>Chondrostoma nasus</i>	1.037	0.415	1.302	0.825	0.947
cobelo	vágócsík	<i>Cobitis elongatoides</i>	0	0	0	0.010	0.002
cteide	amur	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	0	0	0.006	0	0.002
cypcar	ponty	<i>Cyprinus carpio</i>	0.608	0.021	0.201	0.040	0.204
cyprub	koi ponty	<i>Cyprinus rubrofuscus</i>	0	0.011	0	0	0.002
esoluc	csuka	<i>Esox lucius</i>	0.691	0.330	0.343	0.804	0.514
eudmar	dunai ingola	<i>Eudontomyzon mariae</i>	0.024	0.085	0.045	0.080	0.058
gasacu	tüskés pikó	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	0.024	0.011	0.013	0.010	0.014
gymbal	széles durbincs	<i>Gymnocephalus baloni</i>	4.659	0.404	0.784	1.398	1.596
gymcer	vágódurbincs	<i>Gymnocephalus cernua</i>	0	0.096	0.071	0.101	0.069
gymsch	selymes durbincs	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	0.834	0.724	0.415	0.483	0.579
hypmol	fehér busa	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	0.071	0.011	0.071	0	0.042
lepgib	naphal	<i>Lepomis gibbosus</i>	0	0.032	0.032	0	0.019
leuasp	balin	<i>Leuciscus aspius</i>	3.908	2.501	2.566	2.675	2.838
leuidu	jász	<i>Leuciscus idus</i>	8.377	1.947	2.469	2.142	3.428
leuleu	nyúldomolykó	<i>Leuciscus leuciscus</i>	0.048	0.011	0.026	0.020	0.025
lotlot	menyhal	<i>Lota lota</i>	1.776	1.852	0.603	2.805	1.610
neoflu	folyami géb	<i>Neogobius fluviatilis</i>	0.405	0.362	0.648	1.187	0.663
neomel	feketeszájú géb	<i>Neogobius melanostomus</i>	12.440	21.933	31.858	20.050	23.202
pelcul	garda	<i>Pelecus cultratus</i>	0	0	0.032	0	0.012
perflu	sügér	<i>Perca fluviatilis</i>	0.667	0.468	1.076	1.217	0.896

Röv.	Magyar név	Tudományos név	A-K (%)	B-K (%)	M-H (%)	MF-K (%)	Összes (%)
ponkes	Kessler-géb	<i>Ponticola kessleri</i>	4.659	6.906	4.237	7.411	5.631
prosem	tarka géb	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	0.465	0.681	0.305	0.895	0.554
psepar	kínai razbóra	<i>Pseudorasbora parva</i>	0.322	0	0.091	0	0.095
rhoama	szivárványos ökle	<i>Rhodeus amarus</i>	0.179	0.074	0.026	0.040	0.069
romvla	halványfoltú küllő	<i>Romanogobio vladkovi</i>	0.929	1.139	0.719	1.086	0.936
rutrut	bodorka	<i>Rutilus rutilus</i>	4.445	3.299	3.129	4.857	3.820
rutvir	leánykoncér	<i>Rutilus virgo</i>	0.477	0.830	0.434	0.392	0.519
sabbal	balkáni csík	<i>Sabanejewia balcanica</i>	0	0.138	0.071	0	0.056
sanluc	süllő	<i>Sander lucioperca</i>	1.156	1.288	0.855	1.106	1.066
sanvol	kőszüllő	<i>Sander volgensis</i>	0.060	0.255	0.117	0.030	0.116
scaery	veresszárnnyú keszeg	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0.060	0.032	0.006	0.020	0.025
silgla	harcsa	<i>Silurus glanis</i>	0.524	0.607	0.784	0.473	0.623
squcep	fejes domolykó	<i>Squalius cephalus</i>	1.072	0.990	0.279	1.408	0.848
vimvim	szilvaorrú keszeg	<i>Vimba vimba</i>	0	0.021	0	0	0.005
zinstr	német bucó	<i>Zingel streber</i>	0	0.053	0	0.040	0.021
zinzin	magyar bucó	<i>Zingel zingel</i>	0.775	0.819	0.240	0.282	0.480
		Egyedszám	8392	9397	15434	9945	43168
		Fajszám	37	41	41	39	47

A gyűjtött egyedek számának függvényében ábrázolt fajtelitődési (rarefaction) görbék alapján nem volt kimutatható egyértelmű és konzisztens különbség a kontrollként kezelt szakaszok (befolyó feletti szakasz, bal part, alvízi szakasz) és a melegvíz-befolyó által leginkább érintett jobb parti szakasz fajgazdagsága között (**53. ábra**). Általánosságban elmondható, hogy ~2000 egyed mintavétele elegendőnek bizonyult a fajkészlet jelentős részének feltárásához, a standardizált mintavételen alapuló fajszám összevetéséhez, amely minden vizsgált víztér esetében megközelítőleg 25–30 halfajt jelentett.

Az összehasonlításra alkalmas hét mintavételi alkalom közül mindössze egy esetben (2021-ben) mutatkozott szignifikánsan magasabb fajszám a melegvíz-kifolyó alatti jobb parti szakaszon a kontroll területekhez képest. Ez az eltérés azonban nem volt tartós vagy ismétlődő jelenség.

Fontos megjegyezni, hogy mind a kontroll területek között, mind pedig a kontroll és az érintett szakaszok között jelentős évek közötti variabilitás volt megfigyelhető. A standardizált egyedszámra vonatkoztatott fajgazdagság szórása hasonló mértékű volt az egyes víztér típusokon belül és azok között is, ami arra utal, hogy a fajgazdagság tekintetében a vizsgált szakaszok között nem mutatható ki statisztikailag robusztus különbség.



53. ábra. A fajszám becsült változása a gyűjtött egyedek számának függvényében az egyes víztértípusokban és években. MF-K (melegvíz felett-kontroll), B-K (bal part-kontroll), M-H (melegvíz-hatásterület), A-K (alvíz-kontroll).

