

**Az urbanizáció hatása a budapesti városi tavak zooplankton
közösségeire**

Készítette:

Buttyán Bence

Harmad éves,

Eötvös Loránd Tudományegyetem

Természettudományi kar

Biológia Intézet,

HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Vízi Ökológiai Intézet,

Témavezető:

Dr. Horváth Zsófia

tudományos főmunkatárs

HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Vízi Ökológiai Intézet,

Biodiverzitás és Metaközösség-ökológia Kutatócsoport



ELTE
EÖTVÖS LORÁND
TUDOMÁNYEGYETEM

1. ÖSSZEFOGLALÓ.....	3
2. BEVEZETŐ	4
2.1. Urbanizáció	4
2.2. Városi tavak	4
2.3. Zooplankton	6
3. CÉLKITŰZÉSEK	6
4. ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK	7
4.1. Mintavétel.....	7
4.2. Számolás és válogatás	9
4.3. Határozás	9
4.4. Adatok feldolgozása.....	10
5. EREDMÉNYEK.....	11
5.1. Fajok elterjedése	11
5.2. Környezeti változók	13
5.3. Az urbanizáció hatása a közösségre	14
5.4. Az urbanizáció hatása a fajszámra	17
6. DISZKUSSZIÓ	18
7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	20
8. IRODALOM	20

1. ÖSSZEFOGLALÓ

A világszerte növekvő urbanizáció miatt a természetes élőhelyek kiterjedése csökken, minőségük pedig folyamatosan romlik. Ennek köszönhetően egyre több kutatás irányul a városi élőhelyek és azok biodiverzitásának felderítésére, de még mindig kevés figyelmet kapnak a városi tavak, pedig ezek az életterek meglepően fontosak lehetnek a lokális biodiverzitás szempontjából. A jelen vizsgálat során célunk volt egy reprezentatív, 20 tóból álló minta segítségével felmérni a Budapesten és környékén található kistavak zooplankton közösségeit, és megvizsgálni, milyen hatással van az urbanizáció mértéke, valamint a tavak helyi jellemzői a közösségek összetételére és fajszáma. A felmérés során zooplankton mintákat gyűjtöttünk, vízkémiai- és egyéb háttéradatokat rögzítettünk a Budapest és környéki városi tavakból. Eredményeim azt mutatják, hogy bár az urbanizációs gradiens mentén csökken a zooplankton fajok száma, a tavak lokális tulajdonságai mégis nagyobb hatást gyakorolnak mind a zooplankton közösségek összetételére, mind a fajszáma. Tehát az urbanizáció valószínűsíthetően nem regionálisan hat ezekre a közösségekre, hanem a tavak elhelyezkedéséből adódó helyi változók által, mivel a közösségre (vezetőképesség) és a fajszáma (aljazat típusa) ható legfontosabb helyi változó is negatív kapcsolatban áll az urbanizációval. A kutatásommal szeretném felhívni a figyelmet a városi tavak megőrzésének és megóvásának fontosságára és potenciáljára a fenntarthatóbb városok kialakításához.

2. BEVEZETŐ

2.1. Urbanizáció

A Föld népessége exponenciálisan nőtt az elmúlt században, amely akkora nyomást helyezett a természetes vagy természetközeli területek átalakítására, hogy a 21. századra a földhasználat megváltozását jósolták a biodiverzitás-csökkenés legfontosabb hajtóerejének. (Sala és mtsai., 2000). Az urbanizáció fokozása pozitív kapcsolatban áll az élőhely veszteséssel (Liu és mtsai., 2016), illetve a zavartság, valamint az emberi hozzáférés miatt az urbanizációnak kitett élőhelyeken romlik a biodiverzitás. (McKinney, 2002). Ugyanakkor azt is kimutatták, hogy közepes mértékű urbanizáció mellett a növény közösségek fajgazdagsága meglepően magas (McKinney, 2008).

Gyakran úgy gondolják, hogy a megmaradó vagy a városi régióban létrehozott élőhelyek hasonló abiotikus tulajdonságokkal rendelkeznek, amelyek homogén közösségek kialakulását eredményezik (Olden, 2006). A folyamat három úton mehet végbe: (1) őshonos fajok kizárása, (2) idegenhonos fajok ember általi telepítése, (3) idegenhonos fajok megtelepedése a környezet zavartságából adódóan (McKinney, 2006).

Az urbanizáció hatásának megértése különösen fontos lehet a fejlődő országokban, ahol az éppen urbanizálódó területeken a helyes döntések meghozásával fenntartható, élhető városokat alakíthatnak ki. (Hassal, 2014).

2.2. Városi tavak

Az édesvízi élőhelyek jobban ki vannak téve a biodiverzitás veszteségnek, mint a szárazföldi élőhelyek. Öt alapvető veszélyeztető okot szoktak felsorolni: (1) invazív fajok megjelenése, (2) élőhely feldarabolódás, (3) vízszennyezés, (4) túlhasználat, (5) folyamszabályozás (Dudgeon és mtsai., 2006). Különösen alulkutatottak a témában a városi kis tavak, talán azért, mert eddig az általános elképzelés az volt, hogy ezek a kis tavak egyenkénti biodiverzitása elenyésző (Céréghino és mtsai., 2008). Azonban, ha a több tó összességére, mint rendszerre tekintünk, ezek az eltérő formájú és nagyságú, egymástól elszigetelt tavak más-más környezetet tudnak nyújtani különböző fajoknak. Ennek köszönhetően ennek a metaközösségnek a diverzitása nagyobb lehet, mint egy homogén, nagy méretű víztestnek (Davies és mtsai., 2008).

A tavak biológiai sokfélesége szempontjából fontos lehet azok elhelyezkedése. Mint a természetes, úgy a mesterséges tavak között is szükség van azokra a diszperziós eseményekre, amik segítenek fenntartani a helyi biodiverzitást (Gledhill és mtsai., 2008). Ugyanakkor ezen összeköttetések révén a városi tavakba gyakran telepített invazív fajok is teret nyerhetnek, ami a kívánt hatásnak épp az ellentétét váltja ki (Glen és mtsai, 2013).

Vízi növényeknél kimutatták, hogy az invazív fajok negatív hatással vannak az őshonos növényközösség fajsámára, sokféleségére és egyenletességére (Hejda és mtsai., 2009), a megváltozott növényközösség pedig minden bizonnyal hatással lesz a belőle táplálkozó magasabb trofikus szinteken élő élőlényekre.

A magasabb trofikus szinteken komoly problémát jelent a megunt kis kedvencek, például ékszerteknősök (*Trachemys scripta*) és aranyhalak (*Carrassius auratus*) szabadon engedése (Andrews, 1990). Természetes ragadozó hiányában gyorsan elszaporodhatnak, ezzel lépéselőnyre tehetnek szert a versenytársakhoz képest, így könnyen egyeduralkodó fajjává válhatnak, kiszorítva az őshonos fajokat (McKinney; 2006).

A városi tavak létrehozása legtöbbször nem ökológiai funkciók betöltése érdekében történik, hanem a város egyéb funkcióinak ellátására, mint például a vízgazdálkodás (Mitsch és Gosselink, 2000). A tavak rendkívül jól nyelik el a szennyező anyagokat és vonják ki őket egy időre a tápanyag körforgásból (Rai, 2008). A viharok és esőzések után a lefolyásnak köszönhetően a tóba kerülő tápanyagok megemelik a produktivitást, ebből kifolyólag a tó több széndioxidot fog elnyelni (Grasset és mtsai., 2020), végső soron pedig szerves szén raktárként fog viselkedni (Downing és mtsai, 2008). Ezen felül, városi körülmények között, a tápanyagok mellett bemosódó nehézfém ionok a növények szöveteiben vagy a talajban megkötődnek és akkumulálódnak (Rai, 2008). Ugyanakkor az utakon alkalmazott jégtelenítő só vízbe kerülése már káros lehet, például kimutatottan csökkenti a zooplankton mennyiségét a tavakban (Van Meter és mtsai., 2011).

