

SVEUČILIŠTE JOSIPA JURJA STROSSMAYERA U OSIJEKU
INSTITUT RUĐER BOŠKOVIĆ, ZAGREB

Doktorski studij Zaštita prirode i okoliša

Nikolina Bek

**Usporedba molekularnog i morfološkog pristupa u istraživanju alga
i cijanobakterija poplavnog područja Dunava**

Doktorski rad

Osijek, 2025.

SVEUČILIŠTE JOSIPA JURJA STROSSMAYERA U OSIJEKU
INSTITUT RUĐER BOŠKOVIĆ, ZAGREB

Doktorski studij Zaštita prirode i okoliša

Nikolina Bek

**Usporedba molekularnog i morfološkog pristupa u istraživanju alga
i cijanobakterija poplavnog područja Dunava**

Doktorski rad

Osijek, 2025.

Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku**Institut Ruđer Bošković, Zagreb****Doktorski studij Zaštita prirode i okoliša****Znanstveno područje:** Interdisciplinarno područje znanosti**Znanstveno polje:** Biologija, Kemija**Doktorski rad****Usporedba molekularnog i morfološkog pristupa u istraživanju alga i cijanobakterija poplavnog područja Dunava**

Nikolina Bek

Doktorski rad izrađen je na Odjelu za biologiju Sveučilišta Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku**Mentor 1: izv. prof. dr. sc. Tanja Žuna Pfeiffer**, Odjel za biologiju Sveučilišta Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku**Mentor 2: dr. sc. Sandi Orlić**, znanstveni savjetnik, Institut Ruđer Bošković**Sažetak doktorskog rada**

Istraživanje mikrobnih zajednica u vodi i sedimentu provedeno je tijekom 2021. godine na pet međusobno povezanih lokaliteta poplavnog područja Dunava. Praćene su promjene fizikalno-kemijskih svojstava vode i sedimenta te kvalitativnog i kvantitativnog sastava fitoplanktona i fitobentosa primjenom morfološke identifikacije vrsta. Metabarkodiranjem okolišne DNA, korištenjem univerzalnih V4 regija 16S rRNA i 18S rRNA gena određena je raznolikost prokariotskih i eukariotskih organizama u vodi i sedimentu. Poplave manjeg i srednjeg intenziteta uzrokovale su promjene fizikalno-kemijskih svojstava vodenih tijela duž poplavnog područja. Fitoplankton je bio dobro razvijen na svim lokalitetima, a karakterizirala ga je velika raznolikost svojiti posebno u jezerskim sustavima. Niže temperature vode zimi i plavljenje malog i srednjeg intenziteta otežavali su razvoj fitoplanktona te su brojnost i biomasa u takvim uvjetima bile manje. Najveća biomasa fitoplanktona zabilježena je u plitkom poplavnom jezeru obogaćenom hranjivim i organskim tvarima. Dijatomeje su u zajednicama dominirale tijekom cijele godine posebno u uvjetima plavljenja, dok je povećanje temperature vode tijekom ljetnih mjeseci pogodovalo razvoju cijanobakterija i zelenih algi. Na strukturu i sastav fitobentosa posebno su utjecali sadržaj suspendiranih i hranjivih tvari u vodi, te tip sedimenta. Na pjeskovitim sedimentima u jezerima u kojima su najzastupljenija zrnca pijeska različitih dimenzija i izrazito nepravilne površine, razvile su se najraznolikije i brojem stanica najbogatije zajednice. Dijatomeje različitog načina prihvaćanja za podloge činile su značajan dio fitobentosa tijekom cijele godine, a uz njih su dominirale različite vrste zelenih algi i cijanobakterija. Molekularnom analizom okolišne DNA utvrđeno je da zajednice u planktonu i sedimentu obuhvaćaju puno veći broj svojiti nego što je utvrđeno morfološkom identifikacijom vrsta. Od prokariotskih organizama u obje zajednice su dominirali Actinobacteriota, Bacteroidota, Proteobacteria, Verrucomicrobiota, te cijanobakterije dok je analizom mikroekariota zabilježena prisutnost predstavnika iz 30 odjeljaka u planktonu i 25 u sedimentu. Usporedbom rezultata dobivenih morfološkom i molekularnom identifikacijom svojiti veća je sličnost utvrđena na višim taksonomskim razinama nego na razini svojiti što ukazuje na potrebu kombiniranja primijenjenih metoda u istraživanjima te daljnjeg unaprjeđenja istih. Primjena obje metode je dala jasniji uvid u biološku raznolikost istraživanog područja, a definiranje glavnih okolišnih čimbenika koji utječu na dinamiku fitoplanktona i fitobentosa pridonijet će upravljanju vodnim tijelima poplavnog područja.

Broj stranica: 166**Broj slika:** 48**Broj tablica:** 3**Broj priloga:** 1**Broj literaturnih navoda:** 247**Jezik izvornika:** hrvatski**Ključne riječi:** fitoplankton, fitobentos, 16S rRNA V4, 18S rRNA V4, Kopački rit**Datum obrane:****Stručno povjerenstvo za obranu:**

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.
- 5.

Rad je pohranjen u: Nacionalnoj i sveučilišnoj knjižnici u Zagrebu (Hrvatske bratske zajednice 4); Gradskoj i sveučilišnoj knjižnici u Osijeku (Europska avenija 24); Sveučilištu Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku (Trg Sv. Trojstva 3)

Josip Juraj Strossmayer University of Osijek
Ruder Bošković Institute, Zagreb
Doctoral Study Environmental Protection and Nature Conservation
Scientific area: Interdisciplinary area of science
Scientific Fields: Biology, Chemistry

PhD thesis

Comparative analysis of molecular and morphological approaches in the study of algae and cyanobacteria within the Danube floodplain

Nikolina Bek

Thesis performed at Department of biology, Josip Juraj Strossmayer University of Osijek

Supervisor 1: Tanja Žuna Pfeiffer, PhD, Associate Professor, Department of biology, University of Osijek

Supervisor 2: Sandi Orlić, PhD, Scientific Advisor, Ruder Bošković Institute, Zagreb

Abstract

The study of microbial communities in water and sediment was conducted in 2021 at five interconnected sites within the Danube floodplain. Changes in the physicochemical properties of water and sediment, as well as the qualitative and quantitative composition of phytoplankton and phytobenthos, were investigated using morphological species identification. Environmental DNA metabarcoding, targeting the universal V4 regions of the 16S rRNA and 18S rRNA genes, was employed to determine the diversity of prokaryotic and microeukaryotic organisms in both water and sediment samples. Floods of low to moderate intensity induced changes in the physicochemical properties of water bodies across the floodplain. Phytoplankton was well-developed at all sites and characterized by high taxonomic diversity, particularly in lakes. Lower water temperatures during winter and low to moderate flooding limited phytoplankton development, resulting in lower abundance and biomass under such conditions. The highest phytoplankton biomass was recorded in a shallow floodplain lake enriched with nutrients and organic matter. Diatoms dominated the communities throughout the year, especially under flooded conditions, while increasing water temperatures during the summer favored the development of cyanobacteria and green algae. The structure and composition of the phytobenthos were particularly influenced by the content of suspended solids and nutrients in the water, as well as the sediment type. The most diverse and abundant communities developed on sandy sediments in lakes, where sand grains of varying sizes and highly irregular surfaces predominated. Diatoms exhibiting various modes of substrate attachment represented a significant component of the phytobenthos throughout the year, accompanied by diverse species of green algae and cyanobacteria. Molecular analysis of environmental DNA revealed that planktonic and benthic communities comprised a much higher number of taxa than detected through morphological species identification. Among prokaryotic organisms, both communities were dominated by Actinobacteriota, Bacteroidota, Proteobacteria, Verrucomicrobiota, and cyanobacteria. Analysis of microeukaryotes revealed representatives of 30 phyla in the plankton and 25 in the sediment. A comparison of results from morphological and molecular identification showed greater similarity at higher taxonomic levels than at the species level, highlighting the need to integrate both approaches in future studies and refine their application. The use of both methods provided a more comprehensive insight into the biological diversity of the investigated area. Furthermore, identifying key environmental factors that influence the dynamics of phytoplankton and phytobenthos will contribute to the effective management of floodplain aquatic ecosystems.

Number of pages: 166

Number of figures: 48

Number of tables: 3

Number of appendices: 1

Number of references: 247

Original in: Croatian

Keywords: phytoplankton, phytobenthos, 16S rRNA V4, 18S rRNA V4, Kopački Rit

Date of the thesis defense:

Reviewers:

- 1.
- 2.
- 3.
- 4.

Thesis deposited in: National and University Library (Hrvatske bratske zajednice 4, Zagreb), City and University Library in Osijek (Europske avenije 24), Josip Juraj Strossmayer University of Osijek (Trg Sv. Trojstva 3).

Zahvala

SADRŽAJ

1. UVOD.....	1
1.1. Obilježja poplavnih područja	1
1.2. Mikrobne zajednice u poplavnim područjima.....	2
1.3. Fitoplankton poplavnog područja.....	3
1.4. Fitobentos poplavnog područja	5
1.5. Morfološki i molekularni pristup u istraživanju mikrobnih zajednica	7
1.6. Ciljevi i hipoteze rada	10
 2. PODRUČJE ISTRAŽIVANJA.....	 12
 3. MATERIJALI I METODE.....	 17
3.1. Uzorkovanje	17
3.2. Laboratorijska obrada uzoraka	18
3.3. Analiza sedimenta	18
3.4. Morfološka analiza fitoplanktona i fitobentosa.....	19
3.5. Molekularna analiza prokariota i mikroeuکاریota	20
3.6. Statistička obrada podataka.....	21
 4. REZULTATI.....	 25
4.1. Okolišni uvjeti	25
4.1.1. Fizikalno-kemijska svojstva vode	25
4.1.2. Granulimetrija i sastav sedimenta.....	31
4.2. Rezultati analize fitoplanktona.....	39
4.2.1. Raznolikost fitoplanktona utvrđena na temelju morfološke determinacije svojti	39
4.2.1.2. Utjecaj okolišnih čimbenika na fitoplankton	48
4.2.2. Raznolikost prokariota i mikroeuکاریota u vodi utvrđena primjenom molekularnih analiza.....	51
4.2.2.2. Utjecaj okolišnih čimbenika na prokariote i mikroeuکاریote u vodi.....	64
4.2.3. Usporedba rezultata dobivenih morfološkom i molekularnom identifikacijom cijanobakterija i alga u vodi.....	66

4.3. Rezultati analize fitobentosa	69
4.3.1. Raznolikost fitobentosa utvrđena na temelju morfološke determinacije svojti.....	69
4.3.1.1. Utjecaj okolišnih čimbenika na fitobentos.....	78
4.3.2. Raznolikost prokariota i mikroeuکاریota u sedimentu utvrđena primjenom molekularnih analiza.....	81
4.3.2.1. Utjecaj okolišnih čimbenika na prokariote i mikroeuکاریote u sedimentu	90
4.3.3. Usporedba rezultata dobivenih morfološkom i molekularnom identifikacijom cijanobakterija i alga u sedimentu	91
 5. RASPRAVA.....	95
5.1. Okolišni uvjeti	95
5.2. Promjene raznolikosti i brojnosti planktonskih mikrobnih zajednica utvrđenih na temelju morfološke identifikacije vrsta i analize eDNA	97
5.3. Promjene raznolikosti i brojnosti mikrobnih zajednica u sedimentu utvrđenih na temelju morfološke identifikacije vrsta i analize eDNA	101
5.4. Usporedba rezultata dobivenih morfološkom i molekularnom identifikacijom	104
 6. ZAKLJUČCI.....	108
 7. LITERATURA.....	110
 8. PRILOG.....	137
 9. ŽIVOTOPIS	157

1. UVOD

1. UVOD

1.1. Obilježja poplavnih područja

Poplavna područja kao prijelazna područja između kopna i vode predstavljaju složene i dinamične sustave, koji imaju važnu ulogu u ublažavanju poplava, reguliranju dinamike sedimenta, skladištenju ugljika, te poboljšanju kakvoće vode (Huber i sur., 2020; Morrison i sur., 2024). Povremeno plave uslijed bočnog prelijevanja voda glavnog riječnog toka, što omogućuje razmjenu vode, sedimenta, hranjivih i organskih tvari te organizama koji su prilagođeni životu u vodi (Ward i Stanford, 1995) uključujući fitoplankton te obraštajne zajednice koje se razvijaju na različitim tipovima prirodnih i umjetnih podloga uronjenih u vodu. Interakcije između rijeka i njihovih poplavnih područja opisane su tzv. konceptom poplavnog pulsa (flood pulse concept) koji definira rijeku i periodično poplavljena područja kao jedinstven ekološki sustav, u kojem razmjena vode, hranjivih tvari i organizama tijekom plavljenja ima ključnu ulogu u oblikovanju biološke raznolikosti (Junk i sur., 1989). U ovakvim sustavima izmjenjuju se dvije dominantne hidrološke faze i to potamofaza, kada rijeka plavi poplavno područje, i limnofaza kada je poplavno područje hidrološki izolirano od matične rijeke (Dembowska, 2022).

Intenzitet i duljina trajanja plavljenja djeluju kao glavna pokretačka snaga koja određuje povezanost i fluktuaciju tvari i organizama između rijeke i poplavnog područja. U razdobljima niskih vodostaja, kada su staništa unutar poplavnog područja izolirana međusobno, ali i od glavnog toka rijeke, uspostavljaju se specifični okolišni uvjeti i biotičke zajednice (Junk i Wantzen, 2004). Suprotno tome, tijekom poplava dolazi do povezivanja vodenih biotopa različitih značajki, čime se smanjuje prostorna raznolikost i dolazi do homogenizacije staništa (Thomaz i sur., 2007; Dembowska, 2022; Huang i sur., 2023a). Dinamika plavljenja pridonosi distribuciji sedimenta koji se u poplavnim područjima taloži ili ponovno resuspendira, pri čemu dolazi do erozije ili akumulacije, ovisno o hidrodinamičkim uvjetima i količini transportiranog sedimenta (Sumaiya i sur., 2021; Zwoliński, 1992). Unos većih količina sedimenta dovodi do smanjenja prozirnosti vode, potencijalnog unosa nerazgrađenih toksičnih zagađivala, unosa uzročnika bolesti, ali i oštećenja pojedinih biotičkih zajednica kao što su makrofitska vegetacija ili obraštaj (Wood i Armitage, 1997). Unatoč značajnim naporima uloženima u poboljšanje kvalitete europskih površinskih voda tijekom posljednjih desetljeća, kvaliteta sedimenta, koji djeluje kao spremnik različitih zagađivala (Vivien i sur., 2020), i dalje predstavlja važan izazov (Brils, 2020). Onečišćujuće tvari vezane uz čestice sedimenta mogu lokalno imati ekotoksikološke učinke, ali se

također mogu otpustiti i transportirati vodenim tokom, osobito u uvjetima plavljenja (Wolfram i sur., 2012). Budući da promjene u sedimentu mogu negativno utjecati na bentoske organizme, procjena kvalitete sedimenta temeljem bentoskih bioindikatora uključena je u različite regulatorne okvire s ciljem očuvanja okoliša (Ausili i sur., 2022; Nones i Guo, 2023; Pawlowski i sur., 2022). Osim što utječe na unos različitih suspendiranih tvari i sedimenta, plavljenje definira i raznolikost te dinamiku razvoja pojedinih biotičkih zajednica. Dosadašnja istraživanja u poplavnom području Dunava su pokazala da ranoproljetne poplave i obogaćivanje sustava hranjivim tvarima djeluju stimulirajuće na razvoj fitoplanktona, dok poplave u kasno proljeće i ljeto te učinak razrijeđenja dovode do smanjenja njegove ukupne biomase (Mihaljević i sur., 2009). Utvrđeni su i različiti utjecaji na razvoj obraštajnih zajednica. Kratkotrajne poplave jačeg intenziteta u kasno ljeto potiču razvoj obraštaja (Mihaljević i sur., 2013), dok disturbancije uzrokovane dugotrajnijim poplavama većeg intenziteta (npr. intenzivnije podizanje čestica sedimenta, širenja metafitona i makrofitske vegetacije i sl.) bez obzira na starost i strukturu obraštaja dovode do vrlo brzog smanjenja njegove ukupne biomase (Žuna Pfeiffer i sur., 2015). Zahvaljujući dinamici plavljenja, poplavna područja obilježavaju različiti tipovi staništa (Junk i sur., 1989; Preiner i sur., 2018), te velika biološka raznolikost, koja je rezultat izražene prostorne i vremenske heterogenosti (Junk i sur., 1989). Ipak, poznavanje ukupne bioraznolikosti i razumijevanje mehanizama koji utječu na raspodjelu svojiti u poplavnim područjima i dalje predstavljaju izazov, jer su lokalni okolišni uvjeti i povezanost staništa snažno određeni hidrološkim režimom koji se neprestano mijenja (Chaparro i sur., 2018). Osim toga, kontinuirana izloženost poplavnih područja različitim antropogenim utjecajima (Grizzetti i sur., 2017) uz sve izraženije klimatske (Erwin, 2009) promjene mogu utjecati na biološku raznolikost (Wenskus i sur., 2025) ovih danas jednih od najugroženiji sustava na Zemlji (Havrdová i sur., 2023).

