



Pannon Egyetem
Kémiai és Környezettudományi Doktori Iskola

Doktori értekezés (Ph.D.) tézisei

Lázár Diána

**TERMÉSZETES KÖRNYEZETI STRESSZOROK ÉS XENOBIOTIKUMOK
HATÁSA VÍZI MIKROSZERVEZETEKRE**

Témavezetők

Dr. Lengyel Edina

tudományos főmunkatárs, Pannon Egyetem,
Mérnöki Kar, Természettudományi Központ,
Limnológiai Kutatócsoport, Veszprém

Prof. Dr. Székács András

egyetemi tanár, az MTA doktora, Magyar Agrár-
és Élettudományi Egyetem Környezettudományi
Intézet

Veszprém

2026

1. Bevezetés

Az édesvízi ökoszisztémák a legveszélyeztetettebbek a világon (Dudgeon et al., 2006), ezért jelentőségük megkérdőjelezhetetlen, és megóvásuk kiemelt, sürgős. Az éghajlatváltozást a 21. század globális kihívásának tekintjük, amely nem csupán az atmoszférára van jelentős hatása, hanem kiterjed a Föld összes szférájára, köztük a hidroszférára is. A szárazföldi felszíni vizeket jelentős mértékben befolyásolja, mivel azok hőmérséklete közvetlen kapcsolatban áll az atmoszféra hőmérsékletével (Livingstone & Lotter, 1998). Az éghajlatváltozás okozta globális hőmérséklet-emelkedés, a csapadék eloszlásának és intenzitásának változása, a fokozott párolgás a hidrológiai ciklus, valamint további fizikai és kémiai paraméterek megváltozását is eredményezi; többek között fokozza a vízi ökoszisztémák szalinizációját (Cañedo-Argüelles, 2020). A felszíni vizeink egy jelentős része sós víztest, amelyek között a szikes tavak sajátos csoportot alkotnak köszönhetően a nátrium-hidrogén-karbonát dominanciájuknak a nátrium-klorid helyett. Asztatikus jellegük, nagyfokú hidrológiai érzékenységük, magas vezetőképességük, nagy napi hőmérséklet-ingadozásuk, nagyfokú zavarosságuk, valamint magas pH-juk és TP-tartalmuk (összes foszfor) miatt extrém élőhelynek számítanak (Horváth et al., 2013; Stenger-Kovács et al., 2014). Az éghajlatváltozás tavakra gyakorolt hatásai közül a szikes tavak esetében leginkább a növekvő vízhőmérséklet és a vezetőképesség hangsúlyos, amelyek olyan biotikus változásokat generálnak, mint például a szezonális dinamikai és florisztikai változás, algavirágzás kialakulása (Dokulil, 2014). A szikes tavi ökoszisztémák domináns élőlényei a kovaalgák (Stenger-Kovács et al., 2014), amelyek fontos ökoszisztéma szolgáltatást nyújtanak (B-Béres et al., 2023), így a klímaváltozásra adott lehetséges válaszuknak a kutatása és megértése kiemelt jelentőséggel bír.

A klímaváltozás mellett globális környezeti problémát jelent a vizek antropogén szennyezése is, amelyet az ipari és a kereskedelmi hulladékok, mezőgazdasági és antropogén tevékenységek okozzák (Owa, 2014). Globálisan évente 3,5-4,6 millió tonna növényvédő szert juttatnak különböző formában a környezetbe (Zhang et al. 2011). Egyre több kutatás jelzi ezen szerek jelenlétét a felszíni és felszín alatti vizekben is, sok esetben az alkalmazási helytől távol (Louchart & Voltz, 2007; Gilliom 2007). További problémát jelent, hogy ezek a szennyező anyagok nem csak a célszervezetekre jelentenek veszélyt, hanem más élőlényre is, s káros hatással lehetnek akár az egész ökoszisztémára is. A növényvédő szerek káros hatásainak elterjedésével kapcsolatban különböző vízgazdálkodási tervek és jogi szabályozások születtek. Például az ökológiai állapot meghatározására a Vízeretirányelv