Manapság egyre többet emlegetett tény, hogy a városi zöldövezetek pozitív hatással vannak a közegészségre (Lee és Maheswaran, 2010). Azt is bebizonyították, hogy a zöld terek biodiverzitása erősen összefügg a pszichológiai jólléttel (Fuller és mtsai., 2007). Mivelhogy a zöld területek sokféleségéhez a kis tavak is hozzájárulnak, és mint láttuk, a várost szolgáló fontos funkciókat is ellátnak, a városi tavak telepítése és megőrzése kulcsfontosságú lehet a jövőben mind ökológiai, mind társadalmi szempontból (Hassal, 2014). Azonban ehhez széleskörű összefogásra van szükség az ökológusok, szociológusok, mérnökök és politikusok részéről is (Alberti és mtsai., 2003). Továbbá elengedhetetlen a társadalom figyelmének

felhívása és a felnövő generáció ökológiai tudatosságra nevelése az oktatás megfelelő átszervezésével (Hassal, 2014).

2.3. Zooplankton

A planktonikus élőlények a vízi közösségek meghatározó tagjai. Megkülönböztethetünk termelő algákat (fitoplankton) és állati fogyasztókat (zooplankton). A fitoplankton képezi a vízi tápláléklánc alapját, míg az őket fogyasztó zooplankton köti össze a termelőket a magasabb trofikus szinten lévő fogyasztókkal: makrogerinctelenekkel, halakkal, kételtűekkel, stb, ezzel meghatározó szerepet játszva a tápanyag-körforgásban (Sternér, 2009). A táplálékláncra az urbanizáció kétféleképpen hathat a zooplankton közösségeken keresztül: (1) a megváltozó abiotikus körülmények: tápanyagok, fény, hőmérséklet, stb; befolyásolják a fitoplanktont, ezáltal a primer produktót, ami táplálékul szolgál a zooplanktonnak. (2) az emberi hatás megváltoztatja az őket kontrolláló ragadozó csoportok dinamikáját például invazív halak hozzáadásával a közösséghez (McQueen és mtsai. 1986).

A nem jól funkcionáló, nem elég fajgazdag és alacsony egyedsűrűségű zooplankton közösség a városi ember számára is látványos jelenséget eredményez, mivel ők szabályozzák a fitoplankton biomasszáját (Sternér, 2009; Peretyatko és mtsai, 2009). A csoport hiányában hypereutortóf tavak alakulhatnak ki, potenciálisan teret adva toxikus alga virágzásoknak (Peretyatko és mtsai., 2009), illetve az emberre nézve más veszélyes patogének is táplálékul szolgálnak a csoport egyes tagjainak (Fayer és mtsai, 2000), ezért egészségügyi szempontból is fontos lehet a jelenlétük. Ennek a fontos funkciókat betöltő csoportnak a vizsgálatával sok információt kaphatunk egy tó állapotáról, mivel kulcsfontosságú szerepet játszanak a közösség és az ökoszisztéma működésében.

3. CÉLKITŰZÉSEK

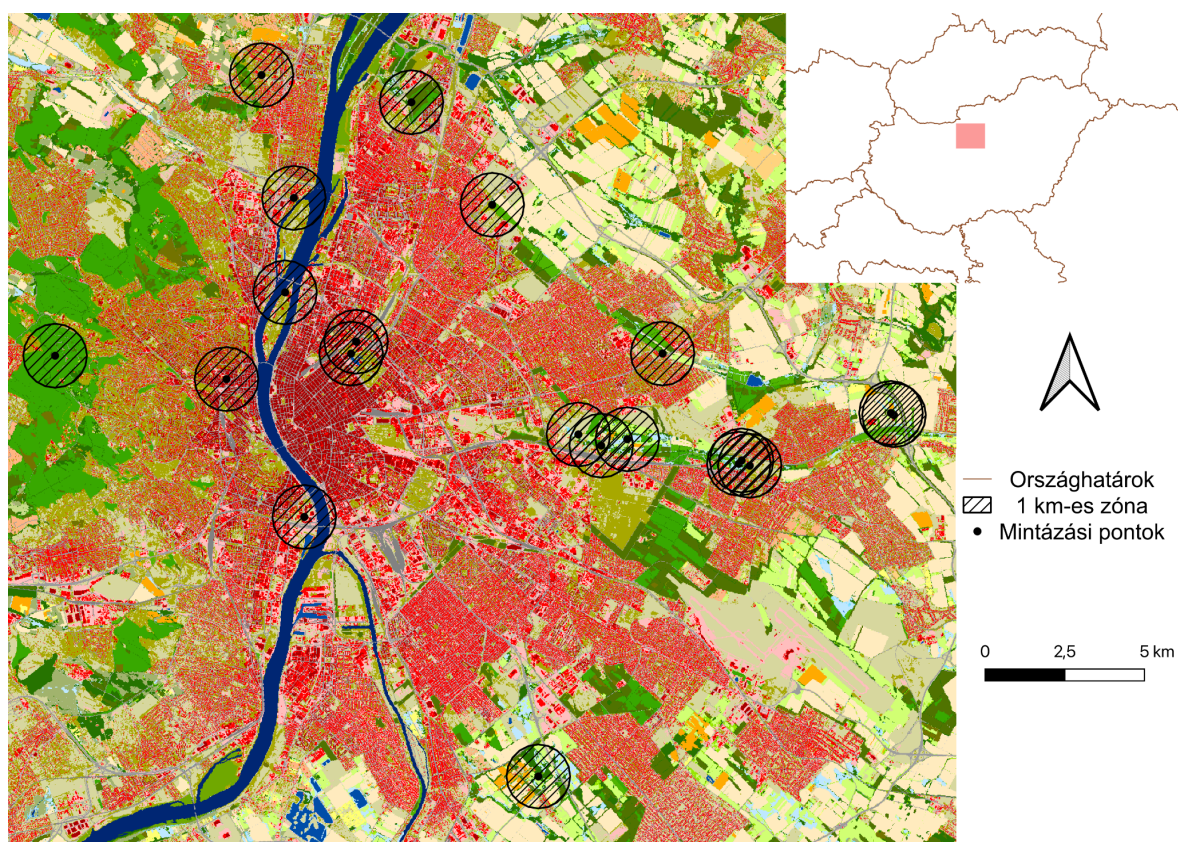
Kutatásom célja, hogy megvizsgáljam, van-e hatása az urbanizációnak a városi tavak zooplankton közösségeinek összetételére és fajsámára. Ezen belül célom meghatározni, hogy melyek az erre ható legfontosabb tényezők a tavak lokális tulajdonságai közül, és hogy a lokális változóknak vagy az urbanizációnak van nagyobb hatása a közösségre és a fajsámra.

4. ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

4.1. Mintavétel

A mintákat 2022 május és június között gyűjtöttük, a MyPond - Az én kistavam országos felmérés keretein belül, előre meghatározott városi tavakból Budapesten és közvetlen környékén. Az egyes tavakból a méretükkel standardizálva 3-10 liter vizet gyűjtöttünk össze, a tó több pontjáról merítve, amit egy 30 μ m lyukbőségű standard planktonhálón átszűrve, 70%-os etanol keverékben tartósítottunk.

A dolgozatban használt tavak kiválasztásához a NÖSZTÉP (Agrárminisztérium, 2019) országos alaptérkép alapján QGIS program (QGIS development team, 2022) segítségével urbanizációs indexet számoltunk: a tavakat koordinátaik alapján elhelyeztük a térképen és körjük 1 km-es pufferezónát adtunk; az így kapott területből raszter számolás útján megkaptuk, hogy a terület hány százaléka mesterséges és mennyi a zöld terület. Ez alapján kiválasztottunk egy 20 városi kistóból álló mintasorozatot, amely az általunk számolt urbanizációs index alapján egy grádiensre illeszkedik.