1.2. Mikrobne zajednice u poplavnim područjima

Heterogenost poplavnih područja omogućuje razvoj bogatih i raznolikih mikrobnih zajednica, pri čemu slobodno-živući (eng. free-living - FL) i vezani (za čestice; eng. particle-associated - PA) mikroorganizmi imaju ključnu ulogu u održavanju funkcionalnosti slatkovodnih ekosustava (Leuf i sur., 2007). S obzirom na način života u vodenoj sredini dolaze kao plankton čiji su predstavnici prilagođeni životu u slobodnoj vodi ili kao bentos koji obuhvaća organizme prilagođene uvjetima koji prevladavaju na dnu vodenog tijela odnosno ispod površine vode (Azim i sur., 2005; Habdija

i Primc, 2019). Taksonomski planktonske zajednice pripadaju virusima, bakterijama, cijanobakterijama, eukariotskim algama, praživotinjama, akvatičkim gljivama i životinjama, a prema tipu prehrane uobičajeno se dijele na bakterioplankton, fitoplankton i zooplankton (Habdića i Primc, 2019), dok se prema veličini klasificiraju na pikoplankton (0,2 - 2 μm), nanoplankton (2 - 20 μm), mikrop plankton (20 - 200 μm), mezoplankton (200 μm - 2 mm) i makrop plankton (> 2 mm; Dipper, 2022).

Bakterije čine značajan dio mikrobnih zajednica i imaju važnu ulogu u biogeokemijskim ciklusima i hranidbenim mrežama slatkovodnih ekosustava, djelujući kao važna poveznica različitih trofičkih razina (Gralka i sur., 2020; Grossart i sur., 2020). Bakterije vezane uz čestice uključene su u razgradnju i transformaciju organske tvari, dok su slobodno-žive bakterije značajnije za kruženje hranjivih tvari u vodi (Besemer i sur., 2005). Istraživanja su pokazala da u PA zajednicama često dominiraju skupine Bacteroidota i Verrucomicrobiota, dok u FL zajednicama prevladavaju Actinobacteria (Bashenkhaeva i sur., 2023). Sastav i dinamika PA i FL zajednica u vodenom sustavu u najvećoj mjeri ovise o veličini čestica u vodi, tipu staništa i promjeni okolišnih čimbenika (Hu i sur., 2020; Wang i sur., 2020) kao što su temperatura vode, dostupnost hranjivih tvari, pH i koncentracija kisika u vodi (Besemer i sur., 2005; Lindström i sur., 2005). Okolišni čimbenici utječu i na bakterije u tlu poplavnog područja a njihova se raznolikost i brojnost značajno mijenjaju ovisno o specifičnostima tla (Steger i sur., 2019). U poplavnom području Dunava mikrobne zajednice se značajnije razvijaju na postajama udaljenijim od matične rijeke te tijekom niskog vodostaja nakon poplava (Palijan, 2012). Veća brojnost bakterija u poplavnim jezerima u odnosu na područja bliže matičnoj rijeci utvrđena je i u poplavnom području Amazone (Almeida i sur., 2015). Međutim, još uvijek se nedovoljno zna o raznolikosti mikrobnih zajednica umjerenih područja kao i o čimbenicima koji utječu na njihovu strukturu.

1.3. Fitoplankton poplavnog područja

Fitoplankton, odnosno cijanobakterije i alge koje većinom slobodno plutaju u stupcu vode, imaju važnu ulogu u vodenim ekosustavima. Primarni su producenti i čine temeljnu kariku mnogobrojnih hranidbenih lanaca (Vadeboncoeur i sur., 2001) te su ključni u održavanju različitih biogeokemijskih ciklusa (Liu i sur., 2019; Lobus i Kulikovskiy, 2023; Moënné-Loccoz i sur., 2014). Budući da su osjetljive na promjene u okolišu, važan su pokazatelj stanja vodenog sustava (Arsad i sur., 2021; Shen i sur., 2024), a njihovo praćenje u svrhu zaštite površinskih voda

propisano je Okvirnom direktivom (Directive 2000/60/EC), jednim od najvažnijih pravnih dokumenata članica Europske unije u području upravljanja vodama.

U poplavnim područjima je fitoplankton karakteriziran velikom raznolikošću svojti (Rodrigues i sur., 2015; Mihaljević i sur., 2024), a sukcesije fitoplanktona su određene složenim interakcijama abiotičkih i biotičkih čimbenika, pri čemu hidrološki uvjeti, osobito tijekom poplava, imaju značajnu ulogu u oblikovanju zajednica (Loverde-Oliveira i Huszar, 2007; Wang i sur., 2022). U poplavnom području Dunava tijekom razdoblja plavljenja i visokih vodostaja fitoplankton matične rijeke i s njom povezanih vodenih sustava je sličniji, dok se tijekom hidrološke izolacije sastav zajednice u poplavnom području mijenja, te dolazi do razvoja velike biomase cijanobakterija (Mihaljević i sur., 2010; Mihaljević i sur., 2013). Cvjetanju cijanobakterija u uvjetima nižih vodostaja, koje je zabilježeno i u mnogim drugim sustavima, pridonose i visoke temperature te visoke koncentracije hranjivih tvari u vodi (Ferencz i sur., 2023; Stević i sur., 2013). Posebice im pogoduju visoke koncentracije dušika i ukupnog fosfora te niske vrijednosti omjera dušika i fosfora, a prepoznati značajni čimbenici su i dostupna količina svjetlosti, morfometrija jezera, struktura hranidbenih lanaca te miješanje stupca vode (Dokulil i Teubner, 2000; Nöges i sur., 2007, 2008). Očekuje se da će sve izraženiji ekstremni događaji (npr. povećanje temperature, dugotrajne suše, i sl.) pogodovati razvoju cijanobakterija među kojima se izdvajaju invazivne vrste čije toksično djelovanje može nepovoljno utjecati na biotičke zajednice vodenih ekosustava ali i ljudsko zdravlje (Paerl i Huisman, 2009). U uvjetima viših vodostaja i nižih temperatura vode u fitoplanktonu obično prevladavaju dijatomeje (Kiss i Genkal, 1993). Rane faze poplave obilježene su dominantnošću brzorastućih dijatomeja, koje učinkovito iskorištavaju hranjive tvari i tolerantne su na miješanje vodenog stupca dok u kasnijim fazama, kada se uvjeti stabiliziraju, prednost imaju manje vrste poput nano- i pikoplanktona (Clementson i sur., 2021). U poplavnom području Dunava u uvjetima plavljenja zabilježena je veća raznolikost dijatomeja u matičnoj rijeci u odnosu na s njom povezano poplavno jezero, a najveća brojnost, u mjesecima karakteriziranim niskom temperaturom vode (Mihaljević i sur., 2010). Dostupnost svjetlosti je također ključna za razvoj fitoplanktona. Prisutnost različitih čestica u stupcu vode tijekom razdoblja plavljenja smanjuje prozirnost vode, ograničava fotosintetsku aktivnost a time i razvoj fitoplanktona, dok taloženje suspendiranih čestica tijekom opadanja vodostaja omogućuje ponovo uspostavljanje uvjeta pogodnih za rast i razvoj ovih zajednica (Clementson i sur., 2021; Dembowska, 2022; Huang i sur., 2023a). Među biotičkim čimbenicima značajniji utjecaj na fitoplankton ima zooplankton i to

posebno u stabilnijim hidrološkim uvjetima kada se zajednica oporavlja, hranidbeni pritisak raste, te se posljedično biomasa fitoplanktona smanjuje (Fonseca da Silva i sur., 2019). U stabilnim hidrološkim uvjetima u sustavima u kojima se makrofitska vegetacija dobro razvija, dolazi do kompeticije ovih dviju zajednica za svjetlošću i hranjivim tvarima, a dodatano makrofite mogu imati alelopatski učinak i inhibirati rast fitoplanktona. Međutim, tijekom poplava koje ovisno o intenzitetu, mogu otplaviti i potisnuti makrofite, uspostavlja se stanje u kojima dominira fitoplankton (Dembowska, 2022).

1.4. Fitobentos poplavnog područja

Uz fitoplankton, u poplavnim područjima važnu ulogu imaju i obraštajne zajednice koje se razvijaju na različitim podlogama stalno ili povremeno uronjenim u vodu. Podloge se razlikuju s obzirom na stabilnost i hrapavost površine što utječe na složenost i strukturu zajednica (Vadeboncoeur i sur., 2006; Zhang i sur., 2013; Letáková i sur., 2018). Zajednice vezane uz fine, muljevite podloge nazivaju se epipelon, a one vezane uz pješčanu podlogu, epipsamon (Azim i sur., 2005). Najčešći tip podloge u poplavnim područjima čine sedimenti, koji se sastoje od čestica različite granulacije, najčešće malih dimenzija, a njihova struktura ovisi o udaljenosti od glavnog riječnog korita (Benjankar i Yager, 2012). Sedimenti kao prirodne podloge pogodne za naseljavanje imaju posebnu važnost jer su uključeni u biogeokemijske procese (Wu i sur., 2021), a ujedno su i stanište brojnih organizama uključujući alge i cijanobakterije (fitobentos), koje kao primarni producenti, fotosintetski aktivni u fotičkoj zoni, značajno doprinose kruženju tvari i ukupnoj produktivnosti sustava (Bellido-Pedraza i sur., 2020; Hope i sur., 2020). Budući da odražavaju promjene abiotičkih i biotičkih uvjeta, fitobentoske zajednice široko se primjenjuju u procjeni ekološkog stanja površinskih voda (Palmer i sur., 2000).

Obraštajne zajednice su općenito građene od mukopolisaharidnog matriksa kojeg nastanjuju različiti autotrofni i heterotrofni organizmi (Azim i Asaeda, 2005; Sabater i sur., 2007). Razvoj obraštaja započinje adsorpcijom hranjivih tvari na površinu potopljene podloge te brzim naseljavanjem bakterijskih zajednica. Bakterije koje izlučuju sluzavi, ljepljivi sekret i razgrađuju organsku tvar, omogućuju daljnje taloženje različitih koloidnih, organskih i anorganskih čestica te stvaraju uvjete za naseljavanje cijanobakterija i alga. Naseljavanje započinju različite vrste cijanobakterija i alga koje prijanjaju uz podlogu, nakon čega se razvijaju alge pričvršćene za podlogu kraćim ili dužim stapkama (npr. *Gomphonema* spp.), a na kraju nitaste alge (npr.

Stigeoclonium sp.), što pridonosi stvaranju složene trodimenzionalne strukture obraštaja (Azim i Asaeda, 2005; Wu, 2017). Naseljavanje podloga odvija se brzo, a tijekom razvoja izmjenjuju se faze rasta i gubitka (Mihaljević i Žuna Pfeiffer, 2012).

Poplave i s njima povezane promjene okolišnih čimbenika, dostupnost hranjivih tvari i svjetlosti te ispaša ključni su čimbenici koji utječu na razvoj obraštaja (Jesus i sur., 2009; Law, 2011). U dinamičnim poplavnim sustavima promjene hidroloških uvjeta imaju različit utjecaj na obraštaj jer s jedne strane plavljenje pridonosi obogaćivanju sustava hranjivim tvarima što potiče rast obraštaja, dok s druge strane plavljenje većeg intenziteta može uzrokovati struganje i otkidanje te narušavanje biomase ovih zajednica (Makovinska i Hlubikova, 2014; Weilhoefer i sur., 2008; Žuna Pfeiffer i sur., 2015).

Raznolikost obraštajnih zajednica je uglavnom velika (Guiry i Guiry, 2025), a u slatkovodnim ekosustavima u obraštaju prevladavaju dijatomeje, te uz njih predstavnici cijanobakterija i zelenih algi (Martíñá Prieto i sur., 2016). Dijatomeje, odnosno silikatne alge, imaju sposobnost brzog naseljavanja novih podloga, brzog razmnožavanja te brze prilagodbe na promjenjive uvjete u okolišu (Biggs i sur., 1998). Cijanobakterije i alge mogu u nepovoljnim uvjetima prijeći u fazu mirovanja i to formiranjem različitih razvojnih stadija (primarne filamente, spore) koji se spuste na dno vodenog tijela i preživljavaju u sedimentu (Hašler i sur., 2004). Ovakve faze mogu različito dugo trajati, a pri uspostavljanju uvjeta pogodnih za rast i razvoj (npr. veći intenzitet svjetlosti, oslobađanje dušika/fosfora iz sedimenta, promjena temperature vode; Paerl, 1988), ove skupine iz razvojnog stadija prelaze u novu jedinku. Miješanje stupca vode i podizanje sedimenta utječu na distribuciju ovakvih vrsta unutar cijelog vodenog biotopa.

Raznolikost i razvoj obraštaja na različitim tipovima podloga istraživani su u poplavnim područjima rijeke Pãrana (Brazil) (Algarte Majewski i Rodrigues, 2013; Bichoff i sur., 2016), u suptropskom poplavnom području Everglades (Florida) (Hagerthey i sur., 2011), kao i poplavnom području rijeke Dunav (Šarčević Kopic, 2008; Žuna Pfeiffer, 2012; Stević i sur., 2013). Međutim, iako u poplavnim područjima kao najzastupljeniji tip podloge prevladavaju različiti tipovi sedimenta, o strukturi fitobentosa još se uvijek malo zna.

Također, usporedna primjena morfološkog i molekularnog pristupa u istraživanju fitobentosa, osobito onog vezanog uz sediment, u ovakvim dinamičnim staništima i dalje je rijetka.