(VKI) bioindikátorok alkalmazását szorgalmazza, amelyek közül az egyik javasolt élőlénycsoport a fitobentosz, azon belül is a már említett kovaalgák. A kovaalgákat érzékenységüknek köszönhetően nemcsak ökológiai állapotfelmérésre, hanem ökotoxikológiai vizsgálatok tesztorganizmáiként is rendszeresen használják, többek között növényvédő szerek szennyeződések kimutatására. A szennyező-anyagoknak való kitettség számos élettani tulajdonságukat megváltoztathatja intracelluláris szinten (Debenest et al., 2010). Azonban a növényvédő szereknek sok esetben csupán szubletális hatásuk van, amelyek kimutatására a kovaalgák szintén kiválóan alkalmazhatók köszönhetően a szilícium-dioxidot tartalmazó merev héjuknak, amelyek deformálódhatnak a szennyezések hatására (pl. Cattaneo et al., 2004; Cuna et al., 2014). Azonban a teratogén formák kialakulásának folyamata a mai napig nem tisztázott még, ezért részletesebb kutatása igencsak indokolt.

A növényvédő szerek mellett a műtrágyák is szennyezőként hatnak a vízi környezetre, aminek következtében a víztestek tápanyagban gazdagabbá válnak (eutrofizáció), így algavirágzás jöhet létre. A káros algavirágzás komoly problémát okoz világszerte (Naselli-Flores & Padisák, 2023). A természetes víztestek minősége és ökológiai állapota, valamint felhasználási lehetőségük nagymértékben függ az algabiomassza összetételétől és mennyiségétől (O'Neil et al., 2012). Így az algaközösségek folyamatos minőségi és mennyiségi monitorozása nélkülözhetetlen a vízminőség-kezelésben. Számos technika áll rendelkezésre a biomassa meghatározásra, de ezek többnyire költségesek, időigényesek és rendszerint nagyfokú szaktudást igényelnek. Különböző *in vivo* módszerek is kifejlesztésre kerültek, amelyek a klorofill-fluoreszcencia detektálásán alapulnak (pl. Kahlert & McKie, 2014). Számos előnyük (pl. gyors, nem invazív) ellenére azonban ezek hatékonysága az algaközösség diverzitása tekintetében jelenleg is erősen vitatható (Kahlert & McKie, 2014), éppen ezért fontos lenne további módszerek fejlesztése.

2. Célkitűzés

A felszíni vizeinket sújtó globális környezeti stresszorok – úgymint a növekvő szalinizáció, víz hőmérséklet és a gyomirtó szerek mennyisége – tekintetében sok élőlény esetében hiányos vagy konszenzust nélkülöző a tudásunk. Éppen ezért a doktori kutatásom alapvető célja hozzájárulni ezen hiányos, sokszor ellentétes álláspontok feloldásához a vízi mikroszkopikus algák vizsgálatán keresztül. A kutatásom során specifikus célkitűzéseink közé tartozott, hogy

I. megvizsgáljuk a klímaváltozás bevonatlakó kovaalga fajokra kifejtett lehetséges hatásait (2. alfejezet).

A kutatás során az éghajlatváltozásnak a Kárpát-medencében található szikes tavak legjellemzőbb bevonatlakó kovaalga fajainak fotoszintézisére gyakorolt hatásait vizsgáltuk. A kutatásban a hőmérséklet és sótartalom – mint globálisan is a legjelentősebb hatást kifejtő környezeti paraméterek – növekedésének három domináns kovaalgafajra gyakorolt lehetséges hatásait modelleztük egy klímaforgatókönyv alapján.

II. megvizsgáljuk egy növényvédőszer lehetséges hatásait egy bevonatlakó kovaalga példáján keresztül (3. alfejezet).

A kutatás során a maleinsav-hidrazid növényvédőszer szubletális hatását vizsgáltuk egy kozmopolita kovaalga faj, a *Gomphonema parvulum* teratogén formájának kialakulási folyamatán keresztül. Továbbá vizsgáltuk, hogy a megjelenő teratogén elváltozás együtt jár-e más fiziológiai tulajdonságok megváltozásával.