1. ábra; Magyarország Ökosisztéma-alaptérképe alapján a budapesti városi tavak elhelyezkedése és az 1 km-es körzetük. Saját munka

1. táblázat; A vizsgált tavak és koordinátáik

Kód	Szélesség	Hosszúság	Név
PW71	47,51661	18,95545	Béka-tó
PW28	47,39839	19,15665	Soroksár Botanikus Kert
PW51	47,49967	19,30509	Csali-tó
PW52	47,50027	19,30384	Csali-tó mellett
PW32	47,49309	19,19393	Bombatólcsér - 1
PW31	47,48556	19,24492	Bombatólcsér - 2
PW35	47,58783	19,10407	Rex állatsziget
PW25	47,53444	19,05131	Margit sziget
FW1	47,49131	19,18303	Bombatólcsér - 3
PW11	47,51715	19,20869	Rákosmezei örszolgálathoz tartozó névtelen tó
PW62	47,49446	19,17353	Védett tó
PW43	47,55900	19,13774	Szilas-tó
PW30	47,48613	19,24038	Vegyi-tó
PW29	47,48705	19,24151	Vegyi-tó melletti névtelen tó
PW15	47,47135	19,05931	Infopark
PW37	47,59547	19,04148	Götés-tó 2
PW39	47,56097	19,05498	Grafisoft park
PW10	47,51722	19,07882	Városligeti-tó
PW8	47,52058	19,08095	Állatkert Holnemvolt Park
PW61	47,51007	19,02690	Széllkapu

A mintavétel megkezdése előtt a helyszínen szemmel meghatároztuk a nyílt víz arányát, az aljzat típusát és a halak jelenlétét, majd megkezdjük a vízminták gyűjtését. Először a tavak két ellentétes oldaláról vettünk vizet, hogy azokban egyenként megmérjük a pH-t és a

vezetőképességet hordozható terepi műszer használatával (HANNA Combo meter HI98129). A dolgozatban a két ponton mért érték átlagát használtam. A többi méréshez 10 különböző pontról vettük a vizet és abban Aquapen segítségével megmértük a klorofill-a koncentrációt, majd a vizet elraktuk a tápanyag koncentrációk: összes nitrogén (TN), összes foszfor (TP), összes szerves szén (TOC); és a fémionok koncentrációk: Al, As, Ba, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Ni, Zn laboratóriumi meghatározásához. A tó területét utólag QGIS program használatával határozták meg.

4.2. Számolás és válogatás

A begyűjtött zooplankton mintákat először sztereomikroszkópban nagyobb csoportok (Cyclopoida, Calanoida, Harpacticoida, *Daphnia*, *Ceriodaphnia*, *Bosmina*, Chydoridae, *Scapfiloberis*, *Simoncephalus*, Ostracopoda és naupli lárva) szerint szétválogattam és megállapítottam az abundancia viszonyokat.

Ehhez először leszűrtem az alkoholos mintát a mintavételkor használt lyukbőségűvel megegyező (30 µm) planktonhálón keresztül, majd meghatározott koncentrációra hígítottam. Homogenizálás után almintákat vettem belőle. Az abundancia viszonyok megállapítására elfogadott módon egy mintában legalább 200 egyedet számoltam meg. Amennyiben az első almintá még nem tartalmazott legalább ennyi állatot, akkor újabb almintát vagy almintákat vettem, míg a teljes mintában megszámlolt összegyedszám el nem érte vagy meg nem haladta a 200-at. Az egy csoportba tartozó egyedeket külön üvegfiolákban gyűjtöttem és 70%-os etanol keverékben tartósítottam a fajmeghatározásig.

4.3. Határozás

A szétválogatás után a Copepoda és Cladocera csoportok egyedeit, amennyiben lehetséges volt, faj szinten is meghatároztam fénymikroszkópban a releváns hazai határozókulcsok segítségével (Gulyás és Forró, 1999; Gulyás és Forró, 2001).

Ehhez a Cladocera csoport esetében felnőtt nőstényekből készítettem glicerines preparátumot úgy, hogy a határozás szempontjából fontos bélyegek a fénymikroszkópban láthatóak legyenek. A Copepoda csoport esetén felnőtt, lehetőleg petés nőstényekből, valamint a Calanoida rend esetében felnőtt hímekből készítettem glicerines preparátumot. A Copepoda preparátumokhoz az egyedeket felboncoltam, hogy a határozás szempontjából fontos bélyegek (5. láb) láthatóak legyenek.

4.4. Adatok feldolgozása

Az adatelemzést a R statisztikai programnyelv (R Core Team, 2021) segítségével végeztem, a “vegan” (Oksanen és mtsai., 2022) csomag használatával. A változók normalitását Shapiro-Wilk teszttel ellenőriztem és ennek sérülése esetén logaritmikusan transzformáltam az adatokat. Ez az alábbi változókat érintette: klorofill-a koncentráció, a tó területe, nyílt víz aránya, vezetőképesség, TN, TP, TOC. A fémion koncentrációk adatain főkomponens analízist (PCA) hajtottam végre dimenzió redukálás céljával, majd az első tengely koordinátáit használtuk a további elemzésekben. Ezek után páronkénti korrelációs tesztet végeztem a lokális változókon és a többi változóval legtöbbször korreláló adatot (TOC) kizártam a vizsgálatokból. A denzitás-alapú közösség-adatokat Hellinger-transzformációnak vettem alá.

A közösségek összehasonlítására és a fajok varianciájára nézve legfontosabb környezeti tényezők meghatározására redundancia-analízist végeztem (RDA), a fajszámot legjobban leíró változók kimutatásához többszörös lineáris regressziós modellt (MLR) használtam, mindkét esetben ‘stepwise’ modell szelekció alkalmazásával. A regionális és lokális paraméterek relatív hatásának kimutatásához mind a fajszám, mind a közösségek hasonlósága esetében variancia particionálást végeztem.

A fajok gyakoriságának vizsgálatát lineáris regresszió tesztel végeztem, ahol a fajok tavakban lévő átlagos egyedszáma és előfordulása (tavak száma) közötti kapcsolatot kerestem. Ehhez a literenkénti átlagos egyedszámot tartalmazó adatsort nyolcadik gyök alatt transzformálni kellett a normalitás sérülése miatt.

A vizsgálatban szereplő összes környezeti változó összehasonlítására főkomponens analízist hajtottam végre, ahol az adatok standardizált formáját használtam. A lokális változók összevetését a zooplankton közösségek adataival (fajszám, egyedszám) különböző egyváltozós statisztikai tesztek segítségével végeztem. Az aljzat típusának és a fémion PCA1-nek a hatását a fajszámra t-tesztel és Pearson-féle korrelációs tesztel vizsgáltam. Illetve a vezetőképesség és a tavak össz-zooplankton denzitásának összefüggését ismét lineáris regresszió tesztel határoztam meg. Ehhez a denzitást tartalmazó adatsort negyedik gyök alatt transzformálni kellett a normalitás sérülése miatt.

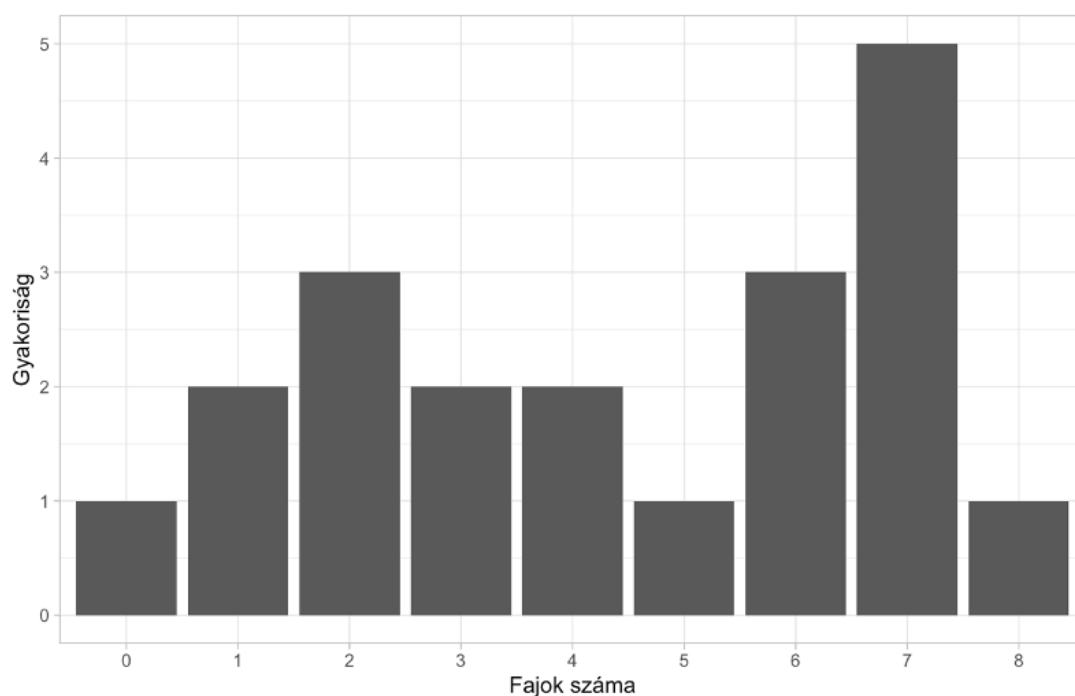
2. táblázat; A mért lokális változók táblázatos összefoglalása