1.5. Morfološki i molekularni pristup u istraživanju mikrobnih zajednica

Dosadašnja istraživanja brojnosti bakterija i raznolikosti cijanobakterija i algi u planktonu i obraštaju poplavnih područja uglavnom su se temeljila na primjeni svjetlosne mikroskopije i morfološkoj identifikaciji vrsta. U istraživanjima fitoplanktona također su primjenjivani dodatni klasifikacijski sustavi temeljeni na svrstavanju vrsta u skupine prema sličnim morfološkim i/ili funkcionalnim karakteristikama te prilagodbama na promjene ekoloških čimbenika (Reynolds i sur., 2002; Salmaso i Padisák, 2007; Kruk i sur., 2010). Primjena morfološkog pristupa i svjetlosne mikroskopije i dalje ima ključnu ulogu u dugogodišnjim programima monitoringa (Hanžek i sur., 2024). Prednosti primjene ovih metoda ogledaju se u visokoj razini taksonomske rezolucije posebice određenih grupa alga poput dijatomeja, te kvantifikaciji brojnosti, biovolumena i biomase utvrđenih vrsta (Andersson i sur., 2023; Kim i sur., 2024; Hanžek i sur., 2024). Metode su standardizirane i omogućuju usporedivost kroz vrijeme, što je od posebne važnosti u dugoročnim studijama (Brown i sur., 2022). Međutim, ove metode zahtijevaju puno vremena, stručnosti i podložne su subjektivnosti promatrača, a često zanemaruju organizme malih dimenzija poput pikocijanobakterija (MacKeigan i sur., 2022; Kulaš i sur., 2021).

Novija istraživanja biotičkih zajednica u različitim vodnim tijelima sve se više usmjeravaju na primjenu novog, učinkovitijeg molekularnog pristupa koji se temelji na analizi okolišne DNA (eng. eDNA; Schulte i sur., 2023). Ovakav je pristup primijenjen u istraživanju makrozoobentosa (Pawłowski i sur., 2018), fitoplanktona (Hanžek i sur., 2021; Kulaš i sur., 2021), obraštaja (Giongo i sur., 2023; Kulaš i sur., 2023) i dijatomeja (Apothélos-Perret-Gentil i sur., 2017) u različitim vodnim sustavima poput krških i alpskih jezera (Nicolosi Gelis i sur., 2024; Kezlya i sur., 2023; Šimunović i sur., 2023), rijeka (Kamberović i sur., 2024) te obalnih voda i estuarija (Kaleli i sur., 2024; Kim i sur., 2024).

Okolišna DNA obuhvaća cjelokupni genetički materijal dobiven izravno iz okoliša (npr. tla, vode, zraka itd.) bez izolacije određenog organizma (Seymour, 2019). Zbog brzine, osjetljivosti i potencijala za detekciju malih, rijetkih, kriptičnih i teško prepoznatljivih vrsta, metabarkodiranje eDNA se sve više koristi u biomonitoringu i pri procjeni bioraznolikosti vodenih ekosustava (Hanžek i sur., 2024; MacKeigan i sur., 2022; Kaleli i sur., 2024). Ova metoda daje sveobuhvatniji uvid u taksonomsku i filogenetsku raznolikost te otkriva znatno više taksona nego tradicionalna metoda temeljena na morfološkoj identifikaciji (Kezlya i sur., 2023). Međutim zahtjeva i bioinformatičku stručnost te se oslanja na još uvijek nepotpune i neuređene referentne baze

podataka (Salmaso i sur., 2022; MacKeigan i sur., 2022). Nedostaci primjene ove metode uključuju i kvantifikaciju, odabir odgovarajućih genetičkih markera, degradaciju DNA te poteškoće u povezivanju s vrstama utvrđenim na temelju morfološke identifikacije (Hanžek i sur., 2024; Vasselon i sur., 2025; Kim i sur., 2024). Genetički markeri su od posebne važnosti za analizu eDNA jer njihov pogrešan odabir može dovesti do izostanka utvrđivanja prisutnosti organizama karakterističnih za istraživano područje, posebice ako nije uključena i morfološka identifikacija vrsta. S obzirom da sastavu biotičkih zajednica vodenih ekosustava pridonose i prokarioti i eukarioti, prilikom analiza se koriste različite regije gena 16S i 18S rRNA (Malashenkov i sur., 2021) ili 16S i 23S rRNA (Nicolosi Gelis i sur., 2024). Primjenom samo 16S rRNA markera u analizi fitoplanktona utvrđene su sezonske sukcesije fitoplanktona kao što je uočeno mikroskopijom, ali je usporedba raznolikosti taksona zabilježenih molekularnim i morfološkim pristupom pokazala malu podudarnost te je veći broj dobivenih sekvenci pripadao heterotrofnim bakterijama (Eiler i sur., 2013). Budući da gen kloroplastne 16S rDNA ne odražava u potpunosti raznolikost fitoplanktona, kako bi se opisala raznolikost eukariota u fitoplanktonu poseban se naglasak stavlja na primjenu 18S rDNA (Huo i sur., 2020). U istraživanjima se također koriste sljedeći geni odnosno regije: 18S rRNA gen - regije V4 i V9 za analizu raznolikosti eukariota (fitoplankton) i protista (Huo i sur., 2020; Hanžek i sur., 2024; Kulaš i sur., 2021; Kezlya i sur., 2023), *rbcL* gen za određivanje dijatomeja (Kezlya i sur., 2023; Nicolosi Gelis i sur., 2024), 23S rRNA za određivanje eukariotskih i prokariotskih fotosintetskih taksona fitoplanktona (Nicolosi Gelis i sur., 2024; Capo i sur., 2023), 16S rRNA gen - V4 regija posebno se koristi za određivanje bakterija, arheja i cijanobakterija (MacKeigan i sur., 2022; Capo i sur., 2023). Uspješnost analize eDNA značajno ovisi i o bazama u kojima su pohranjene referentne sekvence. Neke od najčešće korištenih baza podataka su PR2 (Guillou i sur., 2013), SILVA (Quast i sur., 2013), BOLD Systems (Ratnasingham i Hebert, 2007) te NCBI Genbank (Clark i sur., 2016) dok se među specijaliziranim bazama izdvajaju *Diat.barcode* za dijatomeje (Rimet i sur., 2019) i *Phytool* za fitoplankton (Canino i sur., 2021).

Poteškoće u analizi eDNA često proizlaze i iz nedovoljno podataka unešenih u referentne baze, pogrešaka u taksonomskoj identifikaciji biološkog materijala pohranjenog u referentnoj bazi podataka, pogrešaka u sekvenciranju gdje je biološki materijal ispravno identificiran, ali je pogrešno povezan sa sekvencom, većeg broja različitih svojti povezanih s istom sekvencom, primjene sinonima pri čemu je ista svojta više puta registrirana u bazi podataka, niskoj

taksonomskoj rezolucija unesenih svojti identificiranih na višim taksonomskim razinama kao i nedostatku podataka o varijacijama pojedine vrste (Keck i sur., 2023). Tehničke pogreške prilikom umnažanja i sekvenciranja također mogu dovesti do poteškoća u analizi što se očituje u prividnom povećanju raznolikosti (Huo i sur., 2020, Nicolosi Gelis i sur., 2024) ili nedetektiranju pojedinih vrsta (Salmaso i sur., 2022).

Zbog specifičnosti i nedostataka pojedine metode, morfološka i molekularna identifikacija se u istraživanjima često istovremeno koriste iako su rezultati još uvijek teško usporedivi. Razlozi, između ostaloga, leže i u pogreškama pri morfološkoj identifikaciji vrsta koje dovode do različitog uvida u raznolikost zajednice utvrđene morfološkom odnosno molekularnom analizom (Salmaso i sur., 2022) ali i u identifikaciji vrsta u uzorcima prikupljenjim filtriranjem različitih volumena vode (MacKeigan i sur., 2022, Salmaso i sur., 2022). Ipak, kombinacija ovih metoda daje najpotpuniji uvid u sastav i dinamiku mikrobnih zajednica (Keck i sur., 2022) i ključna je istraživanju bioraznolikosti ili ocjeni ekološkog stanja (Hering i sur., 2018, Pawlowski i sur., 2018).

Dosadašnja istraživanja brojnosti bakterija i raznolikosti cijanobakterija i algi u planktonu i obraštaju poplavnog područja Dunava uglavnom su se temeljila na primjeni svjetlosne mikroskopije i morfološkoj identifikaciji vrsta. Primjenom morfološkog i molekularnog pristupa u istraživanju utjecaja sezonskih i hidroloških promjena na sastav i raznolikost mikrobnih zajednica u vodi i sedimentu (s posebnim naglaskom na fitoplankton i fitobentos) u poplavnom području Dunava (Park prirode Kopački rit), doprinijet će se ne samo usporedbi metoda već i dubljem razumijevanju mikrobne dinamike u poplavnim ekosustavima. Također će se pridonijeti boljem razumijevanju utjecaja globalnih promjena na poplavna područja velikih europskih rijeka umjerenog područja.

1.6. Ciljevi i hipoteze rada

Ciljevi rada su:

- Analizirati raznolikost fitobentosa i fitoplanktona u vodnim tijelima poplavnog područja Kopačkog rita primjenom morfološkog i molekularnog pristupa.
- Odrediti brojnost i biomasu fitobentosa i fitoplanktona u vodnim tijelima poplavnog područja Kopačkog rita tijekom jednogodišnjeg razvoja zajednica.
- Analizirati utjecaj okolišnih čimbenika na fitobentos i fitoplankton u vodnim tijelima poplavnog područja Kopačkog rita.
- Usporediti sastav fitoplanktona i fitobentosa utvrđen morfološkom determinacijom svojti i molekularnom analizom univerzalne V4 regije 16S rRNA te V4 regije 18S rRNA gena.
- Utvrditi usporedivost molekularne i morfološke metode u identifikaciji fitobentosa i fitoplanktona u vodnim tijelima poplavnog područja.

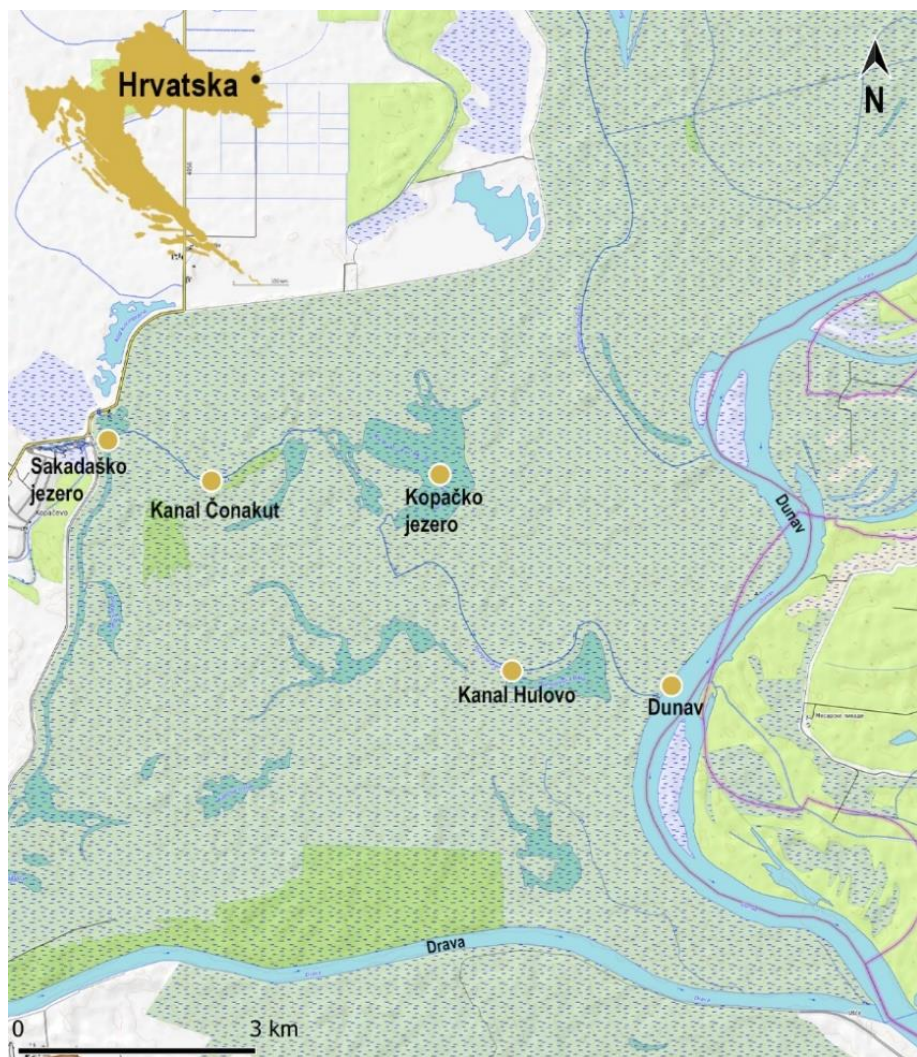
Temeljne hipoteze ovog rada su:

- Raznolikost fitoplanktonske zajednice ovisi o hidrološkim uvjetima istraživanih vodnih tijela u poplavnom području Kopačkog rita.
- Struktura i sastav fitobentoske zajednice posljedica su uzajamnog djelovanja abiotičkih čimbenika: sastava sedimenta, hidroloških i fizikalno-kemijskih parametara.
- Promjena vodostaja određuje sukcesivnu promjenu raznolikosti fitoplanktonske zajednice u vodnim tijelima poplavnog područja.
- Biomasa fitoplanktona smanjuje se porastom vodostaja Dunava.
- Veća raznolikost fitobentoskih i fitoplanktoskih svojti u poplavnom području Kopačkog rita utvrdit će se molekularnim pristupom.
- Rezultati dobiveni morfološkom i molekularnom identifikacijom svojti usporedivi su u istraživanju zajednica fitobentosa i fitoplanktona poplavnog područja.

2. PODRUČJE ISTRAŽIVANJA

2. PODRUČJE ISTRAŽIVANJA

Poplavno područje Parka prirode Kopački rit (Slika 1) smješteno je u srednjem dijelu toka Dunava (1383 – 1410 r. km) između $45^{\circ}32'$ i $45^{\circ}47'$ sjeverne geografske širine te $18^{\circ}45'$ i $18^{\circ}59'$ istočne geografske dužine. Područje je pod utjecajem kontinentalne klime, s prosječnim ljetnim temperaturama između 20 i 22 °C te godišnjom količinom oborina između 420 i 834 mm (Mihaljević i sur., 2015a). Karakteriziraju ga sezonske oscilacije u protoku vode, koje su prvenstveno pod utjecajem Dunava, a u manjoj mjeri i rijeke Drave (Bonacci i sur., 2002). Protok vode, te transport i taloženje sedimenta na cijelom području su iznimno složeni zbog specifičnih geomorfoloških i vegetacijskih obilježja (Tadić i sur., 2014). Dinamičan hidrološki režim je oblikovao Kopački rit kao mozaik jezera, močvara, vlažnih travnjaka, tršćaka i poplavnih šuma, a stalna i povremena vodena tijela prekrivaju više od 18 km² poplavne površine. Plavljenje Kopačkog rita započinje kada razina rijeke Dunav na vodomjernoj postaji Apatin (1.401,4 r.km) prijeđe 3 m (Mihaljević i sur., 1999). Intenzitet poplava varira između godina, a mogu se pojaviti u bilo koje doba godine, iako se najčešće javljaju u proljeće i rano ljeto (Mihaljević i sur., 2015a). S obzirom na hidrološke uvjete koji su definirani visinom vodostaja Dunava na području Kopačkog rita razlikuju se razdoblja kada je poplavno područje odvojeno od matične rijeke (<3 m), kada je izloženo plavljenju malog (3,0–3,5 m), srednjeg (3,5–4,0 m) i velikog intenziteta (4,0–5,0 m) te razdoblje iznimno velikih poplava (>5 m). Tijekom plavljenja malog intenziteta plavi oko 18 % poplavnog područja, dok iznimno velike poplave plave gotovo cijelo područje Kopačkog rita (Schwarz, 2005). Ovaj dinamičan krajobraz zaštićeno je Ramsarsko područje (br. 3HR002) od 1993. godine te je uvršten na popis međunarodno važnih močvarnih područja (Tadić i sur., 2014).