3.5.3.2. Közösségszerkezet

A főkoordináta-analízis (PCoA) és a PERMANOVA vizsgálatok eredményei alapján a halállomány összetétele (relatív abundancia adatok alapján) szignifikáns különbségeket mutatott az évek, évszakok, a part jelleg (mezohabitatok: kövezés, rugany/sarkantyú, természetes partszakasz), valamint a víztértípusok között (**32. táblázat**, **33. táblázat**, **34. táblázat**). A vizsgált változók közül a variancia legnagyobb hányadát az évek közötti különbségek és a partjelleg (mezohabitatok) halállományában mutatkozó különbségek adták, míg a víztértípusnak és az évszagnak kisebb jelentősége volt. Ez azt jelzi, hogy a közösségszerkezet alakulásában az évek közötti különbségek és a partszakasz jellege nagyobb hatással bírnak, mint a kontroll és hatásterületek halállomány szerkezetében mutatkozó közötti különbségek. Ugyanakkor az elemzések rámutattak arra is, hogy a csoportokon belüli variancia jelentős, és több esetben szignifikánsan különbözik az egyes csoportok között. Ez a nagyfokú belső heterogenitás megnehezíti a különböző víztértípusok – különösen a kontroll és a melegvíz-kifolyó által érintett szakasz – egyértelmű elkülönítését. Másképpen fogalmazva, a közösségszerkezet változékonysága (mind időben, mind térben) elfedi az esetleges, a melegvíz-hatásnak tulajdonítható mintázatokat.

A közösségszerkezetben megfigyelt különbségekhez legnagyobb mértékben hozzájáruló halfajok a feketeszájú géb, a küsz, a bodorka, a halványfoltú küllő, a karikakeszeg, a süllő, a Kessler-géb, a jászkeszeg, a dévérkeszeg és a sügér voltak (**54.D ábra**), amelyek relatív abundanciájának változásai meghatározó szerepet játszottak a mintázatok kialakulásában.

32. táblázat. A szekvenciális PERMANOVA a teljes modell által magyarázott varianciát mutatja a vizsgált környezeti változók együttes hatásaként.

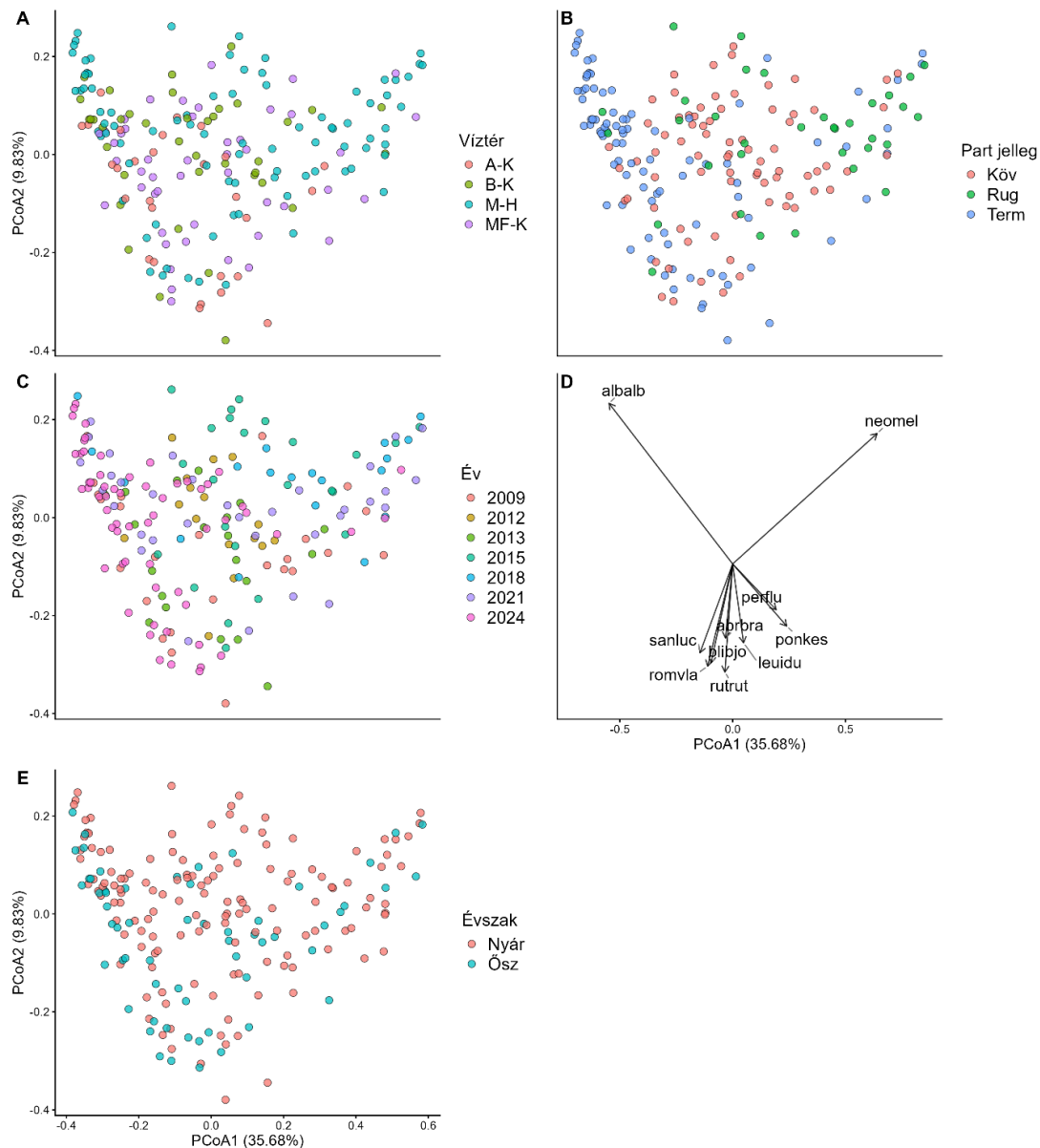
Komponens	Df	Sum of Squares	R ² (%)	F érték	p-érték
Modell	12	10.899	36.402	8.872	<0.001
Reziduális	186	19.042	63.598	–	–
Összesen	198	29.942	100	–	–

33. táblázat. A marginális PERMANOVA elemzés az egyes környezeti változók önálló hatását értékeli a többváltozós modellben, a többi változó figyelembevételével.