Változó neve	Változó típusa	Átlag	Minimum	Maximum
Halak jelenléte	Bináris (0 = nincs jelen vagy 1 = jelen van)			
Aljzat típusa	Bináris (0 = természetes vagy 1 = mesterséges)			
Terület [m ²]	Folytonos	388,86	41,00	885,00
Klorofill-a fluoreszcencia [Ft]	Folytonos	373,20	11,00	2949,00
pH	Folytonos	7,30	5,43	8,45
Nyílt víz aránya (%)	Folytonos	81,25	5,00	100,00
Vezetőképeség [μS/cm]	Folytonos	1563,28	390,00	4000,00
Összes nitrogén (TN) koncentrációja [mg/L]	Folytonos	3,45	0,40	19,00
Összes foszfor (TP) koncentrációja [μg/L]	Folytonos	312,55	25,00	1188,00
Összes szerves szén (TOC) koncentrációja [mg/L]	Folytonos	14,88	1,50	43,00
Fémion PCA1	Folytonos	0,00	-1,83	6,33

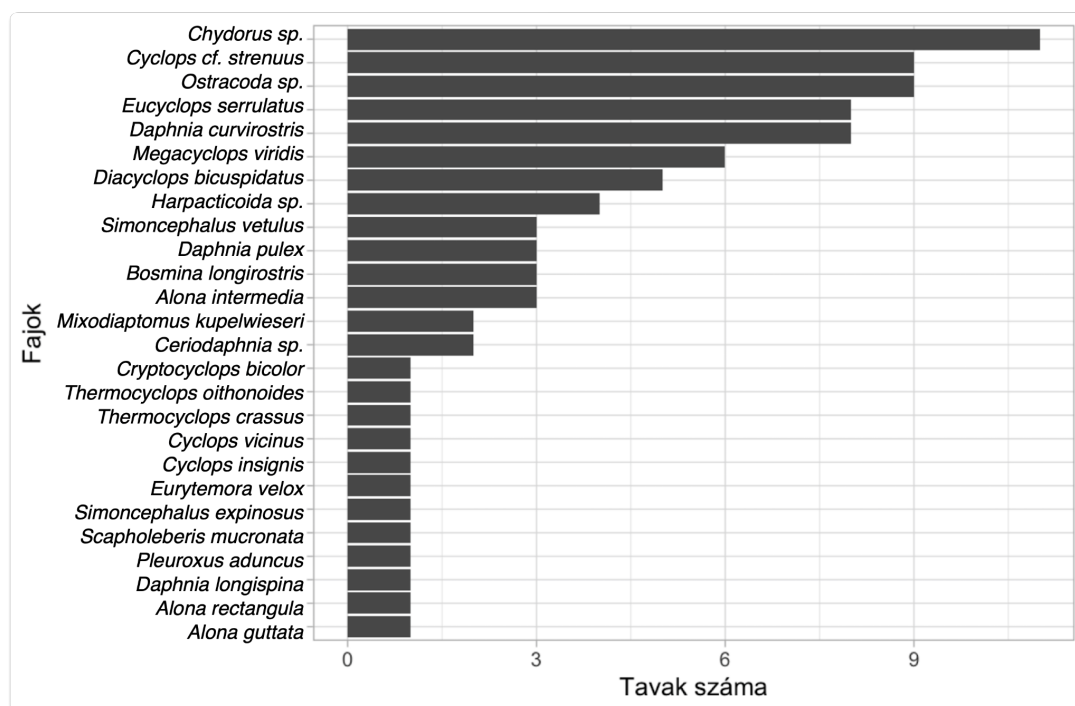
5. EREDMÉNYEK

5.1. Fajok elterjedése

A tavakból gyűjtött mintákból összesen 26 taxont tudtam elkülöníteni. Minden mintában találtam egyedeket, de nem minden esetben voltak határozásra alkalmas állapotban. A PW11 kóddal ellátott tó volt az egyetlen, amiben nem tudtam semmilyen taxont meghatározni, mivel az itt gyűjtött mintában csak juvenilis állatok voltak. A leggyakoribb esetben a tavakból vett mintákban 7 taxont találtam (2. ábra).



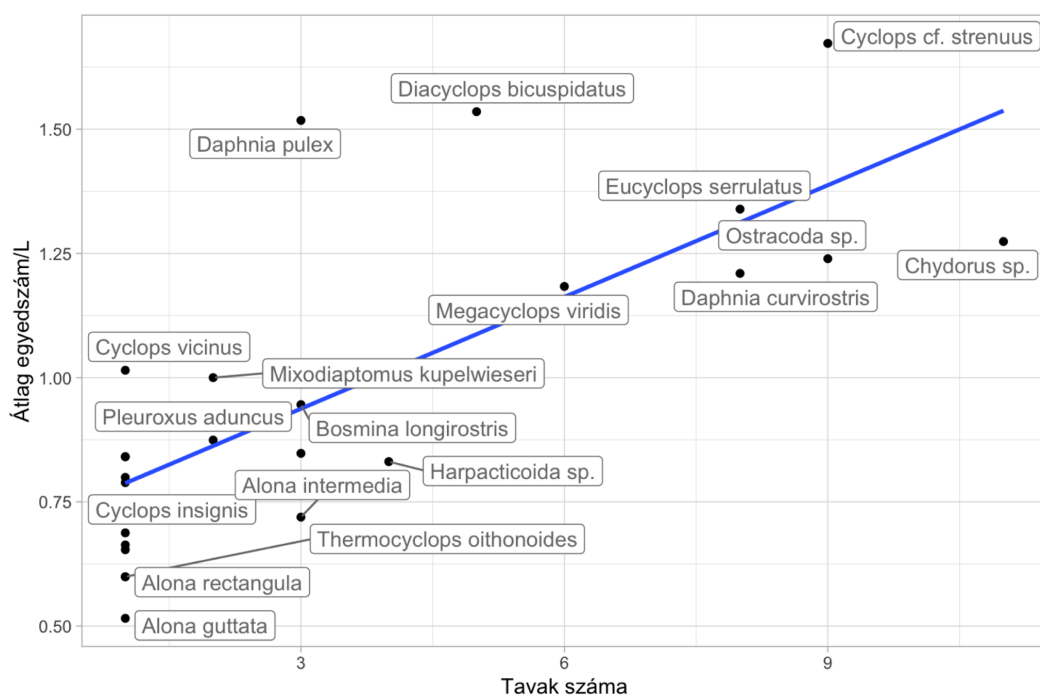
2. ábra; A tavak fajszámának gyakoriság-eloszlása. Saját munka



3. ábra; A fajok előfordulásának gyakorisága. Saját munka

A legtöbbször előforduló taxon a *Chydorus sp.* volt (3. ábra). Általánosságban elmondható, hogy a gyakori fajok átlagosan nagyobb egyedsűrűségben voltak jelen a tavakban ($R^2 = 0,56$; $p < 0,001$; 4. ábra). A fajok közül, amiket sikeresen meg tudtam határozni, a