III. kifejlesztünk egy mérőműszert algák mennyiségi becslésére (4. alfejezet).

Az Aquafluosense projekt (NVKP_16-1-2016-0049) keretein belül indukált klorofill-fluoreszcencián alapuló eszközt fejlesztettünk algasűrűség és -összetétel becslésére. A kutatás során vizsgáltuk a műszer ökotoxikológiai vizsgálatokban történő felhasználásnak hatékonyságát és érzékenységét is.

3. Anyag és módszer

3.1. A klímaváltozás lehetséges hatásainak előrejelzése kovaalgafajok fotoszintetikus aktivitása alapján.

A szikes tavak domináns és jellegzetes bentikus kovaalga fajai (Stenger-Kovács & Lengyel, 2015) közül hármát izoláltunk a kutatás során: *Nitzschia aurariae*, *N. reskoi*, *N. supralitorea*. A három *Nitzschia*-faj monokultúráit módosított DIAT tápoldatban, Batch kultúrában tenyésztettük és növesztettük (Lengyel et al., 2015). A fajok ökofiziológiai vizsgálatát egy fotoszintetron inkubációs rendszerben végeztük el (Üveges et al., 2011; Lengyel et al., 2015), amelynek minden cellájában három párhuzamos mintát helyeztünk Karlsruhe-lombikokban. A fajok fotoszintetikus jellemzőit összesen öt környezeti paraméter (négy közvetlen és egy közvetett) grandiose mentén határoztuk meg:

- 1, fény (közvetlen): 0 - 8 - 35 - 70 - 110 - 200 - 400 - 800 - 1200 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$
- 2, hőmérséklet: (közvetlen): 5 - 10 - 15 - 20 - 25 - 30 - 35 - 40 °C
- 3, kloridion-koncentráció (közvetlen): 0 -36 - 437,5 - 875 - 1750 - 3500 - 5250 mg L⁻¹
- 4, szulfátion-koncentráció (közvetlen): 0 - 50 - 600 - 1200 - 2400 - 3600 - 4800 - 7200 mg L⁻¹
- 5, vezetőképesség (közvetett): 4000 és 12000 között $\mu\text{S cm}^{-1}$

A kísérlet minden paraméter esetében 2 órán keresztül tartott, melynek a kezdetén és végén LDO szenzorral meghatároztuk az oldott oxigén koncentrációt, valamint acetonos extrahálással a klorofill-a tartalmat. Végül kiszámoltuk a fotoszintetikus aktivitás bruttó értékét (Wetzel & Likens, 2000). A maximális fotoszintetikus aktivitást (P_s) és a fotoadaptációs paramétert (I_k) a Platt (Platt et al., 1980) által leírt egyenlet segítségével határoztuk meg GraFit programban (Leatherbarrow, 2009). Az optimumértékek és a toleranciatartományok meghatározása érdekében Gauss-görbét illesztettünk az adatokra, ahol a görbe közepének helyzete jelöli az optimum értéket, míg a haranggörbe szélessége (σ) a toleranciatartományt.

Függő változóként az ökofiziológiai kísérletekben a különböző ionkoncentrációk mentén mért maximális fotoszintetikus aktivitás P_s átlagértékeit, míg magyarázó változóként a hőmérsékletet használtuk a modellválasztásban és modellezésben egyaránt. A hőmérséklet-előrejelzésekhez a RCP60 klímaszenáriót választottuk ki, amelyet a Kárpát-medence térségén egy jövőbeli (2041-2060) és egy múlt (1970-2000) periódus modellezésére használtunk. A egyenletek és az RCP60 szenárió alapján készített hőmérséklet-előrejelzések alapján a fajok átlagos fotoszintetikus aktivitását április és október

között havonta modelleztük (PAP-fotoszintetikusan aktív időszakban) a kiválasztott múlt és a jövőbeli időszakban. Az elemzésekhez és ábrázolásokhoz a QGIS3.2.3 és Grass7.4.1 szoftvereket használtuk.