Változó	Df	Sum of Squares	R ² (%)	F érték	p-érték
Év	6	4.608	15.389	7.501	<0.001
Évszak	1	0.99	3.305	9.666	<0.001
Part jelleg	2	3.066	10.238	14.972	<0.001
Víztér	3	0.906	3.027	2.951	0.004
Reziduális	186	19.042	63.598	–	–
Összesen	198	29.942	100	–	–

34. táblázat. Az egyváltozós PERMANOVA elemzések minden egyes környezeti változó hatását külön-külön értékelik a közösség összetételére.

Változó	Df	Sum of Squares	R ² (%)	F érték	p-érték
Év	6	5.632	18.809	7.413	<0.001
Évszak	1	1.277	4.267	8.779	<0.001
Part jelleg	2	3.872	12.931	14.555	<0.001
Víztér	3	1.791	5.982	4.136	<0.001

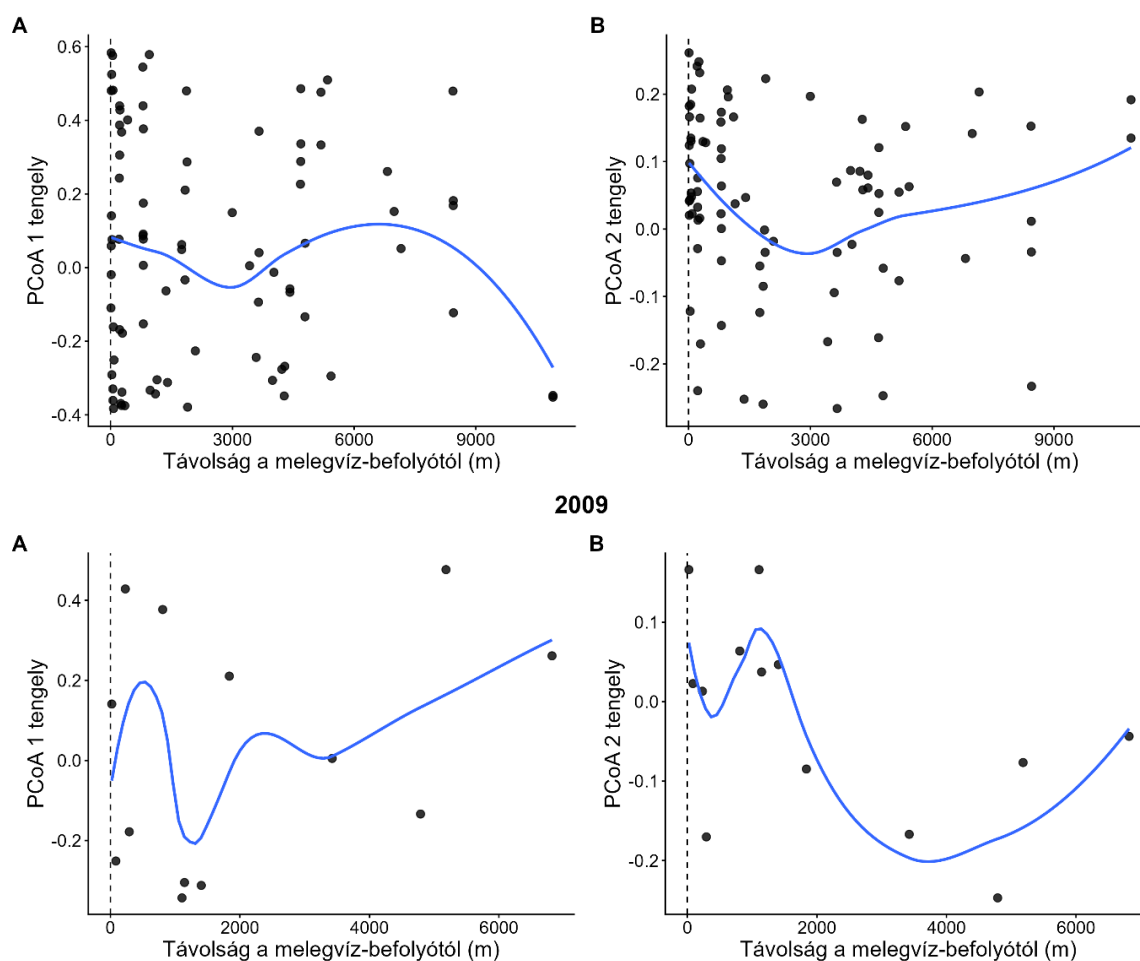


54. ábra. A mintavételi helyszínek halállományának relatív abundancia viszonyain alapuló főkoordináta-analízis (PCoA) eredménye. Az egyes részábrák a halállomány hasonlóságát tárják fel vízterek szerint (A), a part jellege szerint (B), az évek szerint (D) és évszakok szerint (E), míg a D részábra az elkülönítésben a legfontosabb szerepet játszó tíz halfaj vektorát mutatja (legmagasabb r^2).