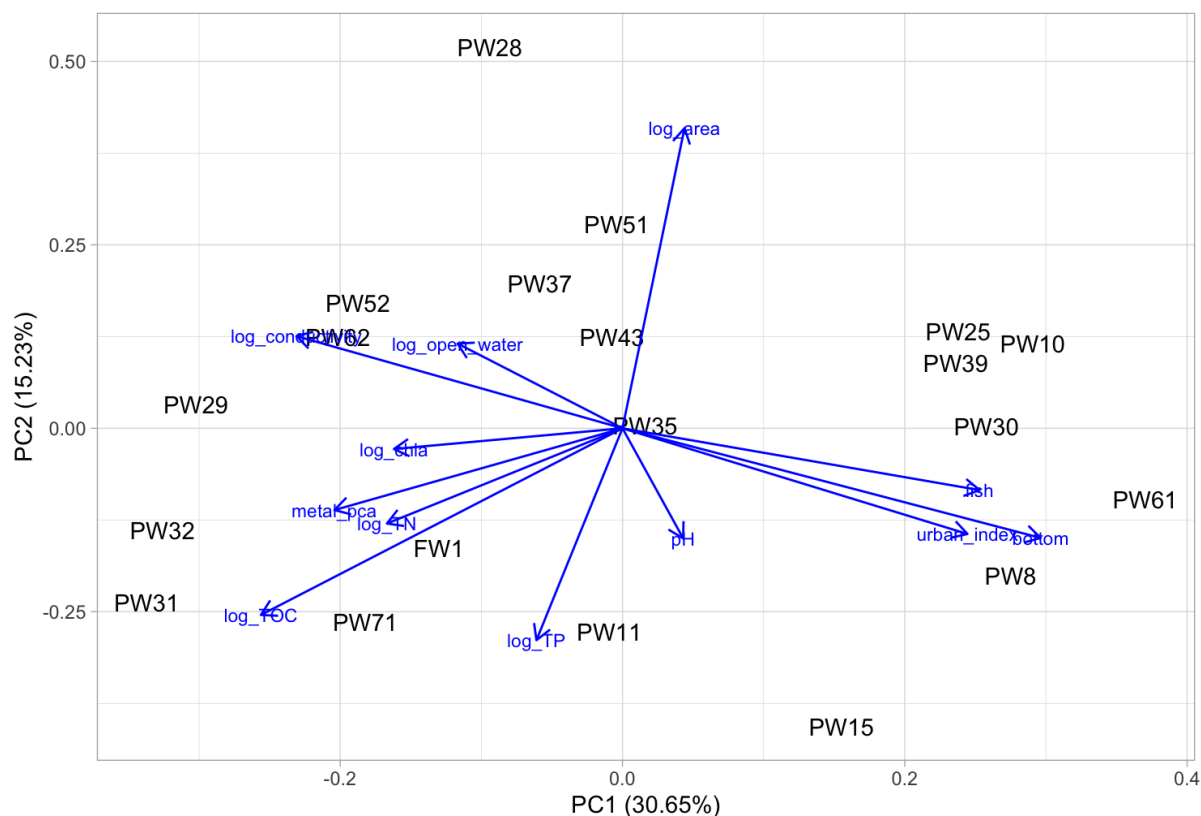
legelterjedtebb és átlagosan a legnagyobb egyedszámban jelenlévő faj a *Cyclops cf. strenuus* volt. Ezen felül a Copepoda és a Cladocera csoportnál is megfigyelhetjük, hogy bizonyos képviselői a csoportnak vagy ritkán, de tömegesen (*Diacyclops bicuspidatus*, *Daphnia pulex*) vagy gyakran, viszont kisebb egyedszámban (*Eucyclops serrulatus*, *Daphnia curvirostris*) fordultak elő (4. ábra). A legritkább fajok az *Alona* nemzetségbe tartoztak.



4. ábra; A fajok átlagos egyedszáma a tavak számának függvényében. Az átlagos egyedszámot a jobb láthatóság miatt nyolcadik gyök alatt transzformáltam. Az adatokra illesztett kék egyenes a változók közötti lineáris összefüggést ábrázolja. Saját munka

5.2. Környezeti változók

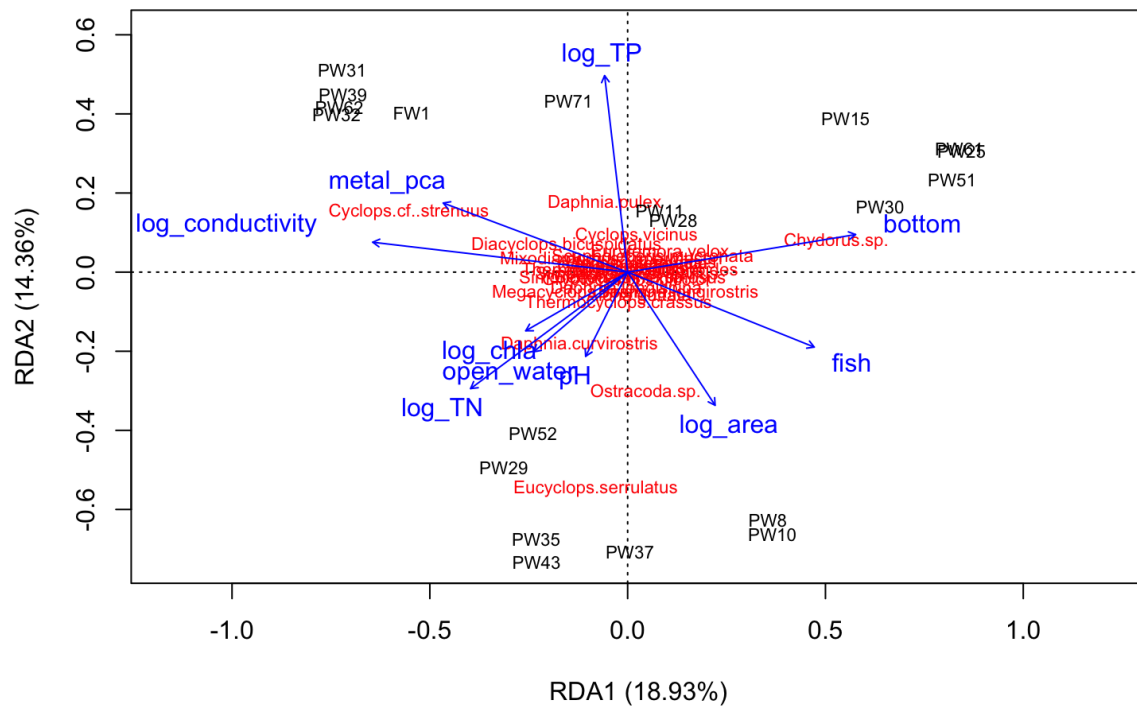
A dolgozatban felhasznált összes változó főkomponens analízisének két főtengele a variancia 45,88%-át magyarázza. A PCA alapján a vizsgált tavak közül egy csoport jobban elkülönül a többitől. A tavaknak erre a csoportjára volt legjellemzőbb az urbanizáció és ebből adódóan a mesterséges aljzat típus is. Ezekkel a paraméterekkel erősen összefügg a halak jelenléte is a tavakban (5. ábra).



5. ábra; A dolgozatban vizsgált összes változó főkomponens analízise (PCA). Az PCA első két tengelye a variancia 45,88%-át magyarázza. Az ábra pontjai a tavak, a kék nyilak a vizsgált változók. Saját munka

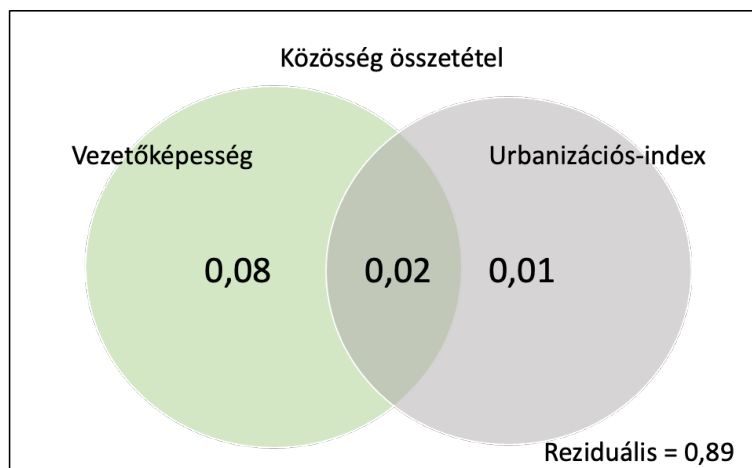
5.3. Az urbanizáció hatása a közösségre

A *Chydorus* sp. előfordulását legjobban az aljzat típusa határozza meg. A *Cyclops* cf. *sternuus* előfordulását a vezetőképesség és a fémionok jelenléte magyarázza. Az *Eucyclops serrulatus* előfordulása egyedi, de nem társítható semmilyen környezeti paraméterhez. Az egyes *Daphnia* fajok a jó tápanyag ellátottságú tavakban fordultak elő: a *D. pulex* a foszforban gazdag, míg a *D. curvirostris* a nitrogénben és klorofill-a-ban gazdag, nyílt vizű tavakra volt jellemző. A többi taxon előfordulására a vizsgált környezeti változóknak kevesebb hatása volt, ezért ezek a 6. ábra közepén helyezkednek el.