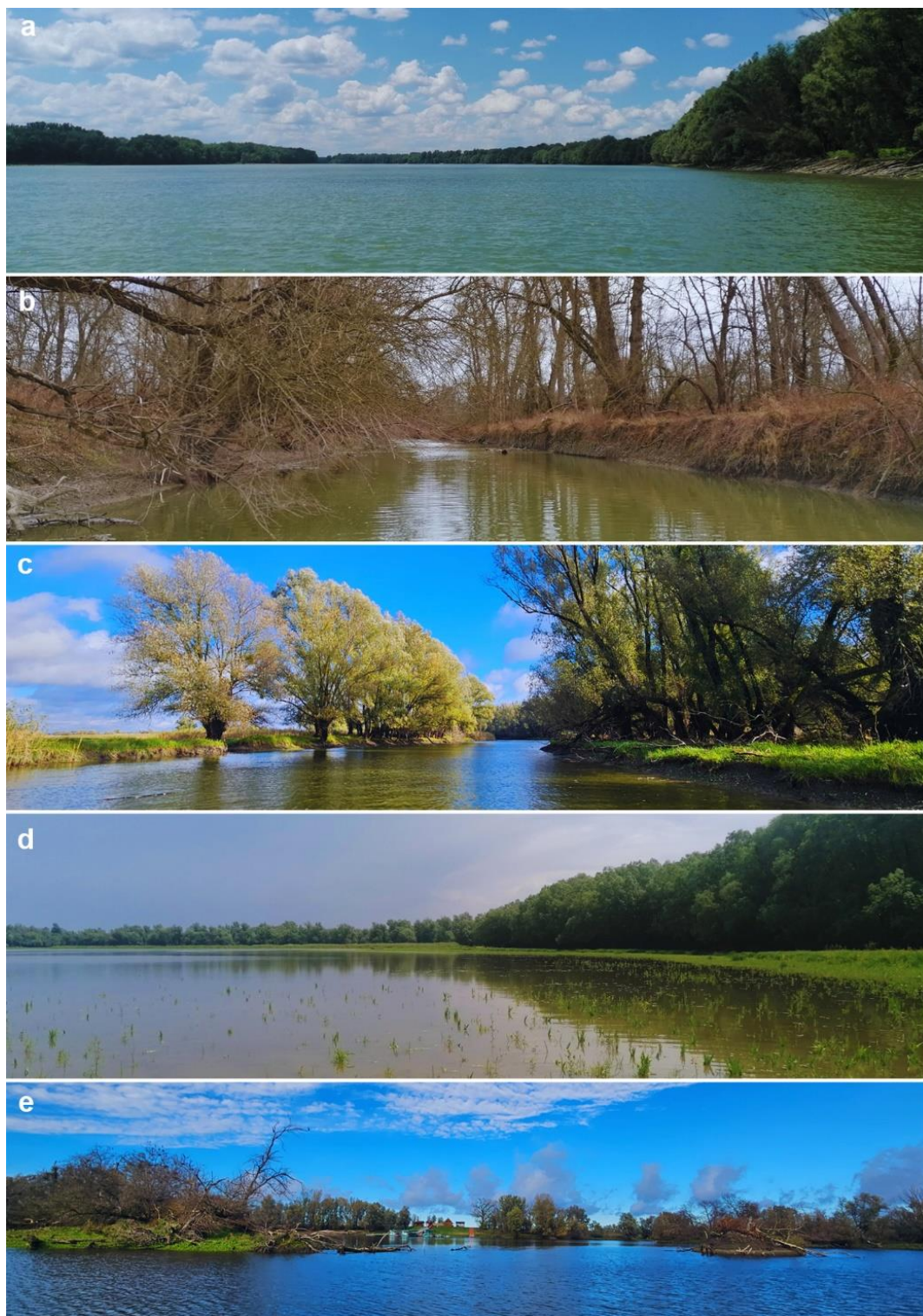
Slika 1. Zemljovid Parka prirode Kopački rit (Hrvatska) s označen postajama istraživanja: Dunav, kanal Hulovo, Kopačko jezero, kanal Čonakut, Sakadaško jezero. Karta područja izrađena je u programu QGIS (verzija 3.36.2) koristeći OpenTopoMap kao pozadinsku kartu (© OpenStreetMap contributors, ODbL license).

Istraživanje je obuhvatilo pet postaja duž poplavnog područja (Slika 2): rijeku Dunav, kanale Hulovo i Čonakut, te Kopačko i Sakadaško jezero.

Dunav (Slika 2a) je druga najveća rijeka u Europi koja izvire na ušću rijeka Breg i Brigach u Crnoj šumi (Donaueschingen, Njemačka), teče u duljini od 2826 km kroz ukupno 10 država i ulijeva se u Crno more istočno od gradova Izmail (Ukrajina) i Tulcea (Rumunjska) (Tockner i sur., 2022). Uz Dunav živi više od 80 milijuna ljudi zbog čega je područje Dunava izloženo različitim

antropogenim pristiscima kao što su izgradnja akumulacijskih jezera, brana i hidroelektrana, unos visokih koncentracija hranjivih tvari posebno dušika i fosfora i sl. (Mănoiu i Crăciun, 2021). Zbog intenzivnih zahvata veliki broj prirodnih poplavnih područja na toku Dunava je nestao (Hein i sur., 2016, 2019; Funk i sur., 2019). Istraživanje je provedeno na 1388 r.km, na samom ulazu u poplavno područje Kopačkog rita.

Kanal Hulovo (Slika 2b), dug 6 km, širok 30–34 m i dubok oko 5 m, spaja se s glavnim koritom Dunava na istom riječnom kilometru te predstavlja glavni vodeni put između rijeke i poplavnog područja u uvjetima plavljenja. Kanal dovodi vodu do najvećeg stalnog vodenog tijela u poplavnom području – Kopačkog jezera (Slika 2c). Jezero je plitko, polumjesečastog oblika, dubine od 1,5 do 5 m, s površinom vode od približno 2,5 km². U vrijeme visokih vodostaja dubina jezera doseže i do 5 m, a u vrijeme niskih vodostaja do 2 m i to samo u središnjem dijelu. S njim je povezan kanal Čonakut (Slika 2d), dug 3 km, širok oko 30 m i dubok od 2 do 5 m, kojim se voda odvodi prema Sakadaškom jezeru, najmlađem trajnom jezeru u poplavnom području Kopačkog rita. Sakadaško jezero (Slika 2e) se nalazi u zapadnom dijelu poplavnog područja, površine je oko 0,15 km², a dubina mu varira između 5 i 12 m, ovisno o oscilacijama vodostaja Dunava. Tijekom posljednjih desetljeća jezero je u eutrofnom/hipertrofnom stanju, s velikom biomasom fitoplanktona i čestom pojavom cvjetanja cijanobakterija (Horvatić i sur., 2003; Mihaljević i Stević, 2011), i povremenu pojavu zajednica makrofita (Vidaković i Bogut, 2007). Obale jezera obrasle su običnom trskom (*Phragmites communis*), uz koju se nalaze poplavne šume crne topole (*Populus nigra*) i bijele vrbe (*Salix alba*).



Slika 2. Područja istraživanja: (a) Dunav, (b) kanal Hulovo, (c) kanal Čonakut, (d) Kopačko jezero, (e) Sakadaško jezero

3. MATERIJALI I METODE

3. MATERIJALI I METODE

3.1. Uzorkovanje

Tijekom istraživanja koje je provedeno u razdoblju od veljače do rujna 2021. godine na svakoj postaji su praćeni fizikalno-kemijski parametri vode i prikupljeni uzorci sedimenta, fitoplanktona i fitobentosa. Vodostaj Dunava praćen je na mjernoj postaji kod Apatina, na 1401,4 r. km. Tijekom svakog izlaska na teren na pojedinoj postaji mjerena je dubina vode (WD) prijenosnim dubinomjerom (Uwitec GmbH, Austrija), prozirnost vode (SD) pomoću Secchi diska te temperatura vode (AT), pH, koncentracija otopljenog kisika u vodi (DO) i električna vodljivost (Cond) pomoću trokanalnog multimetra (HQ4300, Hach, SAD). Također su prikupljeni uzorci vode za određivanje koncentracije hranjivih tvari (amonijak ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitriti ($\text{NO}_2\text{-N}$), nitrati ($\text{NO}_3\text{-N}$), ukupni dušik (TN), ukupni fosfor (TP)), klorofila (Chl), ukupno suspendiranih (TSS), anorganskih (AW) i organskih tvari (AFDW) u vodi.

Uzorci površinskog sedimenta prikupljeni su korerom ($d = 5,5$ cm) na udaljenosti od približno 1 m od obale te su korišteni za granulometrijsku analizu, analizu kemijskog sastava sedimenta (ukupnog ugljika, organskog ugljika, ukupnog dušika, ukupnog anorganskog ugljika, otopljenog ugljika, sadržaja netopivog ostatka), određivanje koncentracije klorofila (sChl), ukupne suspendirane tvari (sDW), anorganskih (sAW) i organskih (sAFDW) tvari u sedimentu te za kvalitativnu i kvantitativnu analizu alga i cijanobakterija u sedimentu. U svrhu provođenja granulometrijske analize uzorci su prikupljeni četiri puta tijekom istraživanja (veljača, travanj, srpanj, rujna). Uzorci za analizu fitobentosa prikupljeni su u triplicatima, preneseni u laboratorij u bocama s destiliranom vodom, a nakon ispiranja supernatant je fiksiran u 4 %-tnoj otopini formaldehida. Uzorci površinskog sedimenta za molekularne analize pohranjeni su u sterilnim mikroepruvetama od 2 mL te zamrznuti na -80 °C do daljnje analize.

Za kvalitativnu analizu fitoplanktona korištena je fitoplanktonska mrežica s otvorom pora 10 μm , a uzorci su fiksirani u 4 %-tnoj otopini formaldehida. Za kvantitativnu analizu fitoplanktona, 250 mL nefiltriranog uzorka vode fiksirano je Lugolovom otopinom. Uzorkovanje fitoplanktona provedeno je prema Metodologiji Hrvatskih voda (2016). Za molekularne analize fitoplanktona, 2 L površinske vode u kanalima i Dunavu, odnosno kompozitni uzorak u jezerima, prikupljeni su pomoću uzorkivača (Uwitec, Austrija) 20 cm ispod površine te transportirani u sterilnim polikarbonatnim bocama u laboratorij.

3.2. Laboratorijska obrada uzoraka

Koncentracije amonijaka ($\text{NH}_4\text{-N}$; HRN ISO 7150-1:1998), nitrita ($\text{NO}_2\text{-N}$; HRN EN 26777:1998), nitrata ($\text{NO}_3\text{-N}$; HRN ISO 7890-3:1998), ukupnog dušika (TN; HRN ISO 5663:2001+ $(\text{NO}_2\text{-N}+\text{NO}_3\text{-N})$) i ukupnog fosfora (TP; HRN EN ISO 6878:2008) u vodi određene su u Ekološkom laboratoriju Vodovoda d.d. Osijek.

Za određivanje koncentracije klorofila u vodi, uzorci vode (0,5-1 L) su filtrirani kroz Whatman GF/F filter papir od staklenih vlakana. Uzorci sedimenta uzeti u triplikatima ($0,665\text{ cm}^3$) prvo su zamrznuti na $-20\text{ }^\circ\text{C}/24\text{h}$ (Leavitt i Hodgson, 2001). Filtrirani uzorci vode kao i zamrznuti uzorci sedimenta homogenizirani su u 90 %-tnom acetone, a pigmenti su ekstrahirani 24 sata/ $4\text{ }^\circ\text{C}$. Koncentracija pigmenata određena je spektrofotometrijski pri 630, 645, 663 i 750 nm prema SCOR-Unesco (1966) i Strickland i Parsons (1972).

Sadržaj ukupne suspendirane, organske i anorganske tvari u vodi i sedimentu određen je prema APHA (1992). Uzorci vode filtrirani su kroz prethodno žarene ($450\text{ }^\circ\text{C} / 4\text{ sata}$) i izvagane filter papire (Whatman GF/F), dok su uzorci sedimenta prenešeni u prethodno žarene i izvagane lončiće za žarenje. Svi uzorci su sušeni na $105\text{ }^\circ\text{C}$ tijekom 24 sata, a nakon hlađenja i vaganja, žareni 4 sata na $450\text{ }^\circ\text{C}$, ohlađeni i ponovno izvagani. Ukupna suspendirana tvar uključuje ukupan sadržaj organske i anorganske tvari u uzorku. Sadržaj organske tvari izračunat je kao razlika između ukupne suspendirane i anorganske tvari.

3.3. Analiza sedimenta

Uzorci za granulometrijsku analizu sedimenta prikupljeni su četiri puta tijekom istraživanja (veljača, travanj, srpanj, rujn), a analiza je provedena na Institutu Ruđer Bošković u Zavodu za istraživanje mora i okoliša (Laboratorij za anorgansku geokemiju okoliša i kemodinamiku nanočestica). Uzorci sedimenta su prvo odmrznuti i homogenizirani miješanjem. Dio uzorka izdvojen je i pomiješan s približno 50 ml vode, a agregati čestica u suspenziji razbijeni su ultrazvučnom kupkom tijekom 2 minute. Prije mjerenja, svaki uzorak je promiješan magnetskom miješalicom kako bi se dobila homogena suspenzija. Za određivanje raspodjele veličine čestica (particle size distribution, PSD) korišten je laserski difrakcijski analizator veličine čestica (LS 13320, Beckman Coulter, SAD) s odgovarajućim modulom (Aqueous Liquid Modul, ALM). Raspodjela veličine čestica izračunata je prema Mie teoriji s pripadajućim parametrima: R.I: 1.53;

R.I fluid: 1.33; R.I.I: 0.1 (Lučić i sur., 2019). Svaki uzorak mjeren je najmanje dva puta, a konačna krivulja predstavlja prosječni rezultat svih mjerenja istog uzorka. Za svaku raspodjelu čestica (tj. za svaki uzorak) izračunati su sljedeći parametri: prosječna veličina čestica (M_z ; μm), medijan (D_{50} ; μm), % pijeska (udio čestica $63\ \mu\text{m}$ - $2\ \text{mm}$), % silta (udio čestica 2 - $63\ \mu\text{m}$) i % gline (udio čestica $< 2\ \mu\text{m}$). Sedimenti su klasificirani prema Shepard (1954).

Za određivanje kemijskog sastava sedimenta prikupljeni uzorci su analizirani pomoću elementarnog analizatora Flash 2000 NC (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, SAD) na Hrvatskom geološkom institutu u Zagrebu. U uzorcima su određivani: ukupni ugljik (TC), organski ugljik (OC), ukupni dušik (TN), ukupni anorganski ugljik (TIC), otopljen ugljik (DissC) i sadržaj netopivog ostatka (IR). U tu su svrhu 2g neobrađenog sedimenta liofilizirana su i samljevena. Za potrebe TC i TN analize, uzorci su pakirani u kapsule od kositra, dok je u svrhu mjerenja OC-a, iz uzoraka pomoću 4 M HCl prvo uklonjena karbonatna komponenta. Vrijednost TIC-a izračunata je kao razlika između TC-a i OC-a. Omjer OC/N je izračunat dijeljenjem dobivenih vrijednosti OC-a s TN-om. IR predstavlja razliku mase uzorka tretiranog HCl-om i mase neobrađenog sedimenta. Količina netopive tvari u sedimentu korištena je za procjenu sadržaja nekarbonatnog mineralnog materijala u sedimentnim uzorcima. Analitička preciznost metode kontrolirana je ponovljenim mjerenjima pojedinačnih uzoraka i referentnog materijala za tlo (Soil NC Reference Material; % N = 0.21, % C = 2.29).