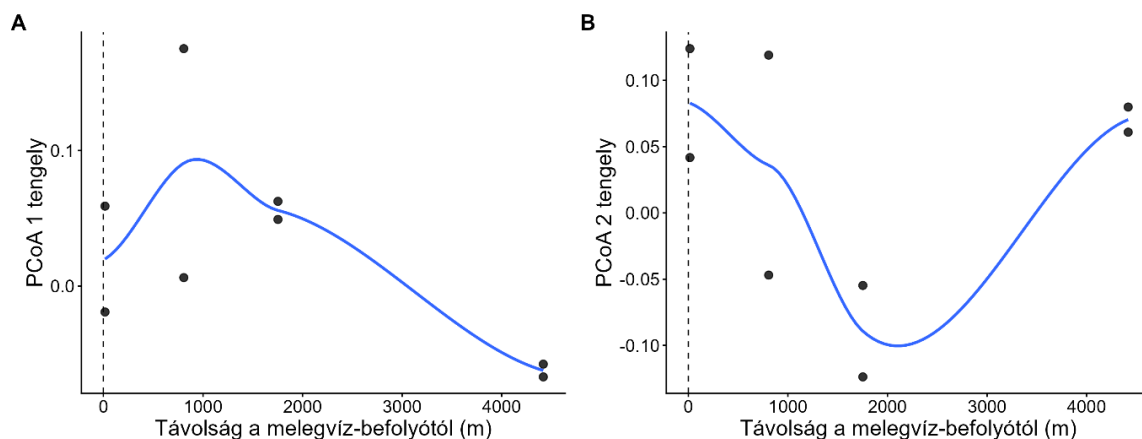
A Spearman-féle rangkorrelációs elemzések alapján a melegvíz-kifolyótól mért távolság és a halállomány szerkezete között nem volt kimutatható szignifikáns kapcsolat (**35. táblázat**). Ez az eredmény mind a teljes, összevont adatsorra, mind pedig az évek szerinti bontásban végzett vizsgálatokra igaz volt, függetlenül attól, hogy a közösség szerkezetet a PCoA első és második tengelye mentén vizsgáltuk. A rendelkezésre álló 12 összehasonlítás közül mindössze egy esetben (2021) adódott gyengén szignifikáns korreláció. Az adatok pontdiagramon történő vizsgálata azonban azt mutatta (**55. ábra**), hogy ez a kapcsolat viszonylag alacsony erősségű, és nem követ egyértelmű monoton trendet, így valószínűsíthető, hogy az eredmény inkább az adatok természetes variabilitásából, illetve a mintavételi szórásból adódik, mintsem egy konzisztens ökológiai mintázatot tükröz.

35. táblázat. A halállomány relatív abundancia viszonyait leíró főkoordináta tengelyértékek (PCoA1 és PCoA2) és a melegvízbefolyótól számított távolság (m) között számított Spearman korrelációk összefoglaló táblázatra az összevont mintahalmazra (Összes) és külön-külön az egyes évekre.

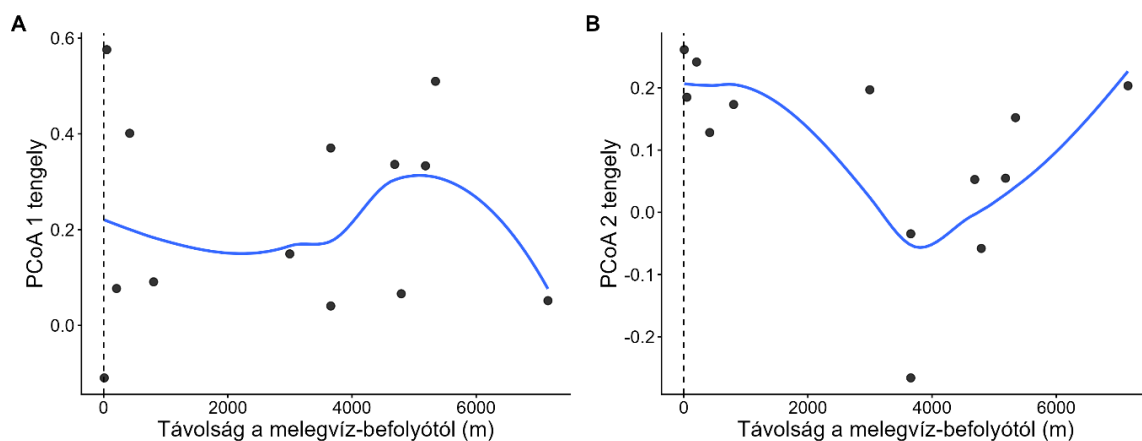
Év	Tengely	rho	p	N
Összes	PCoA1	-0.039	0.726	85
Összes	PCoA2	-0.195	0.074	85
2009	PCoA1	0.198	0.517	13
2009	PCoA2	-0.516	0.071	13
2012	PCoA1	-0.439	0.276	8
2012	PCoA2	-0.244	0.56	8
2015	PCoA1	0.017	0.957	13
2015	PCoA2	-0.429	0.143	13
2018	PCoA1	0.442	0.2	10
2018	PCoA2	0.261	0.467	10
2021	PCoA1	-0.547	0.028	16
2021	PCoA2	-0.418	0.107	16
2024	PCoA1	-0.028	0.895	25
2024	PCoA2	-0.035	0.867	25