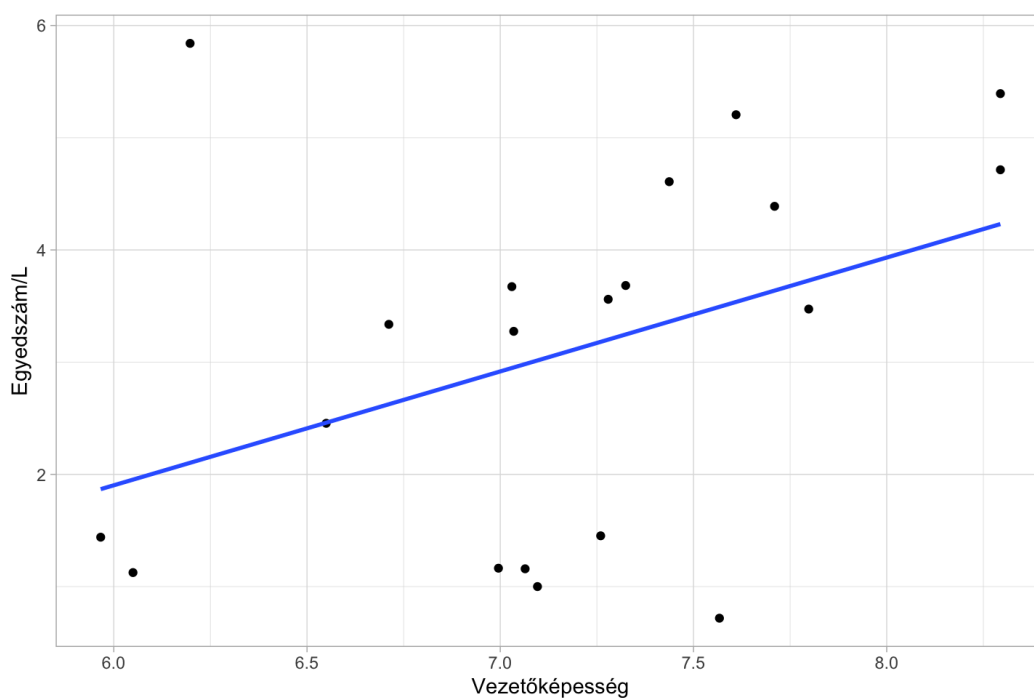
6. ábra; A közösség és a rá ható lokális környezeti változók redundancia analízise (RDA). A redundancia analízis (RDA) első két tengelye a teljes variancia 33,29%-át magyarázza. Az ábra pontjai az egyes tavak, a piros feliratok a fajok, a kék nyilak a vizsgált környezeti változók. Saját munka

A stepwise modell szelekció eredményeként a vizsgált lokális paraméterek közül a vezetőképességnek van szignifikáns ($p = 0,006$) hatása a tavak zooplankton közösségeire. Az urbanizációs-indexszel összevetve kiderült, hogy a vezetőképesség a közösség összetétel variációjának a 8%-át, míg az urbanizációs-index csak az 1%-át magyarázza. Közösén 2%-ot magyaráznak és 89% magyarázatlan variancia marad vissza (7. ábra).



7. ábra; A közösségre ható legfontosabb lokális tulajdonság és az urbanizációs index variancia particionálása. Saját munka

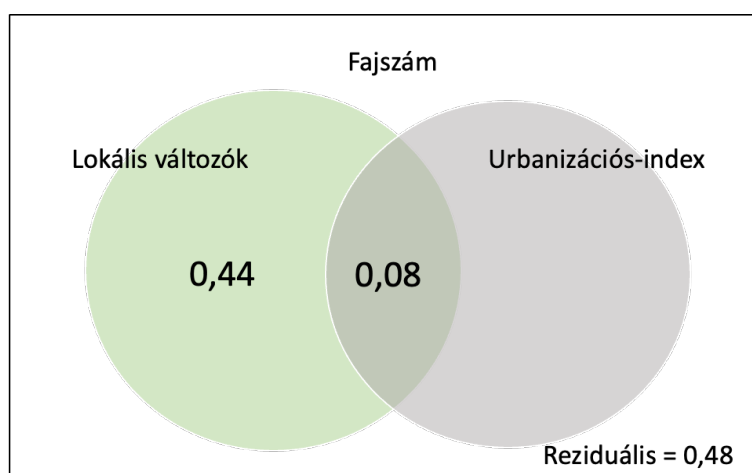
Ez azt jelenti, hogy a variancia legnagyobb hányadát nem az általunk mért paraméterek befolyásolják, ugyanakkor az is elmondható, hogy az urbanizációnak csak alacsony direkt hatása van a zooplankton közösségek összetételére. Viszont, marginálisan szignifikáns pozitív lineáris összefüggést találtunk a vezetőképesség és a tavak zooplankton biomasszája között ($R^2 = 0,16$; $p = 0,08$; 8. ábra)



8. ábra; a tavakban talált állatok denzitása a vezetőképesség függvényében. Az adatokra fektetett kék egyenes a változók közötti lineáris összefüggést ábrázolja. Az egyedsűrűséget a jobb ábrázolhatóság miatt negyedik gyök alatt transzformáltam. Saját munka

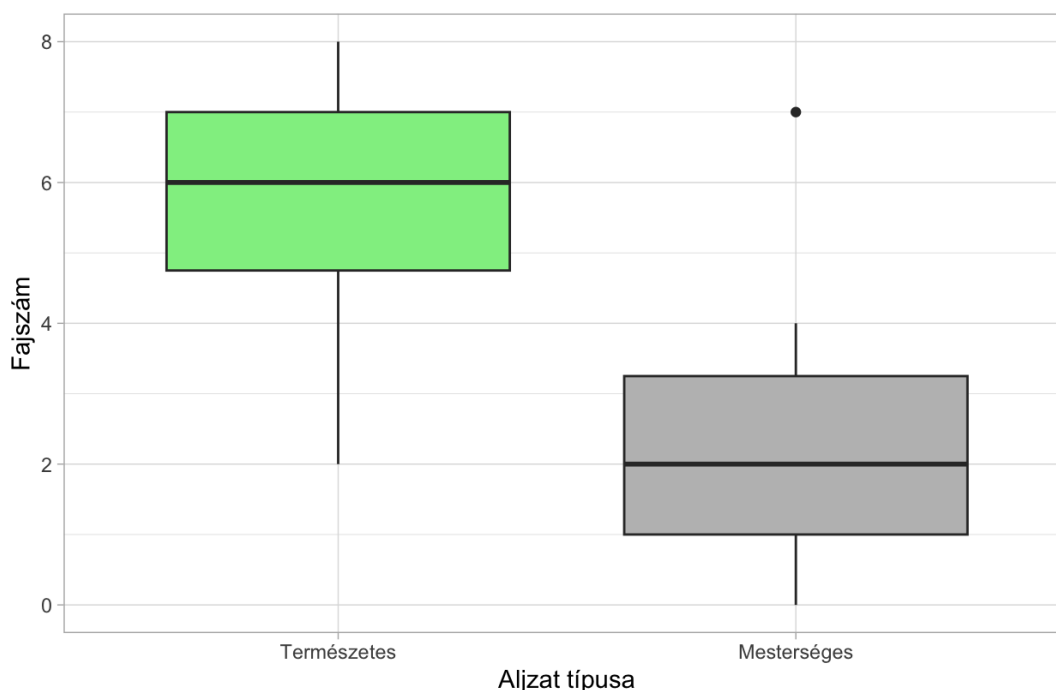
5.4. Az urbanizáció hatása a fajszámra

A többszörös lineáris regressziós modellek szelekciója alapján a fajszámra ható legfontosabb lokális változók az aljzat típusa ($p < 0,001$) és a tavak fémion tartalmának PCA1 tengelyén felvett értéke ($p = 0,019$). A két helyi paraméter és az urbanizációs-index variancia particionálásának az eredménye, hogy a tavak lokális tulajdonságai a fajszám variációjának a 44%-át magyarázzák, míg az urbanizáció egyedül semmit. Közösén 8%-ot magyaráznak és 48% magyarázatlan variancia marad vissza (9. ábra).



9. ábra; A fajszámra ható legfontosabb lokális tulajdonság és az urbanizációs index variancia particionálása. Saját munka

Tehát, az urbanizációnak nincs hatása a tavak fajszámára, hanem leginkább a helyi hatásoknak van. Azonban az urbanizáció ezen belül erősen összefügg a mesterséges aljzattípussal (5. ábra). Szignifikánsan ($p = 0,005$) kevesebb faj volt jelen a mesterséges aljzatú tavakban, mint azokban, amelyek természetes aljzattal rendelkeznek (10. ábra).