3.2. Maleinsav-hidrazid hatása a teratogén formák kialakulására egy kovaalga-faj esetében

A vizsgálathoz *Gomphonema parvulum* tenyészetét használtuk, melyet DV tápoldattal (Hughes & Lund, 1962) készített Batch kultúrában szaporítottunk és tartottuk fent. Az algatenyészeteket a maleinsav hidrazid két koncentrációjában kezeltük (0,1 és 0,01 mg L⁻¹), valamint kontroll tenyészetet is alkalmaztunk, amibe nem került növényvédő szer. Minden kezelést és mérést három párhuzamos ismétlésben végeztünk. A növényvédő szer hatását az alábbi kezelési idők után vizsgáltuk: 6, 12, 24, 72, 163, 336, 672 óra.

Az említett időpontokban a homogenizált mintákból 100 ml-t vettünk ki, melyekből a következő fiziológiai paramétereket mértük meg: sejtszám növekedést Bürker-kamrában történő számolással, klorofill és karotinoid tartalmat (Wetzel & Likens, 2000), fukoxanthin mennyiséget (Wang et al., 2018), fotoszintetikus aktivitást oldott oxigén koncentráció mérésével (Wetzel & Likens, 2000), enzim aktivitást (POD; Imberty et al. 1984), lipidtartalmat a lipidcseppek átmérőjének mikroszkóppal történő megmérésével, teratogén formák arányát a sejtek forró hirogén-peroxidos roncsolását (Ács & Kiss, 2004) követően készített preparátum mikroszkópos elemzésével. Továbbá a teratogén valvákat a Lavoie (2017) által definiált típusokba soroltuk be.

3.3. Fluoreszcencia alapú műszer fejlesztése és alkalmazhatósága gyomirtó szer ökotoxikológiai vizsgálatában

A műszerfejlesztés során a *Raphidocelis subcapitata* zöldalga és a *Microcystis aeruginosa* kék alga fajok tenyészeit használtuk. A tenyészetek létrehozásához és fenntartásához Allen (Allen, 1968) és Z8 (Andersen, 2005) tápoldatokat alkalmaztunk batch kultúrában.

Az Aquafluosense projekt keretein belül egy új eszközt, a Dichroic Fluorometer System-et (DFS) fejlesztettünk ki. Ez a fluorométer a folyékony fázisú közegben lévő alga detektálására alkalmas, amely egy erre a célra szolgáló mintatartóval van ellátva. A mintákat kétféjes konfigurációban gerjesztettük, minden fejben más LED-et alkalmazva (LED1 csúcs hullámhossza: 630 nm; LED2 csúcs hullámhossza: 470 nm). A kibocsátott fluoreszcenciát szilícium-fotodiódákkal mértük meg, a detektálás 716 nm és 708 nm hullámhosszokon történt.

A mérések optimalizációja a megfelelő mikrolemmez színével kezdődött, mivel az befolyásolhatja a detektált fluoreszcencia jelet. A megfelelő mikrolemmez kiválasztása érdekében a visszaverődés jelenségét mértük az algák tenyésztéséhez használt tápoldatokban (Allen és Z8) és desztillált vízben a Dichroic Fluorometer System (DFS) 1-es csatornáján (gerjesztési hullámhossz: 630 nm, detekciós hullámhossz: 716 nm). Két különböző színű mikrolemmezre vonatkozóan (fekete és fehér) mértük meg és hasonlítottuk össze a fluoreszcencia jeleket. A mérések előtti sötét akklimatizáció szükségét is vizsgáltuk a *R. subcapitata* alga monokultúráját felhasználva. Az alga minta fluoreszcencia intenzitását mértük meg mérés előtti 10 perces sötét akklimatizációval, majd az eljárást megismételtük sötét akklimatizáció nélkül is.

Különböző kvantitatív mérések összehasonlítása céljából egy háromszoros hígítási sorozatot alkalmaztunk hat különböző koncentrációban a *M. aeruginosa* és a *R. subcapitata* esetében. Minden koncentrációnál megmértük az optikai denzitást, a klorofill tartalmat, a sejtkoncentrációt Bürker-kamrában, valamint a fluoreszcenciajel intenzitását az FMM és a DFS műszerek prototípusaival.

Továbbá, a fluorométer műszerek kimutatási határát (*LOD*) és az alsó kvantifikálási határértékeket (*LLOQ*) a háttér háromszoros és ötszörös szórásának megfelelő minimális jelszintjeként határoztuk meg. A felső kvantifikálási határértéket (*ULOQ*) a DFS esetében a műszer felső határértékeként határoztuk meg.