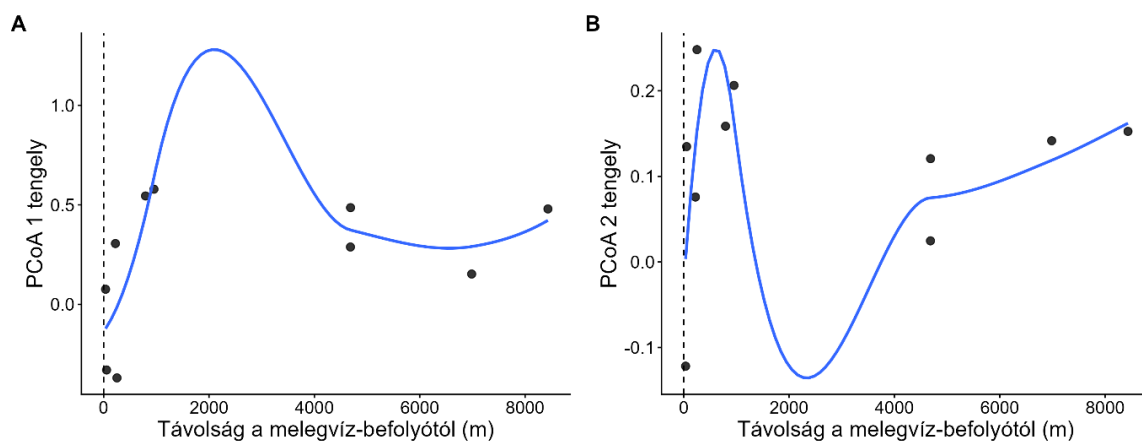
2012

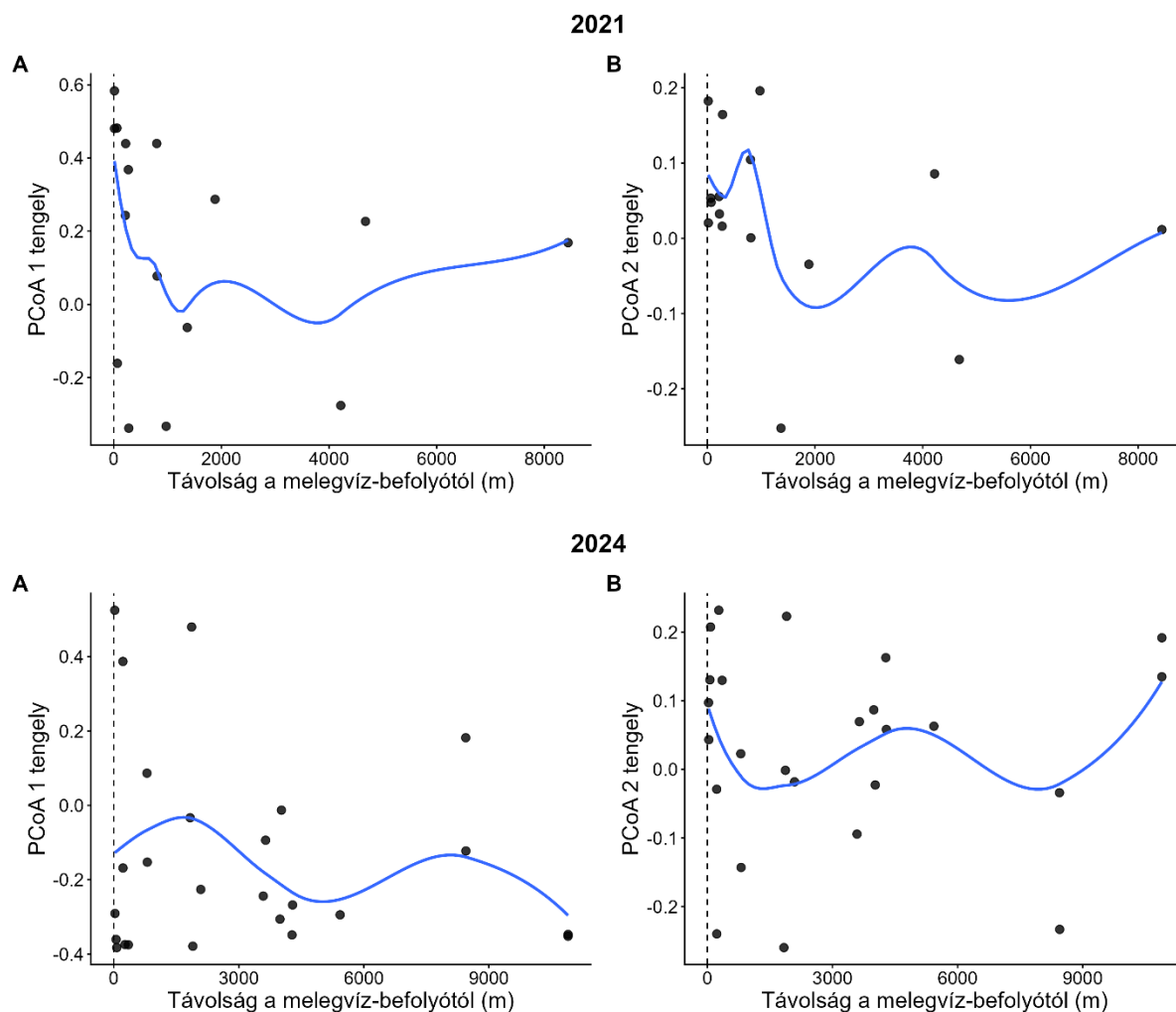


2015



2018





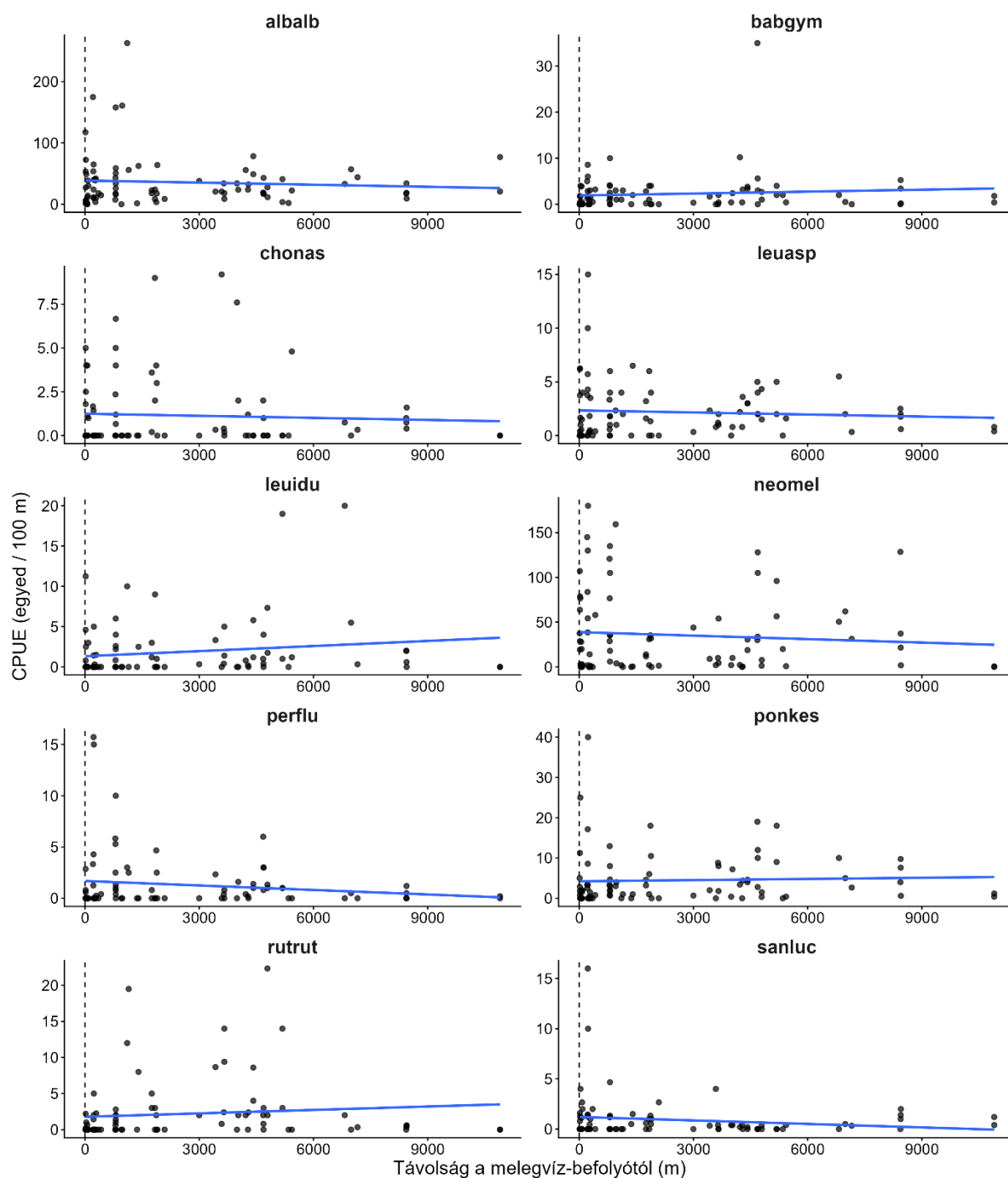
55. ábra. A halállomány relatív abundancia viszonyait leíró főkoordináta tengelyértékek (PCoA1 és PCoA2) változása a melegvízbefolyótól számított távolság (m) között számított távolság függvényében az összevont mintahalmazra (A, B) és külön-külön az egyes évekre.

36. táblázat. A gyakori fajok egyedszám szerinti sűrűsége (CPUE: egyed per 100 m) és a befolyótól vett távolság közötti GLMM elemzés összefoglaló táblázata.

Faj	beta_Tav100	SE	z	p	Egyedszám
leuidu	0.018	0.007	2.755	0.006	381
sanluc	-0.010	0.005	-1.969	0.049	132
perflu	-0.015	0.008	-1.818	0.069	166
rutrut	0.015	0.009	1.728	0.084	483
babgym	0.007	0.005	1.257	0.209	421
neomel	-0.007	0.006	-1.181	0.238	4917
chonas	-0.008	0.009	-0.929	0.353	201
leuasp	0.003	0.003	0.846	0.398	396
ponkes	0.004	0.006	0.654	0.513	654
albalb	-0.002	0.004	-0.596	0.551	6400

A gyakoribb fajok egyedszámsűrűsége (CPUE adatok) és a befolyótól vett távolság között két faj esetében találtunk gyengén szignifikáns kapcsolatot a vizsgált 10-ből (**36. táblázat, 56. ábra**). A jász

(leuidu) mennyisége növekedett a befolyótól távolodva, míg a süllőé (sanluc) csökkent. Ritkább fajokra nem volt értelme elemzést készíteni kis mennyiségük és véletlenszerű előfordulási mintázatuk alapján.



56. ábra. A gyakori fajok egyedszám szerinti sűrűség (CPUE) értékeinek változása a befolyótól vett távolság függvényében.