3.4. Morfološka analiza fitoplanktona i fitobentosa

Kvalitativna analiza alga i cijanobakterija u sedimentu i planktonu provedena je pomoću svjetlosnog mikroskopa pri različitim povećanjima (Carl Zeiss Jenna), softwera Moticam 2300 i standardnih ključeva za determinaciju. Kvantitativna analiza alga i cijanobakterija u sedimentu određena je brojanjem stanica nakon sedimentacije u komorici s milimetarskom mrežicom površine $1\ \text{cm}^2$ i volumena $0,05\ \text{ml}$ (Stilinović i Plenković-Moraj, 1995). U kvantitativnoj analizi alga i cijanobakterija u sedimentu brojane su sve stanice svih svojti dok su dijatomeje brojane kao skupina. Nakon toga je na trajnim preparatima za svaki uzorak prebrojano 400 frustula. Ukupan broj dijatomeja izbrojan na centimetarskoj mrežici korišten je kao referentna vrijednost prema kojoj je iz omjera broja frustula jedne svojte u odnosu na ukupni broj izbrojanih frustula izračunat

broj pojedinih svojiti dijatomeja. Dominantne svojite određene su u odnosu na ukupan broj stanica a dominantnim su smatrane one koje su činile najmanje 5 % ukupnog broja stanica.

Kvantitativna analiza fitoplanktona provedena je identifikacijom i brojanjem stanica u Utermöhllovim komoricama (Utermöhl, 1958) pomoću invertnog svjetlosnog mikroskopa (Zeiss Axio Vert.A1), programa ZEN 3.2. blue edition te standardnih ključeva za identifikaciju. U svrhu detaljnije i potpunije taksonomske analize dijatomeja sedimenta i planktona izrađeni su trajni preparati.

Trajni preparati su pripremljeni na način da su uzorci ispirani vodom i centrifugirani. Svaki put supernatant je dekantiran, a postupak ispiranja je ponovljen nekoliko puta. U suspenziju je dodan vodikov peroksid (H_2O_2) i suspenzija je zagrijavana 3 sata u vodenoj kupelji kako bi se odstranio organski materijal. U vruću suspenziju dodano je nekoliko kapi 1M kloridne kiseline (HCl; uklanjanje karbonata). Nakon hlađenja, suspenzija je centrifugirana, a talog je nekoliko puta ispran i resuspendiran u destiliranoj vodi. Na čistu i suhu pokrovnicu prenešen je 1 mL očišćenog uzorka i ostavljen da se suši na zraku 24 sata na mjestu gdje nema vibracija. Nakon sušenja uzorka je prenešen na lagano zagrijanu predmetnicu s kapi Naphraxa. Preparat je zagrijavan dok se Naphrax nije ravnomjerno raspodijelio cijelom pokrovnicom.

Taksonomija svojiti provjerena je i usklađena s taksonomijom navedenom u bazi alga (<https://www.algaebase.org/>, veljača, 2025; Guiry i Guiry, 2025).

3.5. Molekularna analiza prokariota i mikroeukariota

Uzorci vode za molekularnu analizu fitoplanktona filtrirani su kroz polikarbonatne filtere od 10 μm i 0,2 μm (Whatman Nuclepore Track-Etch Membrane, promjera 47 mm) te su s uzorcima sedimenta za molekularne analize pohranjeni na -80 °C. Okolišna DNA (eDNA) je ekstrahirana iz filtriranih uzoraka vode i sedimenata korištenjem DNeasy Power Water Kit i DNeasy PowerSoil Pro Kit (Qiagen, Njemačka) prema uputama proizvođača uz manje modifikacije. Kvaliteta i koncentracija ekstrahirane DNA je provjerena NanoDrop spektrofotometrom.

Za amplifikaciju hipervarijabilne V4 regije 16S rRNA gena, za karakterizaciju prokariota, korišten je par početnica 515F (Parada i sur., 2015) i 806R (Apprill i sur., 2015). Kako bi se obuhvatila raznolikost mikroeukariota, amplificirana je V4 regija 18S rRNA gena pomoću početnica

TAREuk454FWD1 i TAREukREV3 (Stoeck i sur., 2010). Dobiveni ampliconi su sekvencirani (2×300 bp) na platformi MiSeq (V3 chemistry, 600 cycles, Illumina, San Diego, CA, USA) u Središnjoj Mikrobiom Ustanovi Medicinskog sveučilišta u Beču (Austrija) (JMF ID-2201-10). Sirove sekvence su skraćene i filtrirane po kvaliteti prema metodologiji opisanoj u Pjevac i sur. (2021). Varijante amplikonskih sekvenci (eng. Amplicon sequence variants - ASV) definirane su prema standardnom protokolu implementiranom u R-paketu DADA2, verzija 1.20.0 (Callahan i sur., 2016). Taksonomska pripadnost dodijeljena je korištenjem SILVA baze podataka (Ref NR 99 release 138.1) i Protist Ribosomal Reference (PR2) baze (verzija 4.12.0), primjenom klasifikatora SINA verzije 1.6.1 (Pruesse i sur., 2012). Neobrađene sekvence pohranjene su i dostupne u bazi podataka NCBI (BioProject) pod pristupnim brojem PRJNA1238263.

Kako bi se svojte morfološki identificirane u fitoplanktonu i fitobentosu mogle usporediti sa svojta dobivenim molekularnim analizama, taksonomska pripadnost u bazi Algaebase je usklađena s taksonomskom pripadnošću u bazama podataka SILVA (za cijanobakteije) i PR2 (za alge). Samo ASV-evi taksonomski pripisani zajednici fitoplanktona i fitobentosa korišteni su pri usporedbi svojti dobivenih morfološkom identifikacijom i molekularnom analizom. U poglavljima „Usporedba rezultata dobivenih morfološkom i molekularnom identifikacijom cijanobakterija i alga u vodi/sedimentu“ za ASV-eve su korišteni nazivi taksona iz baze podataka SILVA i PR2, a za svojte dobivene morfološkom analizom su korišteni nazivi taksona prema bazi Algaebase.

3.6. Statistička obrada podataka

Filtriranje podataka, statistička analiza i vizualizacija provedene su u programskom jeziku R (verzija 4.3.2) korištenjem paketa phyloseq 1.46.0 (McMurdie i Holmes, 2013), vegan 2.6-4 (Oksanen i sur., 2022), microbiome 1.24.0 (Lahti i sur., 2019), ampvis2 2.8.7 (Andersen i sur., 2018) i ggplot2 2.8.7 (Wickham, 2016).

Podaci su analizirani zasebno za različite kategorije: fitoplankton odnosno mikroeuariotske i prokariotske zajednice u vodi, koje su dodatno podijeljene na slobodno-živuće (FL) i čestično vezane (PA) frakcije, fitobentos odnosno mikroeuariotske i prokariotske zajednice u sedimentu.

Uzorci s manje od 1000 očitavanja isključeni su iz analize, a ASV-evi koji su se pojavili samo jednom ili dvaput (singletni i doubletni) uklonjeni su prije statističke obrade, osim u slučaju analiza alfa

raznolikosti. Iz daljnje su analize isključeni svi ASV-evi koji nisu bili taksonomski određeni barem do drugog najvišeg taksonomskog ranga (prokarioti – koljeno, mikroeukarioti – supergrupa). ASV-evi dobiveni iz 16S rRNA gena koji su bili klasificirani kao mitohondriji ili kloroplasti, te ASV-evi iz 18S rRNA gena koji su pripadali Metazoa, također su uklonjeni.

Za procjenu broja dijeljenih temeljnih („core“) ASV-eva između tri glavna ekosustava poplavnog područja (rijeka, kanal, jezero), korištena je funkcija `ampvenn()` iz paketa `ampvis2` dok je za podatke dobivene morfološkom determinacijom korišten paket `VennDiagram` 1.6.0, a za usporedbu podataka dobivenih morfološkom i molekularnom analizom `ggVennDiagram` 1.5.2.

Alfa raznolikost izračunata je iz „rarefied“ skupova podataka koji uključuju singletne i doubletne, kako bi se procijenio broj ASV-eva (bogatstvo) i Shannon-Wienerov indeks raznolikosti (Shannon, 1948). Alfa raznolikost izračunata je i skupove podataka dobivenih morfološkom determinacijom (broj svojti i Shannon-Wienerov indeks raznolikosti). Normalna raspodjela varijabli testirana je Shapiro-Wilk testom. Za skupove podataka normalne raspodjele primijenjena je ANOVA s naknadnim Tukey testom, dok su varijable koje nisu slijedile normalnu raspodjelu testirane Kruskal-Wallis i Wilcoxon testovima kako bi se utvrdile značajnosti u alfa raznolikosti.

Najzastupljeniji taksoni izračunati su pretvorbom ASV-eva u relativne postotke po uzorku, agregiranjem podataka na razinu roda i grupiranjem prema postaji istraživanja. Relativna zastupljenost zajednica agregirana je na razinu koljena za prokariote, odnosno odjeljka za mikroeukariote, kako bi se prikazala struktura zajednica. Skupovi podataka dobiveni morfološkom analizom prikazani su na razini koljena.

Prije izračuna matrica različitosti dobivenih Bray-Curtis-ovim koeficijentom (Bray i Curtis, 1957) korištena je Hellingerova transformacija na „rarefied“ skupovima podataka. Matrice su upotrijebljene za procjenu beta raznolikosti zajednica pomoću analize glavnih koordinata (eng. „Principal coordinate analysis“ - PCoA). Permutacijska multivarijatna analiza varijance (PERMANOVA) provedena je na matricama različitosti zajednica i na skupu normaliziranih okolišnih varijabli („z-score“ normalizacija), kako bi se ispitalo objašnjavaju li pojedini okolišni parametri značajne razlike u sastavu zajednica. Varijable koje su bile značajno povezane s promjenama u multivarijatnim odgovorima (mikrobne zajednice) prikazane su kao vektori na PCoA dijagramima, s naznakom smjera njihova najvećeg porasta i maksimalne korelacije s koordinatama ordincije. PCoA temeljena na Hellinger transformaciji i Bray-Curtis-u korištena je i

za prikaze fitoplanktona i fitobentosa po postajama i značajnim okolišnim varijablama. Značajne okolišne varijable koje objašnjavaju varijacije u strukturi zajednice određene su funkcijom `envfit()` iz paketa `vegan` na temelju 999 permutacija. Strelice predstavljaju okolišne parametre koji su značajno povezani s fitoplanktonskom i fitobentoskom zajednicom ($p < 0.05$).

Kako bi se utvrdile razlike između vodostaja Dunava i istraživanih parametara vode i sedimenta na postajama istraživanja tijekom 2021. godine, navedeni su parametri analizirani metodom nemetrijskog višedimenzijskog grupiranja (eng. „non-metric Multidimensional Scaling“ - nMDS). Podatci su prije analize logaritamski transformirani, a kao mjera sličnosti korišten je Bray-Curtis.

Pearsonov koeficijent korelacije korišten je za procjenu linearnih odnosa između fizikalno-kemijskih parametara dok je Spearmanov rang-koeficijent korelacije primijenjen kada su u analizu bili uključeni i podaci o brojnosti i biomasi. U grafičke prikaze uključeni su samo koeficijenti korelacije koji su bili statistički značajni ($p < 0,05$).

Spearmanovi rang-koeficijenti korelacije izračunati su između Hellinger-transformiranih podataka za 25 najzastupljenijih ASV-eva na razini roda i z-normaliziranih okolišnih varijabli. Vrijednosti $p \leq 0,001$ označene su zvjezdicom.

U svrhu objašnjavanja međusobnih odnosa dominantnih svojti u fitoplanktonu odnosno fitobentosu i fizikalno-kemijskih čimbenika korištena je kanonička analiza korespondencije (eng. „Canonical Correspondence Analysis“ - CCA). Podaci vezani uz svojte su logaritamski transformirani, a uz okolišne varijable „z-score“ standardizirani. U analizu su uključene svojte koje su činile više od 5 % ukupne biomase u fitoplanktonu te više od 5 % ukupne brojnosti u fitobentosu, dok su od okolišnih varijabli korišteni samo statistički značajni parametri vode i/ili sedimenta određeni postupkom permutacijskog testa značajnosti (999, $p < 0,05$).

4. RESULTATI

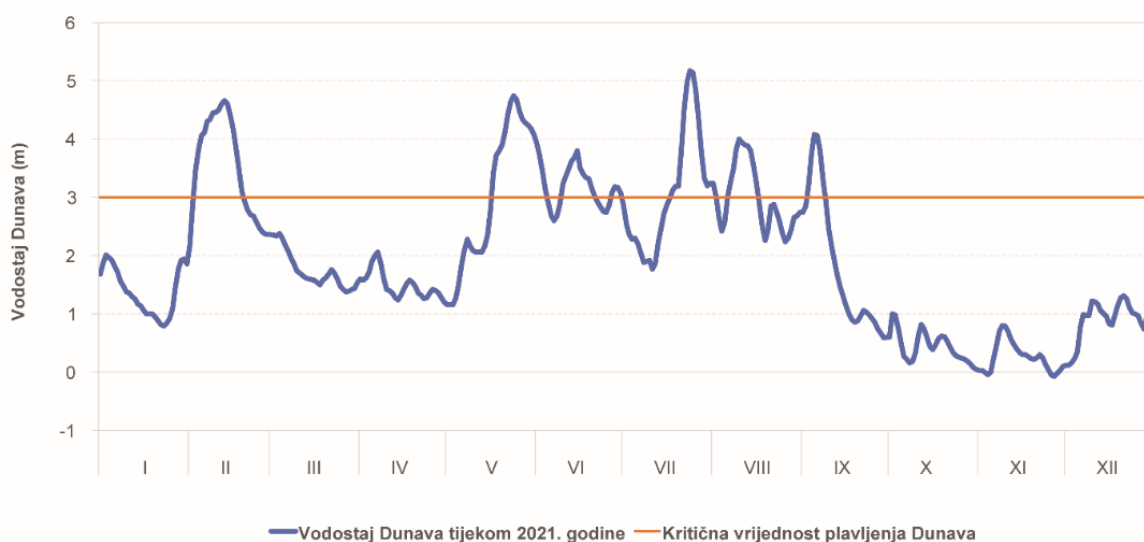
4. REZULTATI

4.1. Okolišni uvjeti

U svrhu boljeg razumijevanja promjena u fitoplanktonu i fitobentosu, tijekom istraživanja su praćeni promjene vodostaja Dunava, fizikalno-kemijskih svojstava vode te granulometrije i sastava sedimenta.