Végül ökotoxicitási tesztek is végeztünk annak vizsgálatára, hogy az isoxaflutole gyomirtószer-hatóanyag milyen káros hatással lehet algafajokra. A 72-órás alganövekedés-gátlási tesztek az OECD 201 iránymutatása szerint végeztük el (OECD, 2011) *R. subcapitata* monokultúrában. Az algasűrűséget és az *a* klorofill-tartalmat spektrofotométerrel történő optikai denzitás méréssel határoztuk meg. Az algák fotoszintetikus rendszerének PSII kvantum hatékonyságát (F_v/F_p) és a fluoreszcencia intenzitásának változását (*Rfd*) az FMM modullal mértük meg.

4. Tézispontok

1. A klímaváltozás hatásainak vizsgálata

1.1. A *Nitzschia supralitorea* kovaalga faj ökofiziológiai jellemzése történt meg: a maximális fotoszintetikus aktivitása $\sim 4 \text{ mg C mg Chl-}a^{-1} \text{ h}^{-1}$; a hőmérsékleti optimuma $29,8 \text{ }^\circ\text{C}$, míg optimális ionkoncentrációja Cl^- tekintetében 2947 mg L^{-1} , SO_4^{2-} esetében 4368 mg L^{-1} ($\sim 8935 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$).

1.2. Szikes tavak három legdominánsabb kovaalga fajának (*Nitzschia aurariae*, *N. supralitorea* és *N. reskoi*) átlagos fotoszintetikus aktivitása alapján megállapítható, hogy a 2041-2060 közötti időszakban a kovaalgafajok fotoszintézise valószínűleg intenzívebb lesz az ionok típusától és koncentrációjától függetlenül az RCP60 klímaszcenárió által jósolt hőmérséklet emelkedés hatására. Mindemellett a fotoszintetikusan aktív periódusuk (PAP) két hónappal történő meghosszabbodása is várható a jövőben.

2. A maleinsav-hidrazid gyomirtószer hatásainak vizsgálata

2.1. A maleinsav-hidrazid gyomirtószer teratogén formák kialakulását indukálja a *Gomphonema parvulum* kovaalga faj esetében. Magasabb ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) koncentráció alkalmazása során hamarabb jelennek meg ezek az elváltozások. A teratogén elváltozás főleg a kovaalga valójának a károsodásában mutatkozik meg, ami mellett a kevert abnormális forma típusok is jelentős mennyiségben előfordulnak.

2.2. A sejtszámnövekedésre nincs szignifikáns hatással a maleinsav-hidrazid, a teratogén formák megjelenése nem von maga után szaporodóképesség gyengülést. Nincs kapcsolat a teratogén formák megjelenése és pigment tartalom között, sem az *a* klorofill, sem karotinoid, sem pedig a fukoxantin tekintetében. A fotoszintetikus aktivitás esetében a hormézis jelensége figyelhető meg, azaz kezdetben a maleinsav-hidrazid kezelés pozitívan hatott rá. A POD enzim aktivitás is a kezelés elején növekedett meg. A lipidcseppek átlagos átmérője pozitív összefüggést mutatott teratogén formák megjelenésének gyakoriságával.

3. Fluorométer fejlesztése

3.1. A FluoroMeter használatánál a fehér mikrolemez bizonyult a megfelelő mintatartónak a fekete mikrolemezzel szemben. Továbbá megállapítható, hogy az alga minták mérése előtt nem szükséges sötétaklimatizáció alkalmazása.

3.2. A két prototípus a FMM (FluoroMeter Module) és a DFS (Dichroikus Fluorometer System) által mért alga biomassza erős pozitív korrelációt ($r^2 \sim 0,9$) mutat a hagyományos módszerekkel (a klorofill mennyiség, optikai denzitás és Bürker kamrás sejtszámolás) történt mérések eredményeivel. A továbbfejlesztett DFS alacsonyabb kimutatási határral (LOD) és meghatározási határral (LLOQ) rendelkezik, mint a korábbi FMM prototípus.