3.5.3.3. Biológiai minősítés

A halállomány-alapú minősítési index (HMMFI) értékei túlnyomórészt kedvező ökológiai állapotot jeleztek: a 22 értékelhető mintavételi esemény és víztest-kombináció közül 17 esetben „jó”, míg 5 esetben „mérsékelt” minősítés született (**37. táblázat**).

A minősítési kategóriák eloszlása nem mutatott egyértelmű kapcsolatot a víztértípusokkal, mivel a „mérsékelt” állapot mind a kontroll, mind a melegvíz-kifolyó által érintett szakaszokon előfordult. Ez arra utal, hogy a megfigyelt állapotváltozások nem vezethetők vissza a melegvíz-kibocsátás hatására, hanem abban egyéb környezeti tényezők (pl. hidrológiai viszonyok, élőhelyi heterogenitás, különböző partszakaszok aránya, mintavétel hatékonysága) játszanak jelentős szerepet.

37. táblázat. Az ökológiai állapotminősítés összefoglaló táblázata, ami az EQR értékeket mutatja az egyes víztértípusokban, az egyes években.

Év	A-K	MF-K, B-K	M-H
2009		0.6032	0.7619
2012		0.7619	0.5873
2013	0.6032	0.6032	
	0.5873		
2015		0.6032	0.5556
2018		0.5556	
2021		0.6032	0.7460
		0.6508	
2024	0.5873	0.6032	0.6190
	0.7778	0.7778	0.6349
	0.6032	0.7778	
		0.6508	

	kiváló
	jó
	mérsékelt
	gyenge
	rossz

MF-K (melegvíz felett-kontroll), B-K (bal part-kontroll), M-H (melegvíz-hatásterület), A-K (alvíz-kontroll). A számításokhoz az MF-K és a B-K területek mintáit összevontan értékeltük (lásd statisztikai értékelés). A zöld és sárga cellák a minősítési osztály (EQC) értékét mutatják.