4.1.1. Fizikalno-kemijska svojstva vode

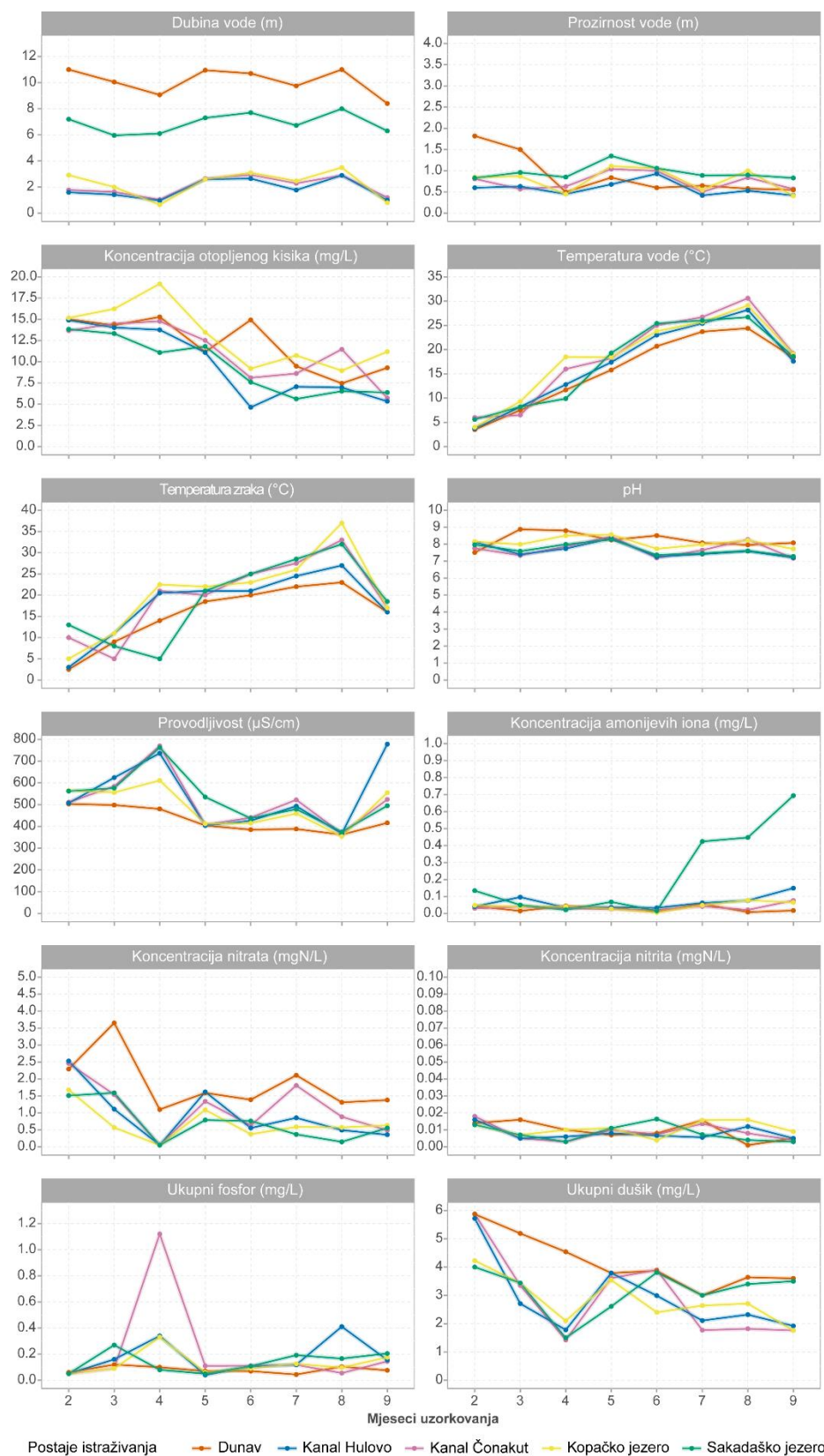
Vodostaj Dunava praćen je na vodomjernoj stanici kod Apatina, smještenoj na 1401,1 r.km (Slika 3). Tijekom 2021. godine izmjenjivala su se razdoblja visokih i niskih vodostaja. U veljači je vodostaj Dunava iznosio gotovo 5 m te je poplavno područje Kopačkog rita bilo poplavljeno 17 dana. Proljetno razdoblje (ožujak, travanj) su obilježili niži vodostaji (< 3 m) i odvojenost poplavnog područja od glavnog toka rijeke, dok je sredinom svibnja ponovno započelo plavljenje, koje je uz nekoliko kratkotrajnih razdoblja niskog vodostaja (Dunav < 3 m), trajalo sve do sredine rujna. Od rujna pa sve do kraja godine vodostaj Dunava je bio niži od 3 m, zbog čega je poplavno područje ponovno ostalo odvojeno od matične rijeke.



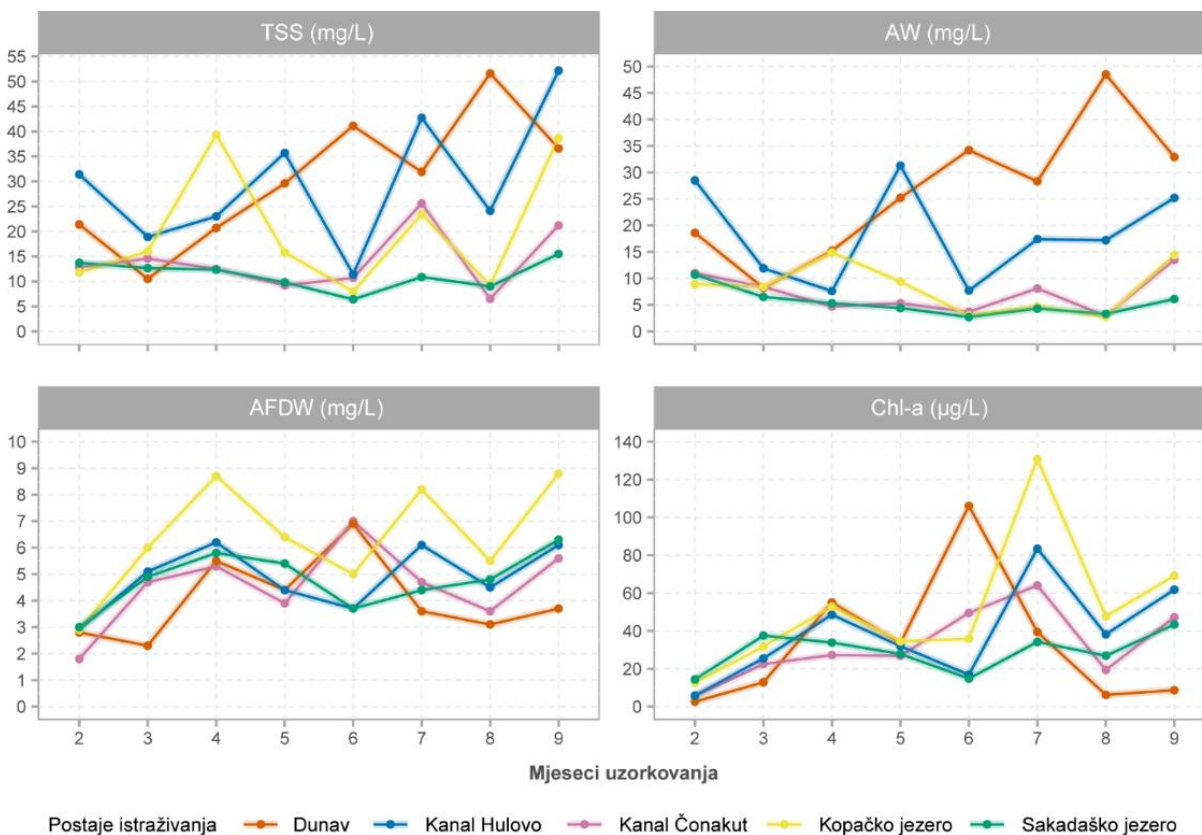
Slika 3. Promjene dnevnih vrijednosti vodostaja Dunava (m) kod vodomjerne stanice Apatin (1401,1 r.km) tijekom 2021. godine

Promjene vodostaja Dunava utjecale su na fizikalno-kemijska svojstva vode istraživanih postaja (Slike 4, 5, 6). Tijekom cijelog razdoblja istraživanja dubina vode je bila najveća u Dunavu (8-11 m) i Sakadaškom jezeru (6-8 m), a na svim je postajama utvrđeno povećanje dubine vode u

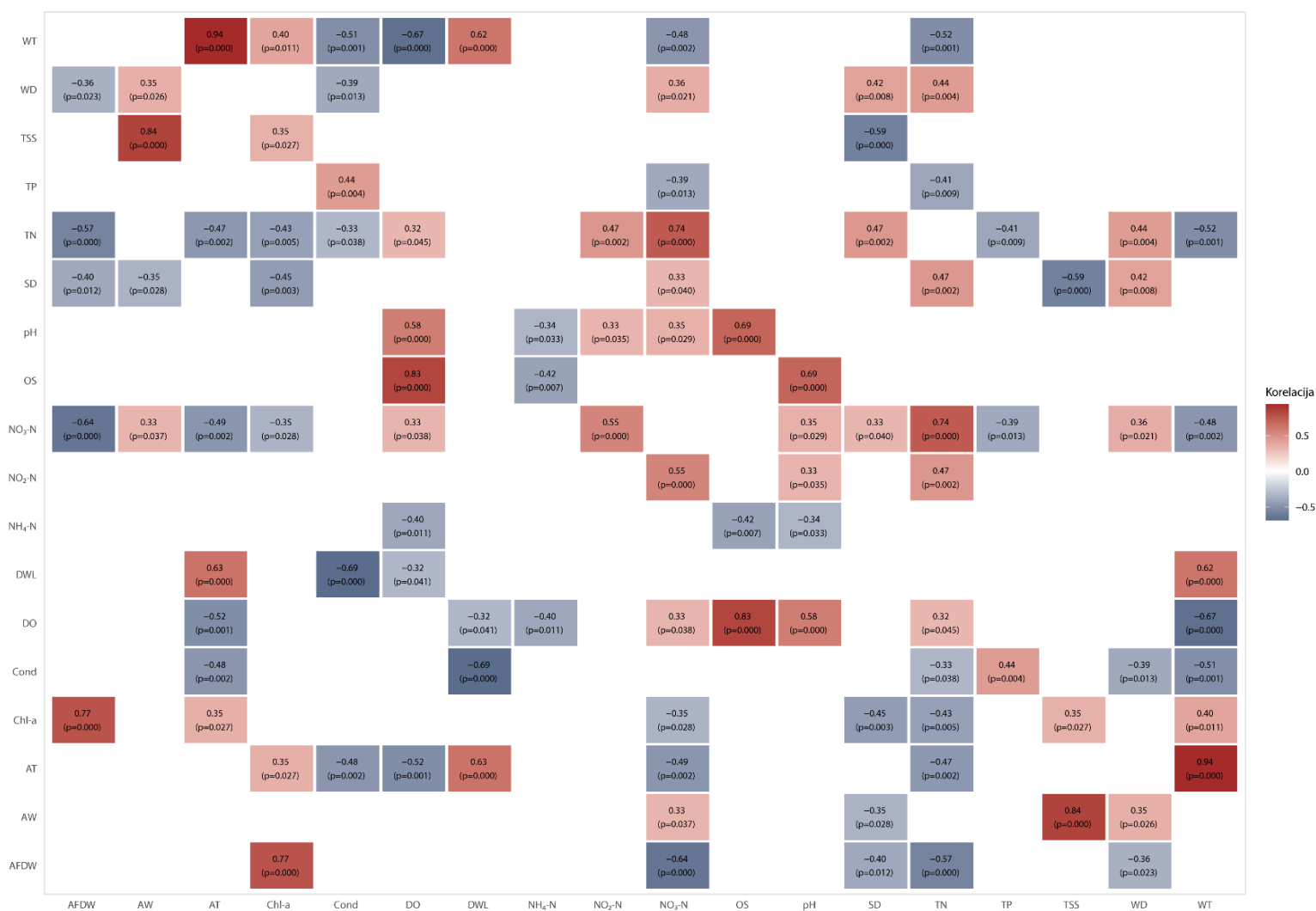
kolovozu kada je i vodostaj Dunava kratkotrajno bio veći od 5 m. Unos dunavskih voda, koje su tijekom cijelog istraživanja sadržavale najveću količinu suspendiranih tvari, posebice anorganskih, utjecao je na sadržaj suspendiranih te organskih (WD:AFDW $r = -0,36$; $p = 0,023$) i anorganskih tvari (WD:AW $r = 0,35$; $p = 0,026$) u vodenim tijelima poplavnog područja. Iako je na svim postajama anorganska tvari činila veći dio suspendirane tvari, u Kopačkom jezeru je organska tvar bila zastupljena s najvećim udjelom. Promjene sadržaja suspendiranih tvari u stupcu vode imale su izravan utjecaj na prozirnost vode, koja je uglavnom bila manja od 1,5 m (Slika 4,5,6).



Slika 4. Promjene fizikalno-kemijskih svojstava vode na postajama istraživanja 2021. godine



Slika 5. Promjene mase ukupno suspendirane (TSS), anorganske (AW) i organske (AFDW) tvari te koncentracija klorofila-a (Chl-a) u vodi na postajama istraživanja 2021. god

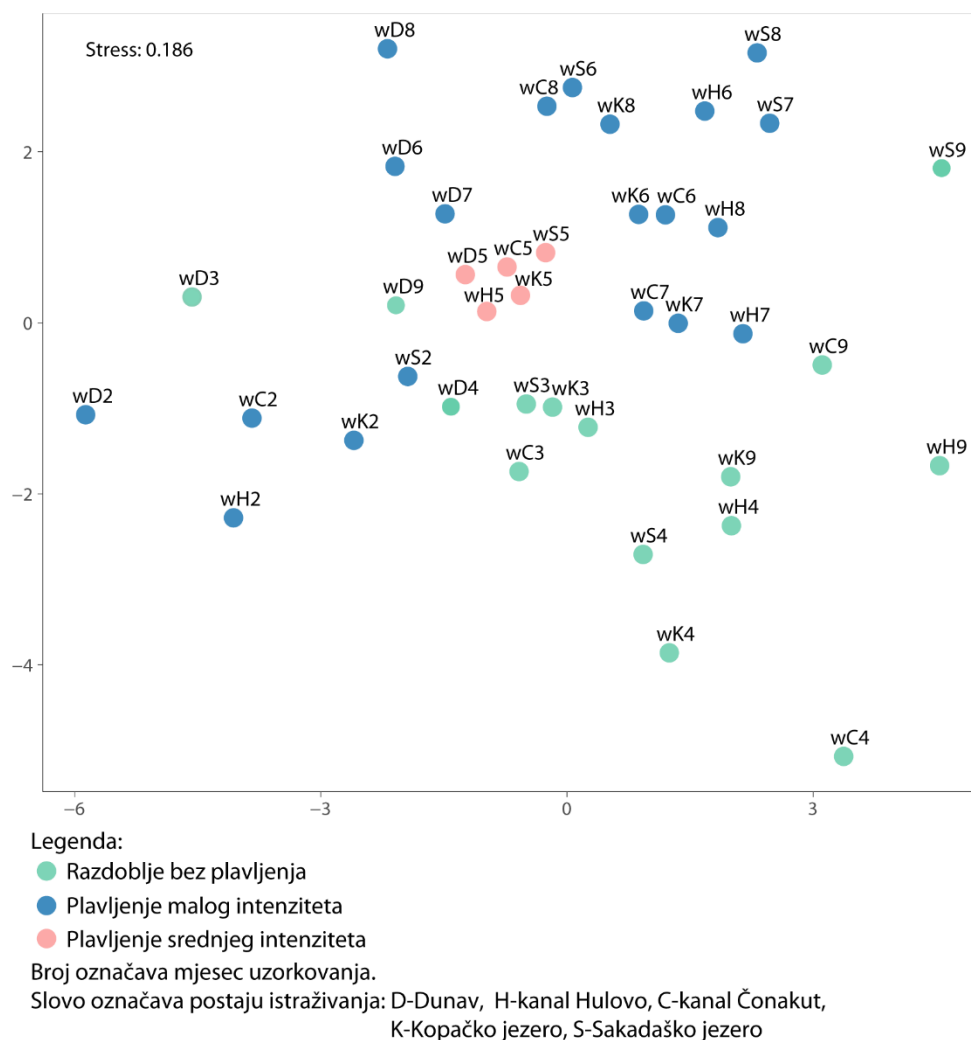


Slika 6. Statistički značajni Pearsonovi koeficijenti korelacije utvrđeni između vodostaja Dunava i istraživanih parametara vode na postajama istraživanja 2021. godine