10. ábra; Az aljzat típusának hatása a kistavak fajszámára. Saját munka

A fémion PCA1 tengelyén a legtöbb kistó negatív értéket kapott és a vizsgált fémionok többsége alacsony koncentrációban volt bennük jelen, ezért ez a változó nagyon gyenge negatív korrelációt mutatott az urbanizációs indexszel (5. ábra, $\text{cor} = -0,22$; $p = 0,35$). Azokban a tavakban, amelyek a fémion PCA első tengelyén nagy, pozitív értékeket kaptak a króm (Cr), nikkelt (Ni), mangán (Mn) voltak a legjellemzőbb fémek és ezeknek a tavaknak a fajszáma is alacsony volt. A többi tó esetében egyaránt megfigyelhetők voltak alacsony és magas fajszám értékek is.

6. DISZKUSSZIÓ

Kutatásunk célja az volt, hogy kiderítsük, van-e hatása az urbanizációnak a budapesti városi tavak zooplankton közösségeire és fajszámára, illetve hogy az urbanizációnak vagy a tó lokális tulajdonságainak van-e nagyobb hatása. További célunk volt, hogy a közösség és a fajszám szempontjából megállapítsuk, melyik környezeti paraméter a legfontosabb. Kérdéseink megválaszolásához egy reprezentatív, 20 tóból álló mintasorozatot gyűjtöttünk Budapesten és környékén, amely az általunk számolt urbanizációs gradiensre illeszkedett. Eredményeink azt mutatják, hogy az urbanizációnak csekély hatása van a közösségekre, és a fajszámra szinte semmi, viszont a rájuk ható legfontosabb lokális tulajdonságok mind kapcsolatban állnak a

városiasodással. A közösségekre nézve a vezetőképességet, a fajszámra pedig az aljzat típusát és a tavak fémion tartalmát találtuk szignifikáns hatású tulajdonságnak.

Kutatásunk azt mutatja, hogy a városi tavak zooplankton közösségeire a vezetőképességnek van a legerősebb hatása. A legnagyobb vezetőképességű tavak a PW31 és PW32 bombatólcsérek voltak, ahol a jellemző faj a *Cyclops* cf. *sternuus* volt (6. ábra), ezek a tavak egyben a legnagyobb zooplankton biomasszájú tavak közé tartoztak (8. ábra). Hasonló eredményekre jutott Soto és De Los Rios (2006) azzal a különbséggel, hogy ők a Calanoida rend tagjait találták dominánsnak az ilyen típusú tavakban.

A magas vezetőképesség városi környezetben utalhat a közlekedés okozta nehézfémion szennyezésre is (Beak és An, 2010). Bár ezek a tavak nem közvetlenül utak mellett helyezkedtek el, a dolgozatban vizsgált tavak közül a PW31 és PW32 bombatólcsérekre volt jellemző a legmagasabb nehézfémion koncentráció. Ezeknek a tavaknak a fajszáma alacsony volt és a *Cyclops* cf. *sternuus* dominált bennük. Ez az eredmény párhuzamba állítható olyan kutatásokkal (Shen és mtsai., 2021; Gagneten és Paggi, 2009), amelyek a Copepoda előtt a Rotifera csoportot tartották legellenállóbbnak a szennyezéssel szemben, de mi ezt a taxont ebben a dolgozatban nem vizsgáltuk.

Mindezek tudatában elmondhatjuk, hogy a nehézfémionokkal szennyezett, magas vezetőképességű élőhelyek kevés fajnak adnak otthont és a sikeresen megtelepedő Copepoda fajok könnyen monopolizáló fajjá válhatnak.

Eredményeink fontos változóként mutattak rá az aljzat típusára a fajszám szempontjából. Természetes aljzat hiányában nem tudnak a vízben megtelepedni olyan vízi makrofita növények, amelyek a nyílt vízhez képest eltérő élettereket tudnának biztosítani. Ezek az életterek búvóhelyként szolgálnak a zooplankton számára, hozzájárulva az élőhelyek heterogenitásához (Perrow és mtsai., 1999). A napi horizontális migráció (DHM) tavakban jól ismert jelenség (Timms és Moss 1984, Jeppesen és mtsai 1998). A folyamat eredményeként planktivor halak jelenlétében a zooplankton nappal a tavak szélét, a vízinnövények közötti teret preferálja. Tehát a vízi növények által nyújtott menedék meghatározó lehet a zooplankton fajok elterjedésében, sőt különösen fontos szerepet játszik a nagyobb testméretű *Daphnia* fajok előfordulásában (Perrow és mtsai, 1999).

A dolgozatban kapott eredmény összhangban van a fenti állítással, ugyanis a mesterséges aljzatú kistavakra a legjellemzőbb taxon a kistestű *Chydorus* sp. volt (6. ábra), és ezekben a tavakban tipikus volt a halak jelenléte is (5. ábra), tehát itt volt legnagyobb az általuk okozott predációs nyomás.

Végeredményben elmondhatjuk, hogy a városi tavak zooplankton diverzitását a lokális változók határozzák meg, ugyanakkor nem szabad eltekintünk az urbanizáció hatásától. A 21. században egyre növekvő problémát fog okozni a természetes élőhelyek átalakítása. Kutatásunk eredménye segítséget nyújt a városi élőhelyek jobb megértéséhez és rávilágít a bennük rejlő lehetőségekre az élhetőbb városok kialakításához.

7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretném kifejezni köszönetemet az Éghajlatváltozás Multidiszciplináris Nemzeti Laboratórium (RRF-2.3.1-21-2022-00014) projektnek, hogy a terepi munkát és a laboratóriumi elemzéseket finanszírozta, valamint az MTA Fenntartható Fejlődés és Technológiák Nemzeti Program (FFT NP FTA) támogatását.

Köszönet a MyPond - Az én kistavam csapatának, aki részt vett a környezeti adatok rögzítésében és a minták begyűjtésében, név szerint: Barta Barbara, Dr. Szabó Beáta, Márton Zsuzsanna, Dr. Andrew Hamer, Dr. Irene Tornero, Laskai Csilla, Fierpasz Ádám, Huynh Ngoc Thu Huong, Gergáczy Bence, valamint Dr. Dobosy Péternek és csoportjának a vízkémiai elemzésekért, Dr. Vad Csabának a Copepoda csoport fajra való elemzésekor nyújtott segítségével és Barta Barbarának, hogy bevezetett a QGIS világába.

Nem tudok elég hálás lenni témavezetőmnek, Dr. Horváth Zsófiának a rengeteg türelemért és segítségért, amit az egész kutatás során nyújtott nekem.

8. IRODALOM

Alberti, Marina, John M Marzluff, Eric Shulenberger, Gordon Bradley, Clare Ryan, and Craig Zumbrunnen. n.d. "Integrating Humans into Ecology: Opportunities and Challenges for Studying Urban Ecosystems."

Agrárminisztérium (2019). Ökoszisztéma-alaptérkép és adatmodell kialakítása. Magyarország Ökoszisztéma-alaptérképe DOI: 10.34811/osz.alapterkep

Andrews, C. 1990. "The Ornamental Fish Trade and Fish Conservation." *Journal of Fish Biology* 37 (sA): 53–59. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb05020.x>.