3.5.4. Következtetések

A vizsgálat célja a paksi melegvíz-kifolyó halállományra gyakorolt hatásának értékelése volt többféle közösségökológiai mutató és statisztikai megközelítés alkalmazásával. Az eredmények összességében azt mutatják, hogy a melegvíz kibocsátásának hatása – a rendelkezésre álló adatok és módszertani keretek között – nem mutatható ki egyértelműen és konzisztensen a halállomány szerkezetében vagy az ezen alapuló ökológiai állapot minősítésében. Ugyanakkor megállapítható, hogy az esetleges hatások kimutathatóságát jelentős mértékben befolyásolja a rendszer természetes variabilitása, valamint a mintavételből eredő bizonytalanság. E következtetések összhangban állnak más kutatók – a jelen értékeléstől teljes mértékben független adatsorok elemzése során levont – eredményeivel (Füstös és mtsai, 2023).

3.5.4.1. A fajgazdagság értelmezése

A fajgazdagság rarefaction alapú összehasonlítása alapján nem volt kimutatható egyértelmű különbség a kontroll és a melegvíz által érintett szakaszok között. Az egyetlen szignifikáns eltérés (2021) nem ismétlődött más években, így nem tekinthető robusztus mintázatnak. Ez arra utal, hogy a melegvíz kibocsátása nem okoz tartós fajszám-növekedést vagy -csökkenést a vizsgált területen.

3.5.4.2. Közösségszerkezeti mintázatok és azok értelmezése

A többváltozós elemzések (PCoA, PERMANOVA) kimutatták, hogy a halállomány szerkezete szignifikánsan változik időben (évek között) és szezonálisan. Ez összhangban van a nagy folyók halállományaira jellemző dinamikus viselkedéssel, ahol a hidrológiai rezsim, a szaporodási ciklusok és a hőmérséklet természetes ingadozásai alapvetően meghatározzák a közösség szerkezetét (Wolter és Bischoff, 2001). Meghatározó különbségek mutatkoztak a különböző partszakaszok halállományának szerkezetében is. Eredményeink összhangban állnak a Duna más szakaszain végzett vizsgálatok megállapításaival, amelyek szerint a természetes (kavicsos–homokos medrű és partvonalú), illetve a módosított (kövezett) szakaszok halállományának szerkezete között számottevő eltérések figyelhetők meg (Erős és mtsai., 2008).

Ugyanakkor a víztér típusok közötti különbségek értelmezését jelentősen nehezíti a csoportokon belüli nagy variancia. A PERMDISP eredmények alapján a minták heterogenitása magas, ami azt jelzi, hogy a halállomány összetétele ugyanazon kategórián belül (pl. ugyanazon víztér típusban) is erősen változó. Ez a jelenség több tényezővel magyarázható, mint pl. az élőhelyi heterogenitás (pl. kövezések, természetes partok aránya), a halak nagy mozgáskörzete, amely térben „elmosza” a lokális hatásokat, valamint a Duna természetes hidrológiai és ökológiai változékonysága.

E tényezők együttesen olyan „zajt” generálnak az adatokban, amely mellett egy potenciálisan gyenge vagy közepes erősségű melegvíz-hatás statisztikailag nehezen detektálható.

3.5.4.3. A hőmérsékleti gradiens hatásának hiánya

A melegvíz-kifolyótól mért távolság mentén végzett elemzések kulcsfontosságúak voltak a hatás közvetlen tesztelésében. A Spearman-korrelációk és a GLMM modellek eredményei alapján azonban nem mutatható ki konzisztens kapcsolat a közösségszerkezet vagy a fajok többségének abundanciája és a távolság (mint a hőmérsékleti hatás proxyja) között.

Az egyetlen gyengén szignifikáns év (2021), illetve a két faj esetében kimutatott tendencia (jász növekedése, süllő csökkenése a távolsággal) inkább lokális vagy fajspecifikus válasznak tekinthető, semmint általános közösségszintű hatásnak. Ezek az eredmények többféleképpen értelmezhetők pl. hogy bizonyos fajok érzékenyebbek a hőmérséklet-változásra, ugyanakkor az is valószínű, hogy ezek a mintázatok más környezeti gradiensekhez (pl. áramlás, élőhelystruktúra, táplálék bázis) kapcsolódnak, amelyek részben együtt változnak a távolsággal. A monoton, konzisztens gradiens hiánya arra utal, hogy a melegvíz hatása – ha jelen is van – térben gyorsan lecseng, vagy a folyó hidrodinamikai viszonyai miatt nem alakul ki stabil, biológiaiailag jól leképezhető mintázat.

3.5.4.4. Biológiai minősítés és ökológiai állapot

A HMMFI alapú minősítések túlnyomórészt „jó” ökológiai állapotot jeleztek, és a „mérésékelt” kategóriák előfordulása nem kapcsolódott egyértelműen a melegvíz-hatásterülethez. Ez fontos eredmény abból a szempontból, hogy a halállomány-alapú ökológiai állapotértékelés – amely integrált módon tükrözi a különböző stresszorok hatását – nem jelez szisztematikus romlást a melegvízbefolyó által érintett és a halak mozgási léptékénél is még értelmezhető szakaszon. Ez arra utal, hogy a melegvíz-bevezetés nem okoz olyan mértékű ökológiai terhelést, amely a halállomány szintjén kimutatható állapotromlást

eredményezne, illetve, hogy az esetleges (hőmérsékleti) hatások mértéke kisebb lehet, mint más, a rendszerben jelen lévő környezeti tényezők.