Promjene temperature vode pratile su promjene temperature zraka (WT:AT $r = 0,94$, $p = 0,000$) i bile su najviše u ljetnom razdoblju, odnosno u kolovozu kada su prelazile i 30 °C. Temperatura vode utjecala je na koncentracije otopljenog kisika u vodi (DO: WT $r = -0,67$; $p = 0,000$; Slika 6), koje su bile visoke (> 10 mg/L) tijekom ranog proljeća na svim postajama. Najniža vrijednost od 4,63 mg/L zabilježena je u lipnju u kanalu Hulovo. pH vode je na svim postajama bila iznad 7, s najvišim vrijednostima zabilježenim u Dunavu u ožujku (8,9) i travnju (8,8). Povećanje vodostaja Dunava utjecalo je na provodljivost vode (DWL:Cond $r = -0,69$; $p = 0,000$) te su najniže vrijednosti na svim postajama zabilježene u kolovozu u uvjetima plavljenja (od 354 do 375 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Koncentracije hranjivih tvari u vodi su se mijenjale tijekom istraživanja. U Dunavu su tijekom cijelog istraživanja sadržaj ukupnog dušika (od 3,00 do 5,87 mg/L) i koncentracije nitrata (od 1,10 do 3,65 mgN/L) bile najveće. Koncentracije nitrita su bile slične na svim postajama i uglavnom nisu prelazile 0,02 mg/L. Koncentracije amonijevih-iona su bile najniže u Dunavu, dok su u Sakadaškom jezeru bile najveće i dosegle vrijednost od 0,694 mg/L zadnjeg dana istraživanja. Ukupan sadržaj fosfora je na svim postajama tijekom istraživanja bio manji od 0,4 mg/L osim u kanalu Čonakut u travnju kada su bile veće od 1 mg/L i u kolovozu u kanalu Hulovo kada je zabilježeno 0,41 mg/L.

Koncentracije klorofila-a su se mijenjale s promjenom temperature te su veće vrijednosti zabilježene u ljetnim mjesecima (Chl-a: WT $r = 0,40$; $p = 0,011$; Chl-a: AT $r = 0,35$; $p = 0,027$) s najvišim vrijednostima zabilježenim tijekom ljetnih mjeseci (lipanj-srpanj) na svim istraživanim postajama (max: 130,795 $\mu\text{g}/\text{L}$, srpanj, Kopačko jezero). Također, u istom razdoblju u Kopačkom jezeru, zabilježeno je i povećanje mase AFDW (Chl-a: AFDW $r = 0,77$; $p = 0,000$) koja je kroz cijelo razdoblje istraživanja varirala od 2,9 do 8,8 mg/L (Slika 5).

Kako bi se utvrdile razlike između vodostaja Dunava i fizikalno-kemijskih parametara vode utvrđenih na svim postajama tijekom istraživanog razdoblja 2021. godine, navedeni su parametri analizirani metodom nemetrijskog višedimenzijskog grupiranja (nMDS). nMDS ordinacijski dijagram (Slika 7) pokazao je razdvajanje tri grupe (razdoblje bez plavljenja (ožujak, travanj, rujana), plavljenje malog intenziteta (veljača), plavljenje malog i srednjeg intenziteta (svibanj-kolovoz)) s obzirom na analizirane parametre što ukazuje da su se okolišni uvjeti mjenjali ovisno o dinamici plavljenja.



Slika 7. nMDS ordinacijski dijagram na temelju vodostaja Dunava i istraživanih parametara vode na postajama istraživanja 2021. godine

4.1.2. Granulimetrija i sastav sedimenta

S obzirom na granulometrijski sastav (Tablica 1), samo je u Sakadaškom jezeru tijekom cijelog razdoblja istraživanja dominirao pijesak (> 90 % pijeska), a iznimno u srpnju, na dubini od 5 cm, umjesto pijeska je prevladao pjeskoviti silt (44,86 % pijeska i 48,47 % silta). Granulometrijska analiza je pokazala da je na početku istraživanja dominantan tip sedimenta u Dunavu bio silt (>70 % silta), a u kanalima i Kopačkom jezeru pjeskoviti silt. Međutim, uslijed promjenjivih vodostaja

i uvjeta u okolišu, na kraju istraživanja u sedimentu Dunava je prevladao pjeskoviti silt (46,10 % pijeska), a na ostalim postajama siltozni pijesak.

Tablica 1. Granulometrijski sastav sedimenta na dubini od 1 i 5 cm na istraživanim postajama. Sedimenti su klasificirani prema Shepard-u (1954).

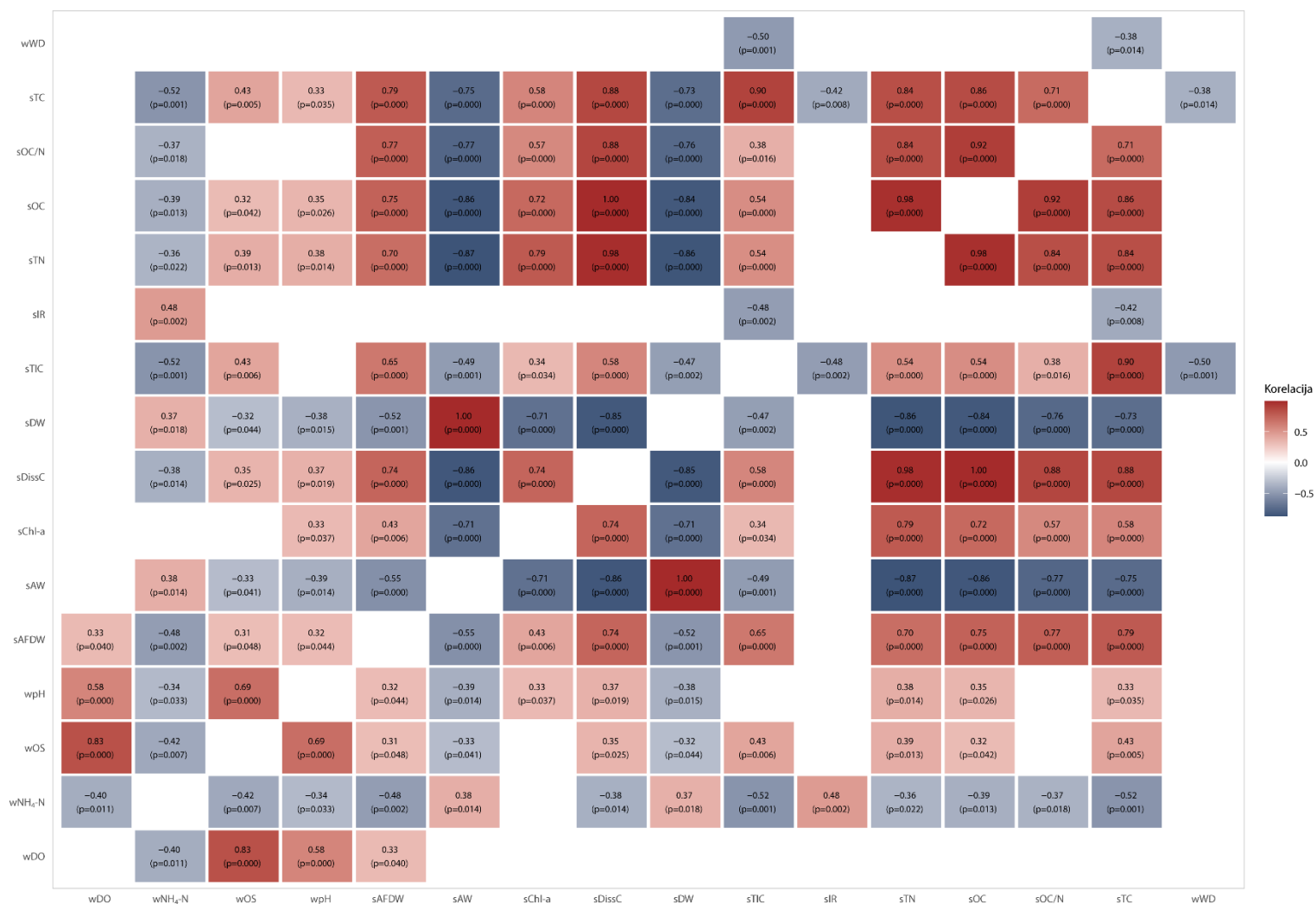
	D1	D5	H1	H5	C1	C5	K1	K5	S1	S5
Veljača										
Pijesak (%)	7,55	11,05	15,65	17,47	13,34	10,68	26,33	21,91	95,73	94,95
Silt (%)	79,21	76,54	71,20	69,56	74,84	76,00	65,77	70,86	3,34	4,05
Glina (%)	13,24	12,41	13,14	12,97	11,82	13,32	7,90	7,23	0,93	1,00
Klasifikacija	Silt	Silt	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Silt	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Pijesak	Pijesak
Travanj										
Pijesak (%)	17,28	19,21	41,51	43,01	22,94	26,82	29,97	32,97	92,61	93,80
Silt (%)	71,72	70,36	51,18	50,20	66,64	63,42	64,63	61,70	6,26	5,14
Glina (%)	11,00	10,43	7,31	6,79	10,42	9,76	5,40	5,33	1,13	1,05
Klasifikacija	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Pijesak	Pijesak
Srpanj										
Pijesak (%)	20,35	24,02	30,23	30,78	28,55	27,85	47,90	57,49	96,46	44,86
Silt (%)	69,71	66,57	62,16	61,81	61,18	62,24	46,80	38,09	2,59	48,47
Glina (%)	9,94	9,41	7,61	7,41	10,26	9,90	5,30	4,41	0,95	6,67
Klasifikacija	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Pjeskoviti silt	Siltozni pijesak	Siltozni pijesak	Pijesak	Pjeskoviti silt
Rujan										
Pijesak (%)	46,10	62,30	57,30	49,40	66,70	50,60	56,60	54,20	92,40	93,30
Silt (%)	47,50	33,20	39,00	46,20	30,60	44,50	39,50	41,70	6,50	5,60
Glina (%)	6,40	4,50	3,70	4,40	2,70	4,80	3,90	4,10	1,10	1,10
Klasifikacija	Pjeskoviti silt	Siltozni pijesak	Siltozni pijesak	Siltozni pijesak	Siltozni pijesak	Siltozni pijesak	Siltozni pijesak	Siltozni pijesak	Pijesak	Pijesak

D – Dunav; H – kanal Hulovo; C – kanal Čonakut; K – Kopačko jezero; S- Sakadaško jezero; 1 – 1 cm dubine; 5 – 5 cm dubine

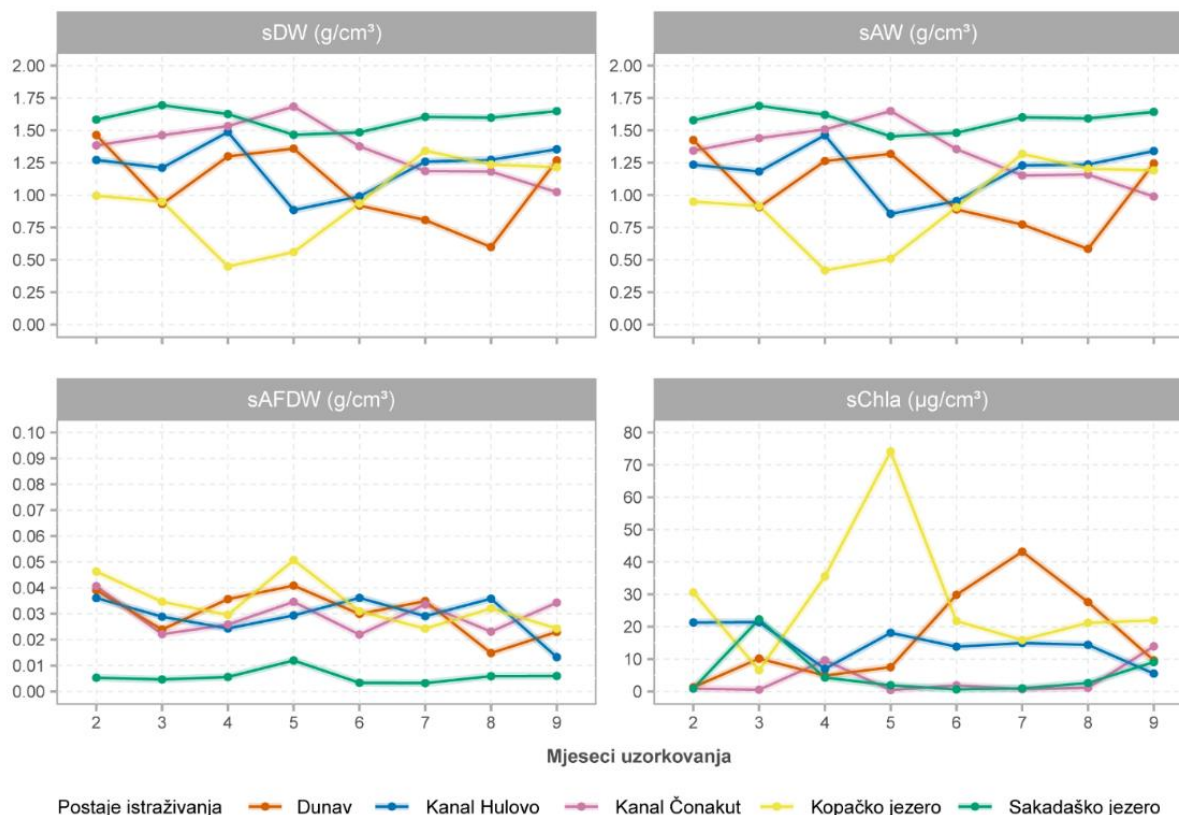
Sastav sedimenta se na istraživanim postajama mijenjao tijekom godine (Slike 8, 9, 10). Tijekom cijelog istraživanja, osim u svibnju, najveći sadržaj suhe ($1,4843\text{--}1,6942\text{ g/cm}^3$) i anorganske tvari ($1,4809\text{--}1,6896\text{ g/cm}^3$; Slika 10) te najmanji sadržaj organske tvari ($0,0032\text{--}0,0120\text{ g/cm}^3$) utvrđen je u sedimentu u Sakadaškom jezeru dok je najveći sadržaj organske tvari zabilježen u Kopačkom jezeru i to u svibnju, a iznosio je $0,0508\text{ g/cm}^3$ (Slika 8). Promjene dubine vode uzrokovane plavljenjem posebno su utjecale na udio ukupnog i anorganskog ugljika u sedimentu (WD:TC $r = -0,38$, $p = 0,014$; WD: TIC $r = -0,50$, $p = 0,001$). U Sakadaškom jezeru je tijekom cijelog razdoblja istraživanja u sedimentu bio vrlo mali udio ukupnog dušika i ugljika, te otopljenog organskog i anorganskog ugljika. Međutim, udio netopivog ostatka ($> 0,8\%$) je bio vrlo visok, osim u lipnju kada je iznosio $0,3\%$. Na ostalim postajama udio netopivog ostatka u sedimentu je bio manji, a zabilježene vrijednosti su se neznatno mijenjale (Dunav: $0,76\pm0,04\%$; Hulovo: $0,74\pm0,05\%$; Čonakut: $0,70\pm0,05\%$). U sedimentu Kopačkog jezera je sve do lipnja, udio ukupnog dušika ($0,25\pm0,10\%$) i ugljika ($5,27\pm1,03\%$) te otopljenog organskog ugljika ($2,99\pm1,10\%$) bio visok, a od lipnja do kraja istraživanja njihov se udio u sedimentu smanjio. Posebno visoki udio anorganskog ugljika karakterizirao je sediment kanala Čonakut u razdoblju od ožujka do kolovoza ($3,50\pm0,16\%$). Koncentracije klorofila-a u sedimentu su se povećavale u ljetnom razdoblju i to u Dunavu, Hulovskom kanalu i Kopačkom jezeru, dok su u istom razdoblju u kanalu Čonakut i Sakadaškom jezeru bile vrlo niske. Najviše vrijednosti zabilježene su u Kopačkom jezeru ($74,14\pm26,13\text{ }\mu\text{g/cm}^3$) u svibnju te u Dunavu u srpnju ($43,18\pm7,26\text{ }\mu\text{g/cm}^3$).