- Baek, Yong-Wook, and Youn-Joo An. 2010. "Assessment of Toxic Heavy Metals in Urban Lake Sediments as Related to Urban Stressor and Bioavailability." *Environmental Monitoring and Assessment* 171 (1–4): 529–37. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1297-7>.
- Céréghino, R., J. Biggs, B. Oertli, and S. Declerck. 2008. "The Ecology of European Ponds: Defining the Characteristics of a Neglected Freshwater Habitat." *Hydrobiologia* 597 (1): 1–6. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9225-8>.
- Davies, Bella, Jeremy Biggs, Penny Williams, Mericia Whitfield, Pascale Nicolet, David Sear, Simon Bray, and Steve Maund. 2008. "Comparative Biodiversity of Aquatic Habitats in the European Agricultural Landscape." *Agriculture, Ecosystems & Environment* 125 (1–4): 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.10.006>.
- Downing, J. A., J. J. Cole, J. J. Middelburg, R. G. Striegl, C. M. Duarte, P. Kortelainen, Y. T. Prairie, and K. A. Laube. 2008. "Sediment Organic Carbon Burial in Agriculturally Eutrophic Impoundments over the Last Century: SEDIMENT ORGANIC CARBON BURIAL." *Global Biogeochemical Cycles* 22 (1): n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2006GB002854>.
- Dudgeon, David, Angela H. Arthington, Mark O. Gessner, Zen-Ichiro Kawabata, Duncan J. Knowler, Christian Lévêque, Robert J. Naiman, et al. 2006. "Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges." *Biological Reviews* 81 (02): 163. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>.
- Fayer, Ronald, James M. Trout, Elizabeth Walsh, and Rebecca Cole. 2000. "Rotifers Ingest Oocysts of *Cryptosporidium Parvum*." *The Journal of Eukaryotic Microbiology* 47 (2): 161–63. <https://doi.org/10.1111/j.1550-7408.2000.tb00026.x>.
- Fuller, Richard A, Katherine N Irvine, Patrick Devine-Wright, Philip H Warren, and Kevin J Gaston. 2007. "Psychological Benefits of Greenspace Increase with Biodiversity." *Biology Letters* 3 (4): 390–94. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0149>.
- Gagneten, A. M., and J. C. Paggi. 2009. "Effects of Heavy Metal Contamination (Cr, Cu, Pb, Cd) and Eutrophication on Zooplankton in the Lower Basin of the Salado River (Argentina)." *Water, Air, and Soil Pollution* 198 (1–4): 317–34. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9848-z>.
- Gledhill, David G., Philip James, and David H. Davies. 2008. "Pond Density as a Determinant of Aquatic Species Richness in an Urban Landscape." *Landscape Ecology* 23 (10): 1219–30. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9292-x>.

- Glen, Alistair S., Roger P. Pech, and Andrea E. Byrom. 2013. "Connectivity and Invasive Species Management: Towards an Integrated Landscape Approach." *Biological Invasions* 15 (10): 2127–38. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0439-6>.
- Grasset, Charlotte, Sebastian Sobek, Kristin Scharnweber, Simone Moras, Holger Villwock, Sara Andersson, Carolin Hiller, et al. 2020. "The CO₂-equivalent Balance of Freshwater Ecosystems Is Non-linearly Related to Productivity." *Global Change Biology* 26 (10): 5705–15. <https://doi.org/10.1111/gcb.15284>.
- Gulyás, P. and Forró, L. 1999. „Az ágascsapú rákok (Cladocera) Kishatározója „
- Gulyás, P. and Forró, L. 2001. „Az evezőlábú rákok (Calanoida és Cyclopoida) alrendjeinek kishatározója”
- Hassall, Christopher. 2014. "The Ecology and Biodiversity of Urban Ponds." *WIREs Water* 1 (2): 187–206. <https://doi.org/10.1002/wat2.1014>.
- Hejda, Martin, Petr Pyšek, and Vojtěch Jarošík. 2009. "Impact of Invasive Plants on the Species Richness, Diversity and Composition of Invaded Communities." *Journal of Ecology* 97 (3): 393–403.
- Jeppesen, Erik, Torben L. Lauridsen, Timo Kairesalo, and Martin R. Perrow. 1998. "Impact of Submerged Macrophytes on Fish-Zooplankton Interactions in Lakes." In *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes*, edited by Erik Jeppesen, Martin Søndergaard, Morten Søndergaard, and Kirsten Christoffersen, 131:91–114. Ecological Studies. New York, NY: Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0695-8_5.
- Lee, A. C. K., and R. Maheswaran. 2011. "The Health Benefits of Urban Green Spaces: A Review of the Evidence." *Journal of Public Health* 33 (2): 212–22. <https://doi.org/10.1093/pubmed/fdq068>.
- Liu, Zhifeng, Chunyang He, and Jianguo Wu. 2016. "The Relationship between Habitat Loss and Fragmentation during Urbanization: An Empirical Evaluation from 16 World Cities." Edited by Paulo De Marco Júnior. *PLOS ONE* 11 (4): e0154613. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154613>.
- McKINNEY, Michael L. 2002. "Urbanization, Biodiversity, and Conservation." *BioScience* 52 (10): 883. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2).
- McKinney, Michael L. 2006. "Urbanization as a Major Cause of Biotic Homogenization." *Biological Conservation* 127 (3): 247–60. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>.

- McKinney, Michael L. 2008. "Effects of Urbanization on Species Richness: A Review of Plants and Animals." *Urban Ecosystems* 11 (2): 161–76. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>.
- McQueen, Donald J., Mark R. S. Johannes, John R. Post, Thomas J. Stewart, and David R. S. Lean. 1989. "Bottom-Up and Top-Down Impacts on Freshwater Pelagic Community Structure." *Ecological Monographs* 59 (3): 289–309. <https://doi.org/10.2307/1942603>.
- Mitsch, William J., and James G. Gosselink. 2000. "The Value of Wetlands: Importance of Scale and Landscape Setting." *Ecological Economics* 35 (1): 25–33. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00165-8](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00165-8).
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R. B., Simpson, G., Solymos, P., Stevenes, M. H. H., & Wagner, H. 2012." Vegan: Community Ecology Package". R package version 2.0-2.
- Olden, Julian D. 2006. "Biotic Homogenization: A New Research Agenda for Conservation Biogeography." *Journal of Biogeography* 33 (12): 2027–39. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01572.x>.
- Peretyatko, Anatoly, Samuel Teissier, Sylvia De Backer, and Ludwig Triest. 2009. "Restoration Potential of Biomanipulation for Eutrophic Peri-Urban Ponds: The Role of Zooplankton Size and Submerged Macrophyte Cover." *Hydrobiologia* 634 (1): 125–35. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9888-4>.
- Perrow, Martin R., Adrian J. D. Jowitt, Julia H. Stansfield, and Geoff L. Phillips. 1999. "The Practical Importance of the Interactions between Fish, Zooplankton and Macrophytes in Shallow Lake Restoration." In *The Ecological Bases for Lake and Reservoir Management*, edited by David M. Harper, Bill Brierley, Alastair J. D. Ferguson, and Geoff Phillips, 199–210. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3282-6_19.
- Rai, Prabhat Kumar. 2008. "Heavy Metal Pollution in Aquatic Ecosystems and Its Phytoremediation Using Wetland Plants: An Ecosustainable Approach." *International Journal of Phytoremediation* 10 (2): 133–60. <https://doi.org/10.1080/15226510801913918>.
- Sala, Osvaldo E., F. Stuart Chapin III, Juan J. Armesto, Eric Berlow, Janine Bloomfield, Rodolfo Dirzo, Elisabeth Huber-Sanwald, et al. 2000. "Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100." *Science, New Series* 287 (5459): 1770–74.
- Shen, Jiachen, Ge Qin, Rendong Yu, Yuxuan Zhao, Jiqiang Yang, Shuqing An, Run Liu, Xin Leng, and Yun Wan. 2021. "Urbanization Has Changed the Distribution Pattern of

- Zooplankton Species Diversity and the Structure of Functional Groups.” *Ecological Indicators* 120 (January): 106944. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106944>.
- Soto, Doris, and Patricio De Los Rios. 2006. “Influence of Trophic Status and Conductivity on Zooplankton Composition in Lakes and Ponds of Torres Del Paine National Park (Chile).” *Biologia* 61 (5): 541–46. <https://doi.org/10.2478/s11756-006-0088-7>.
- Sterner, R.W. 2009. “Role of Zooplankton in Aquatic Ecosystems.” In *Encyclopedia of Inland Waters*, 678–88. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00153-8>.
- Timms, R. M., and Brian Moss. 1984. “Prevention of Growth of Potentially Dense Phytoplankton Populations by Zooplankton Grazing, in the Presence of Zooplanktivorous Fish, in a Shallow Wetland Ecosystem.” *Limnology and Oceanography* 29 (3): 472–86. <https://doi.org/10.4319/lo.1984.29.3.0472>.
- Van Meter, Robin J., Christopher M. Swan, Jeff Leips, and Joel W. Snodgrass. 2011. “Road Salt Stress Induces Novel Food Web Structure and Interactions.” *Wetlands* 31 (5): 843–51. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0199-y>.