3.3. A kifejlesztett FluoroMeter alkalmasnak bizonyult ökotoxikológiai vizsgálatokban történő használatra. Az isoxaflutole ökotoxikológiai vizsgálatánál az Rfd (*Vitality index*) fluoreszcenciaparaméter mutat erősebb dózisösszefüggést az EC_{50} meghatározása során, míg a F_v/F_p nem megfelelő végpont paraméter tekintve, hogy az isoxaflutole aktív hatóanyagának nincs toxikus hatása rá.

5. Publikációs jegyzék

5.1. A doktori értekezés részét képző tudományos közlemények

Lázár Diána, Takács Eszter, Mörötl Mária, Klátyik Szandra, Barócsi Attila, Kocsányi László, Lenk Sándor, Domján László, Szarvas Gábor, Lengyel Edina, Székács András: Application of a fluorescence-based instrument prototype for chlorophyll measurements and its utility in an herbicide algal ecotoxicity assay. *Water* 15.10 (2023): 1866. <https://doi.org/10.3390/w15101866> **IF 3,4; SJR:Q1**

Lengyel Edina, **Lázár Diána**, Trájer Attila János, Stenger-Kovács Csilla: Climate change projections for Carpathian soda pans on the basis of photosynthesis evidence from typical diatom species. *Science of the Total Environment* 710 (2020): 136241. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136241> **IF: 7.963, SJR: D1**

Takács, Eszter, **Lázár Diána**, Augustine Siakwa, Klátyik Szandra, Mörötl Mária, Kocsányi László, Barócsi Attila, Lenk Sándor, Lengyel Edina, Székács András: Ecotoxicological Evaluation of Safener and Antimicrobial Additives in Isoxaflutole-Based Herbicide Formulations. *Toxics* 12.4 (2024): 238. <https://doi.org/10.3390/toxics12040238>

IF:4.1, SJR: Q1

5.2. Egyéb tudományos közlemények

Lengyel Edina, Barreto Sára, Padisák Judit, Stenger-Kovács Csilla, **Lázár Diána**, Buczkó Krisztina: Contribution of silica-scaled chrysophytes to ecosystems services: a review. *Hydrobiologia* 850.12 (2023):2735-2756. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05075-5>

IF: 2.2 SJR:Q1

Stenger-Kovács Csilla, B-Béres Viktória, Buczkó Krisztina, Tiba Jassam Kaison Al-Imari, **Lázár Diána**, Padisák Judit, Lengyel Edina: Review of phenotypic response of diatoms to salinization with biotechnological relevance. *Hydrobiologia* 850.20 (2023): 4665-4688. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05194-7> **IF: 2.2, SJR:Q1**

5.3. A doktori értekezés témájához kapcsolódó konferenciák

Lázár Diána, Gémes Borbála, Klátyik Szandra, Csősz, Dániel, Lenk Sándor, Barócsi Attila, Kocsányi László, Adányi Nóra, Takács Eszter, Székács András. (2019) Algadenzitás in situ meghatározása fluoreszcenciás módszerrel. IX. Ökotoxikológiai Konferencia (Budapest, 2019. november 22.) pp. 14-15

Lázár Diána, Gémes Borbála, Klátyik Szandra, Csósz Dániel, Lenk Sándor, Barócsi Attila, Kocsányi László, Adányi Nóra, Takács Eszter, Székács András (2019): Algasűrűség in situ meghatározása, fluoreszcenciás módszerrel, LXI. Hidrobiológus Napok Tihany, 2019. október 2-4

Lázár Diána, Gémes Borbála, Klátyik Szandra, Csósz Dániel, Lenk Sándor, Barócsi Attila, Kocsányi László, Adányi Nóra, Takács Eszter, Székács András (2019) Fluorescence instrumentation for rapid, in situ water quality assessment. 11th International Conference on Instrumental Methods of Analysis (IMA-2019) (Athens, Greece, Sep 26-29, 2019) P2-31, p. 211, poster