3.5.4.5. Ökológiai kockázatok

Bár önmagában a vízhőmérsékleti határérték 30 °C-ról 32 °C-ra emelése ökológiai kockázattal járhat, a halállomány szerveződését számos más tényező határozza meg. Emellett fontos hangsúlyozni, hogy a szabályozás egy adott szelvényre vonatkozik és nem tartós hőmérsékleti terhelésre, hanem 15 napot összességében egy éven belül nem meghaladó hőmérsékleti korlátra. Ezért a megemelkedett vízhőmérséklettel járó kritikus hőterhelési zóna térben erősen korlátozott maradna, és jellemzően nem a Duna teljes keresztmetszetében, hanem elsősorban a kifolyás közelében, illetve a jobb part menti, változatos áramlású vizekben jelentkezne. A folyó mérete, nagy vízhozama és hidromorfológiai tagoltsága azonban lehetővé teszi, hogy a halak viszonylag rövid idő alatt elkerüljék ezt a kedvezőtlen zónát és hűvösebb, mélyebb vagy gyorsabban áramló szakaszokra vándoroljanak át. Így az akut hőstressz hatása sok esetben viselkedési alkalmazkodással enyhíthető. Emiatt a hőterhelés közvetlen hatása a halállomány egészére nézve várhatóan nem általános, hanem mozaikos és átmeneti jellegű marad, elsősorban egy-két kilométeres folyószakaszokra korlátozódva. A dunai halpopulációk hosszú távú dinamikáját ezzel szemben sokkal inkább a klímaváltozás határozza meg, amely a teljes folyórendszerre kiterjedően emeli az alap-hőmérsékletet, módosítja a vízjárást, gyakoribbá teszi az alacsony vízállású időszakokat, valamint átalakítja az élőhelyek elérhetőségét és összekapcsoltságát. Ebben az összefüggésben az atomerőműhöz köthető hőterhelés inkább lokális stresszfaktorként értelmezhető, amely bizonyos időszakokban felerősítheti a halakra nehezedő terhelést, de a populációk egészét meghatározó folyamatokhoz képest másodlagos szerepet játszik.

3.5.5. Végső következtetések

A rendelkezésre álló bizonyítékok alapján a paksi melegvíz-kifolyó hatása a halállományra:

- nem kimutatható egyértelműen a fajgazdagság szintjén,
- nem jelenik meg konzisztens mintázatként a közösség szerkezetben,
- nem követhető nyomon egyértelmű térbeli gradiens mentén,
- és nem eredményez kimutatható ökológiai állapotromlást a halállomány-alapú minősítés szerint.
- A rendszer jelentős természetes, valamint a mintavételből adódó variabilitása miatt az eredmények értelmezése körültekintést igényel. A rendelkezésre álló adatok alapján valószínűsíthető, hogy erős vagy közepes mértékű hatás nem jelentkezik, ugyanakkor gyenge intenzitású, fajspecifikus, illetve rövid térléptékben (0,1–1,0 km-en belül) érvényesülő hatások jelenléte teljes bizonyossággal nem zárható ki.
- A halállomány szerkezetének évek, évszakok, partszakaszok és víztér típusok szerinti részletes elemzése alapján megállapítható, hogy a melegvíz-kifolyó alatti 500 m-es szelvényben az évi legfeljebb 15 napon fennálló, átlagosan 30 °C-os hőmérsékleti határérték 32 °C-ra történő emelése nagy valószínűséggel nem eredményez statisztikailag kimutatható változást a Duna halállományában azon a térléptéken (>1 km), amely a halak élőhelyhasználatára és mozgására szempontjából ökológiailag relevánsnak tekinthető.

3.5.6. Irodalom

- Erős, T., Tóth, B., Sevcsik, A., Schmera, D. (2008). Comparison of Fish Assemblage Diversity in Natural and Artificial Rip-Rap Habitats in the Littoral Zone of a Large River (River Danube, Hungary). *International Review of Hydrobiology*, 93, 88–105.
<https://doi.org/10.1002/iroh.200710976>
- Erős, T., Szalóky, Z., Sály, P. (2015). Módszertani útmutató a halak élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és a felszíni vízfolyások halak alapján történő ökológiai állapotminősítéshez. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Tihany, pp. 36.
- Füstös, V., Sály, P., Szalóky, Z., Tóth, B., Vitál, Z., Specziár, A., Fleit, G., Baranya, S., Józsa, J., Erős, T. (2023). Effects of a nuclear power plant warmwater outflow on environmental conditions and fish assemblages in a very large river. (the Danube, Hungary) *Ecohydrology* 16: 3 Paper: e2512.
<https://doi.org/10.1002/eco.2512>
- Sallai Z., Varga I., Erős T. (2019). Halközösségek monitorozása Magyarország különböző típusú állóvizeiben és vízfolyásokban (2001-2018). In: Váczi O. Varga I. & Bakó B. (szerk.) 2019: A Nemzeti Biodiverzitás monitorozó Rendszer eredményei II. – Gerinces állatok. Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas, p. 157–179.
- Sály, P., Erős, T. (2016). Vízfolyások ökológiai állapotminősítése halakkal: minősítési indexek kidolgozása. *Pisces Hungarici* 10, 15-45.

3.6. Ajánlások

A Paksi Atomerőmű hőterhelésének a Duna ökológiai állapotára gyakorolt hatását célzó biológiai monitorozás kapcsán az alábbi ajánlásokat fogalmazhatjuk meg. Azok a mintavételi és mintafeldolgozási módszerek, amelyek a VKI elvárásainak megfelelnek kellő minőségű adatokat biztosítanak a hatások értékeléséhez. A mintavételek időzítése tekintetében, érdemes a hazai gyakorlatot jelen esetben átgondolni. A ΔT egyes élőlénycsoportokra kifejtett hatásának pontosabb megismeréséhez ugyanis, a jövőben célszerű volna a hideg vizes időszakok mintavételek számát fokozni a hatásterületen, főként kisvízes időszakokban, és elegendő adat birtokában az elemzést megismételni. A javaslat relevanciája különösen a fitoplankton és a fitobenton esetében hangsúlyos, melyeknél akár a márciusi–áprilisi időszakban is kialakulhatnak biomasszacsúcsok.

A halak mintavétele kapcsán javasolható, hogy a jövőben a Duna mélységi régiójának nagyobb mintavételi erőfeszítéssel történő vizsgálata bentikus elektromos kecével, és más halászati eszközökkel (halászhálók).