Lázár Diána, Klátyik Szandra, Lenk Sándor, Barócsi Attila, Kocsányi László, Adányi Nóra, Takács Eszter, Székács András (2020): Chlorophyll fluorescence instrumentation for a rapid, in situ measurement of algae density. 26th International Symposium on Analytical and Environmental Problems (online) Szeged, Hungary November 23-24 2020

Lázár Diána, *Hubai Katalin, Székács András, Lengyel Edina (2023): Transgenerational physiological effects of an herbicide on the diatom *Gomphonema parvulum*. 11th International Shallow Lakes Conference , Tartu, Észtország, június 10-16.*

6. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném őszinte hálámat kifejezni témavezetőimnek, Lengyel Edinának és Székács Andrásnak, türelmükért, szakmai támogatásukért és útmutatásukért a kutatás minden fázisában. Köszönettel tartozom szüleimnek, akik állandó aggodalmukkal és szeretetükkel mindig mellettem álltak, gondoskodva arról, hogy én nyugodt maradhassak. Hálás vagyok férjemnek, Tapolczai Kálmánnak, aki szükség esetén éjszaka is elkísért az egyetemre, és folyamatosan támogatott mindenben. Külön köszönöm barátaimnak, Jánoshegyi Eszternek és Mészáros Boglárkának, akik már kiskutyát is ígértek, csak hogy haladjak a munkámmal, valamint Vörös Juditnak, aki lehetőséget biztosított számomra, hogy zavartalanul dolgozhassak a disszertációmon, anélkül, hogy stresszelne. Hálás vagyok Hubai Katalinnak és a Limnológiai Tanszék valamennyi munkatársának, akik bármilyen formában hozzájárultak kutatásom előrehaladásához.

7. Irodalomjegyzék

Ács, É., & K. T. Kiss, 2004. Algalógiai praktikum. ELTE Eötvös Kiadó.

Allen, M. M., 1968. Simple Conditions for Growth of Unicellular Blue-Green Algae on Plates 1, 2. *Journal of Phycology* 4: 1–4. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1968.tb04667.x>.

Andersen, R. A. (Ed.). 2005. *Algal culturing techniques*. Academic Press.

B-Béres, V., C. Stenger-Kovács, K. Buczkó, 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>.

Cattaneo, A., Y. Couillard, S. Wunsam, & M. Courcelles, 2004. Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Québec, Canada). *Journal of Paleolimnology* 32: 163–175. <https://doi.org/10.1023/B:JOPL.0000029430.78278.a5>.

Cuna, E., E. Zawisza, M. Caballero, A. C. Ruiz-Fernández, S. Lozano-García, & J. Alcocer, 2014. Environmental impacts of Little Ice Age cooling in central Mexico recorded in the sediments of a tropical alpine lake. *Journal of Paleolimnology* 51: 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10933-013-9748-0>.

De Deckker, P., 1988. Biological and sedimentary facies of Australian salt lakes. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 62: 237–270.

Debenest, T., J. Silvestre, M. Coste, & E. Pinelli, 2010. Effects of Pesticides on Freshwater Diatoms. In Whitacre, D. M. (ed) *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer, New York, NY. pp. 87–103.

Dokulil, M. T., 2014. Impact of climate warming on European inland waters. *Inland Waters* 4: 27–40. <https://doi.org/10.5268/IW-4.1.705>

Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny, & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>.

Gilliom, R. J. 2007. Pesticides in U.S. streams and groundwater. *Environmental Science & Technology*, 41(10), 3408–3414. <https://doi.org/10.1021/es072531u>

Horváth, Z., C. F. Vad, L. Vörös, & E. Boros, 2013. The keystone role of anostracans and copepods in European soda pans during the spring migration of waterbirds. *Freshwater Biology* 58: 430–440. <https://doi.org/10.1111/fwb.12071>.

Hughes, J. C., & J. W. G. Lund, 1962. The rate of growth of *asterionella formosa* Hass. in relation to its ecology. *Archiv für Mikrobiologie* 42: 117–129. <https://doi.org/10.1007/BF00408168>.

- Imberty, A., R. Goldberg, & A.-M. Catesson, 1984. Tetramethylbenzidine and *p*-phenylenediamine-pyrocatechol for peroxidase histochemistry and biochemistry: Two new, non-carcinogenic chromogens for investigating lignification process. *Plant Science Letters* 35: 103–108. [https://doi.org/10.1016/0304-4211\(84\)90182-2](https://doi.org/10.1016/0304-4211(84)90182-2).
- Kahlert, M., & B. G. McKie, 2014. Comparing new and conventional methods to estimate benthic algal biomass and composition in freshwaters. *Environmental Science: Processes & Impacts* 16: 2627–2634. <https://doi.org/10.1039/C4EM00326H>.
- Lavoie, I., P. B. Hamilton, S. Morin, S. Kim Tiam, M. Kahlert, S. Gonçalves, E. Falasco, C. Fortin, B. Gontero, D. Heudre, M. Kojadinovic-Sirinelli, K. Manoylov, L. K. Pandey, & J. C. Taylor, 2017. Diatom teratologies as biomarkers of contamination: Are all deformities ecologically meaningful? *Ecological Indicators* 82: 539–550. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.048>.
- Leatherbarrow, R., 2009. GraFit data analysis software for Windows. 7.0. Erithacus Software Ltd. Horley.
- Lengyel, E., A. W. Kovács, J. Padisák, & C. Stenger-Kovács, 2015. Photosynthetic characteristics of the benthic diatom species *Nitzschia frustulum* (Kützing) 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>.
- Livingstone, D., & A. Lotter, 1998. The relationship between air and water temperatures in lakes of the Swiss Plateau. *Journal of Paleolimnology* 19: 181–198. <https://doi.org/10.1023/A:1007904817619>.
- Louchart, X., & M. Voltz, 2007. Aging Effects on the Availability of Herbicides to Runoff Transfer. American Chemical Society. *Environmental Science & Technology* 41: 1137–1144. <https://doi.org/10.1021/es061186q>.
- Naselli-Flores, L., & J. Padisák, 2023. Ecosystem services provided by marine and freshwater phytoplankton. *Hydrobiologia* 850: 2691–2706. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04795-y>.
- OECD, F., 2011. alga and cyanobacteria, growth inhibition test, Test Guideline 201. *Oecd Guidel. Test. Chem.*
- O’Neil, J. M., T. W. Davis, M. A. Burford, & C. J. Gobler, 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14: 313–334. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027>.
- Owa, F. W. 2014. Water pollution: Sources, effects, control and management. *International Letters of Natural Sciences*, 3, 1–6.
- Platt, T., Gallegos, C. L., & Harrison, W. G. 1980. Photoinhibition of photosynthesis in natural assemblages of marine phytoplankton. *Journal of Marine Research* 38: 687–701.
- Stenger-Kovács, C., E. Lengye, K. Buczkó, F. M. Tóth, L. O. Crossetti, A. Pellingner, Z. Z. Doma, & J. Padisák, 2014. Vanishing world: alkaline, saline lakes in Central Europe and their diatom assemblages. *Inland Waters* 4: 383–396. <https://doi.org/10.5268/IW-4.4.722>.

Stenger-Kovács, C., & E. Lengyel, 2015. Taxonomical and distribution guide of diatoms in soda pans of Central Europe. *Studia Botanica Hungarica* 46: 3–203. <https://doi.org/10.17110/StudBot.2015.46.Suppl.3>.

Üveges, V., L. Vörös, J. Padišák, & A. W. Kovács, 2011. Primary production of epipsammic algal communities in Lake Balaton (Hungary). *Hydrobiologia* 660: 17–27. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0396-3>.

Wang, L.-J., Y. Fan, R. L. Parsons, G.-R. Hu, P.-Y. Zhang, & F.-L. Li, 2018. A Rapid Method for the Determination of Fucoxanthin in Diatom. *Marine Drugs* 16: 33. <https://doi.org/10.3390/md16010033>.

Wetzel, R. G., & G. Likens, 2000. *Limnological Analyses*. Springer Science & Business Media.

Zhang, T., & H. H. P. Fang, 2006. Applications of real-time polymerase chain reaction for quantification of microorganisms in environmental samples. *Applied Microbiology and Biotechnology* 70: 281–289. <https://doi.org/10.1007/s00253-006-0333-6>.