Slika 8. Promjene sastava sedimenta na postajama istraživanja 2021. godine

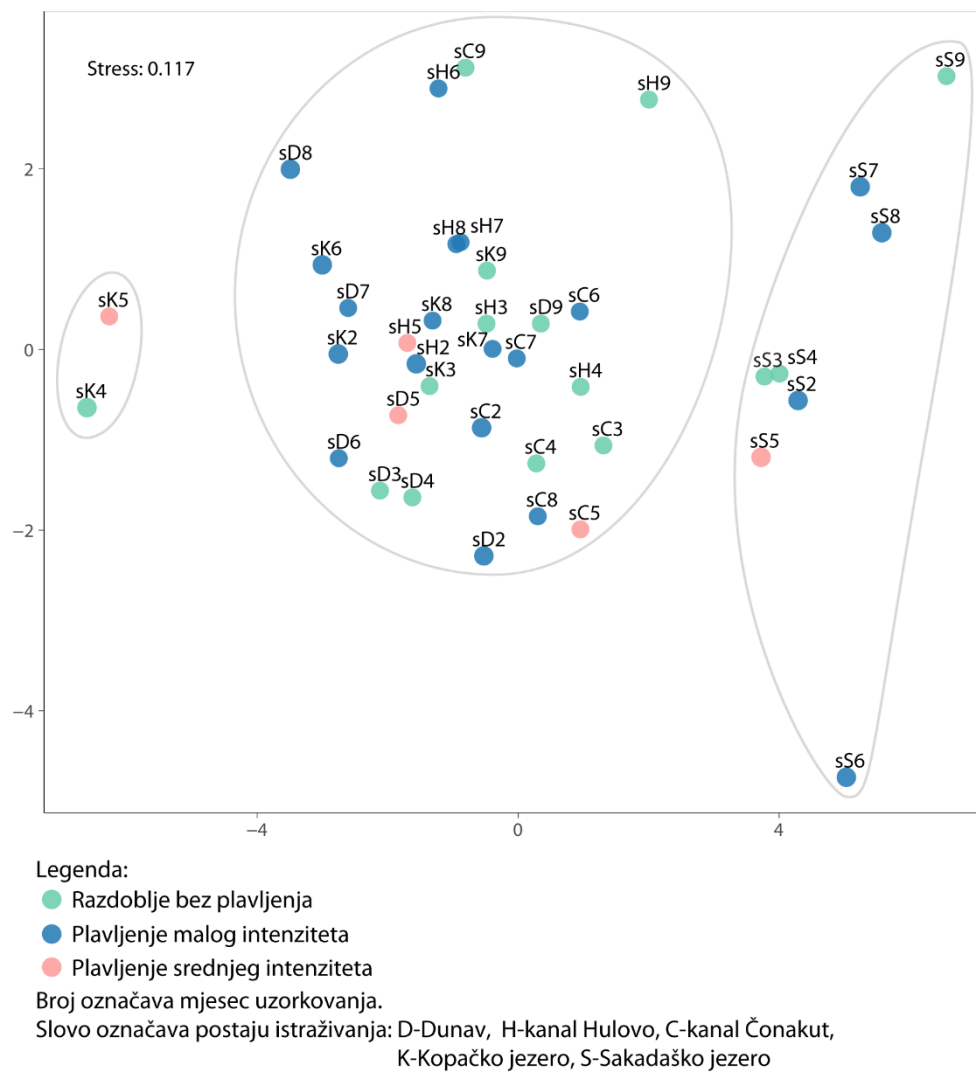


Slika 9. Statistički značajni Pearsonovi koeficijenti korelacije utvrđeni između vodostaja Dunava, statistički značajnih parametara vode i sedimenta na postajama istraživanja 2021. godine



Slika 10. Promjene mase suhe (sDW), anorganske (sAW) i organske (sAFDW) tvari te koncentracija klorofila-a (sChl-a) u sedimentu na postajama istraživanja 2021. godine.

Prema nMDS ordinacijskom dijagramu na temelju vodostaja Dunava, fizikalno-kemijskih parametara vode koji su pokazali statistički značajnu korelaciju s granulometrijom i sastavom sedimenta te svim analiziranim parametrima sedimenta, vidljivo je grupiranje u tri grupe (Slika 11). Prva grupa obuhvaća Kopačko jezero u travnju i svibnju kada je vodostaj Dunava bio ispod 3 m, a u sedimentu je bio visok udio ukupnog dušika i ugljika te organskih tvari. Druga grupa je karakterizirana izmjenom razdoblja bez plavljenja i poplavama različitog intenziteta, a obuhvaća Dunav, kanale Hulovo i Čonakut te Kopačko jezero u veljači, ožujku te u razdoblju od lipnja do rujna. Treća grupa obuhvaća samo Sakadaško jezero tijekom cijelog razdoblja istraživanja koje se izdvojilo kao najdublje vodeno tijelo u istraživanom poplavnom području s niskim koncentracijama nitrita i nitrata u vodi te pjeskovitim sedimentom s niskim udjelom dušika i ugljika.

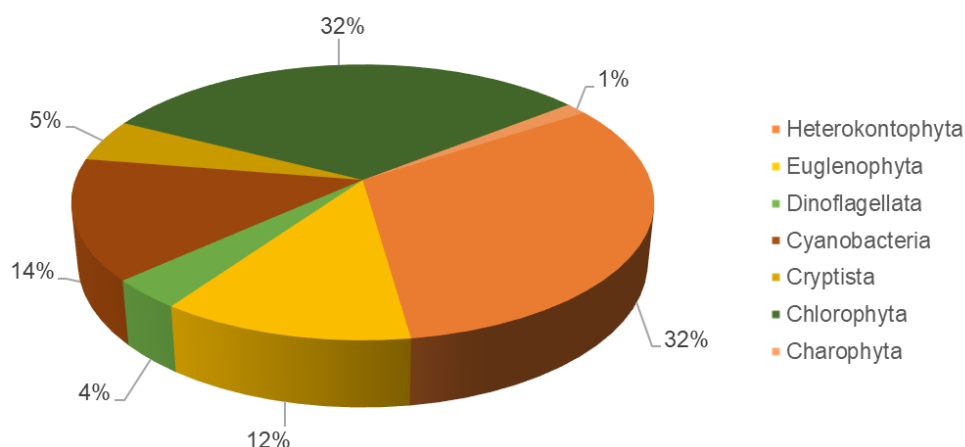


Slika 11. nMDS ordinacijski dijagram na temelju vodostaja Dunava, statistički značajnih parametara vode te granulometrije i sastava sedimenta na postajama istraživanja 2021. godine

4.2. Rezultati analize fitoplanktona

4.2.1. Raznolikost fitoplanktona utvrđena na temelju morfološke determinacije svojti

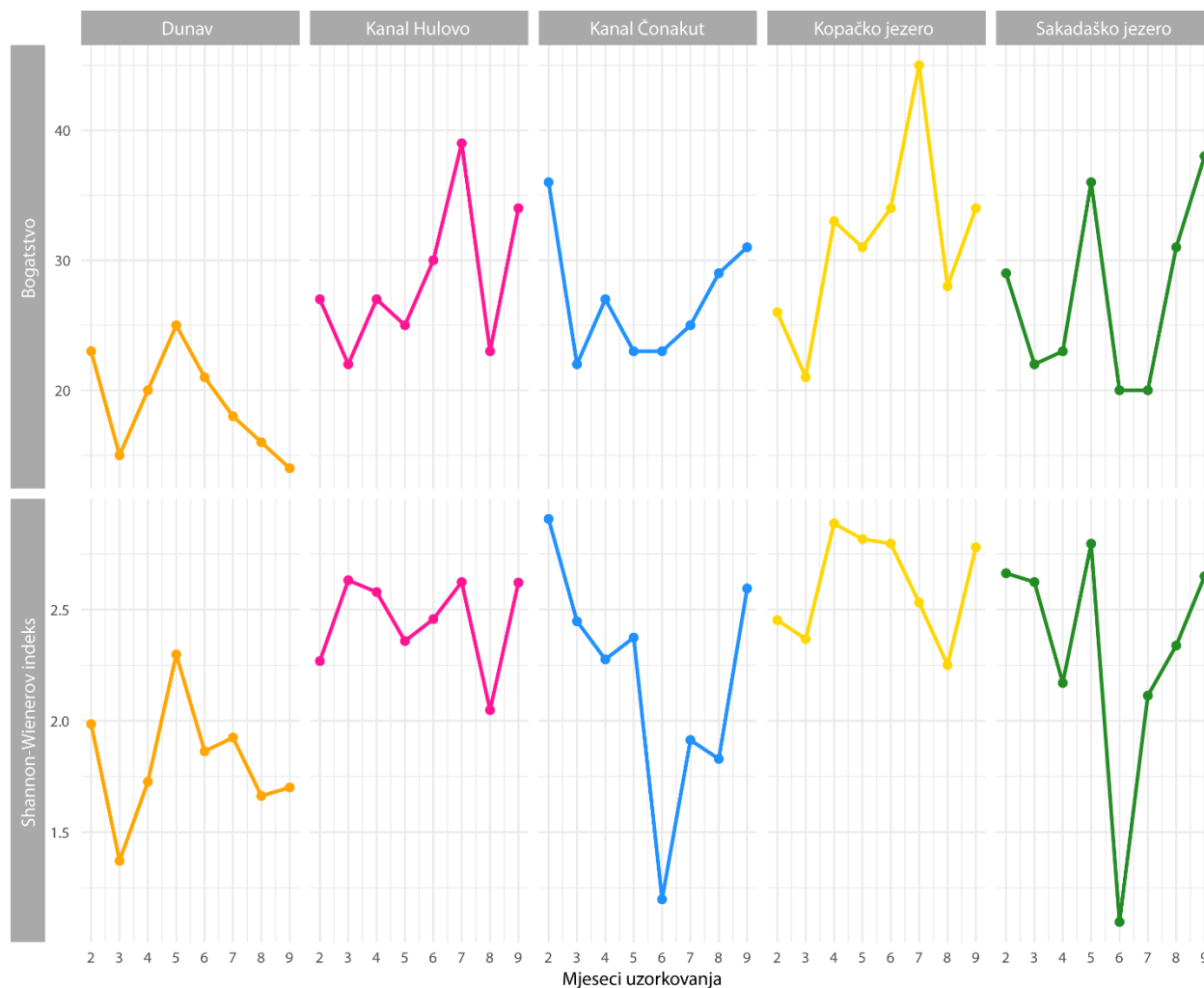
Tijekom istraživanja 2021. godine u kvantitativnom sastavu fitoplanktona utvrđena je ukupno 141 svojti. Najmanji broj svojti (14) zabilježen je u Dunavu, a najveći (45) Kopačkom jezeru. Najzastupljenije skupine bile su Heterokontophyta i Chlorophyta kojima je pripadalo po 32 % ukupnog broja svojti (Slika 12). Svojte iz skupine Cyanobacteria činile su 14 % ukupnog broja svojti, a iz skupine Euglenophyta 12 %. Najmanji broj svojti u fitoplanktonu pripadao je skupini Charophyta (1 %).



Slika 12. Postotna zastupljenost broja svojti pojedinih sistematskih kategorija fitoplanktona na postajama istraživanja 2021. godine

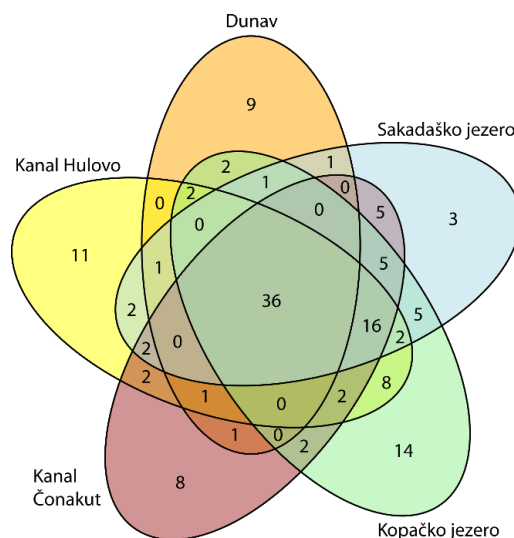
Alfa raznolikost promatrana kroz broj svojti i Shannon-Wiener-ov indeks raznolikosti se mijenjala tijekom istraživanja na svim postajama. Broj utvrđenih svojti (Slika 13) bio je najmanji u Dunavu, posebno zadnjeg dana istraživanja u rujnu kada je zabilježeno samo 14 svojti. Broj svojti u kanalima je bio vrlo sličan i kretao se od 22 do 39 svojti u Hulovskom kanalu odnosno od 22 do 36 svojti u kanalu Čonakut. U Kopačkom jezeru je broj svojti varirao između 21 i 45, a najveći broj je utvrđen u srpnju kada su zabilježene poplave malog intenziteta. U odnosu na Kopačko jezero u Sakadaškom jezeru je broj svojti bio nešto manji i varirao je od 20 do 38 svojti. S obzirom na broj svojti utvrđene su statistički značajne razlike među postajama ($p < 0,01$), i to između Dunava i Hulovskog kanala ($p < 0,05$), te Dunava i oba istraživana jezera ($p < 0,05$).

Shannon-Wiener-ov indeks raznolikosti (Slika 13) bio je najveći (2,91) u kanalu Čonakut i to u veljači kada je zabilježeno plavljenje malog intenziteta, a najmanji (1,10) u Sakadaškom jezeru u lipnju. S obzirom na vrijednost Shannon-Wiener-ovog indeksa utvrđena je statistički značajna razlika između istraživanih postajama ($p = 0,005$). Post-hoc analizom utvrđena je statistički značajna razlika između Kopačkog jezera i Dunava ($p < 0,01$).



Slika 13. Alfa raznolikost (broj svojti i Shannon-Wienerov indeks raznolikosti) fitoplanktona na postajama istraživanja 2021. godine

Zajednice fitoplanktona pokazale su izraženu prostornu raznolikost u sastavu jedinstvenih svojti, pri čemu je 36 svojti bilo dijeljeno u svih pet postaja (Slika 14). Najveći broj jedinstvenih svojti zabilježen je u Kopačkom jezeru (14), zatim u kanalu Hulovo (11) i u Dunavu (9), dok su kanal Čonakut (8 svojti) i Sakadaško jezero (3 svojte) imali manji broj jedinstvenih svojti.



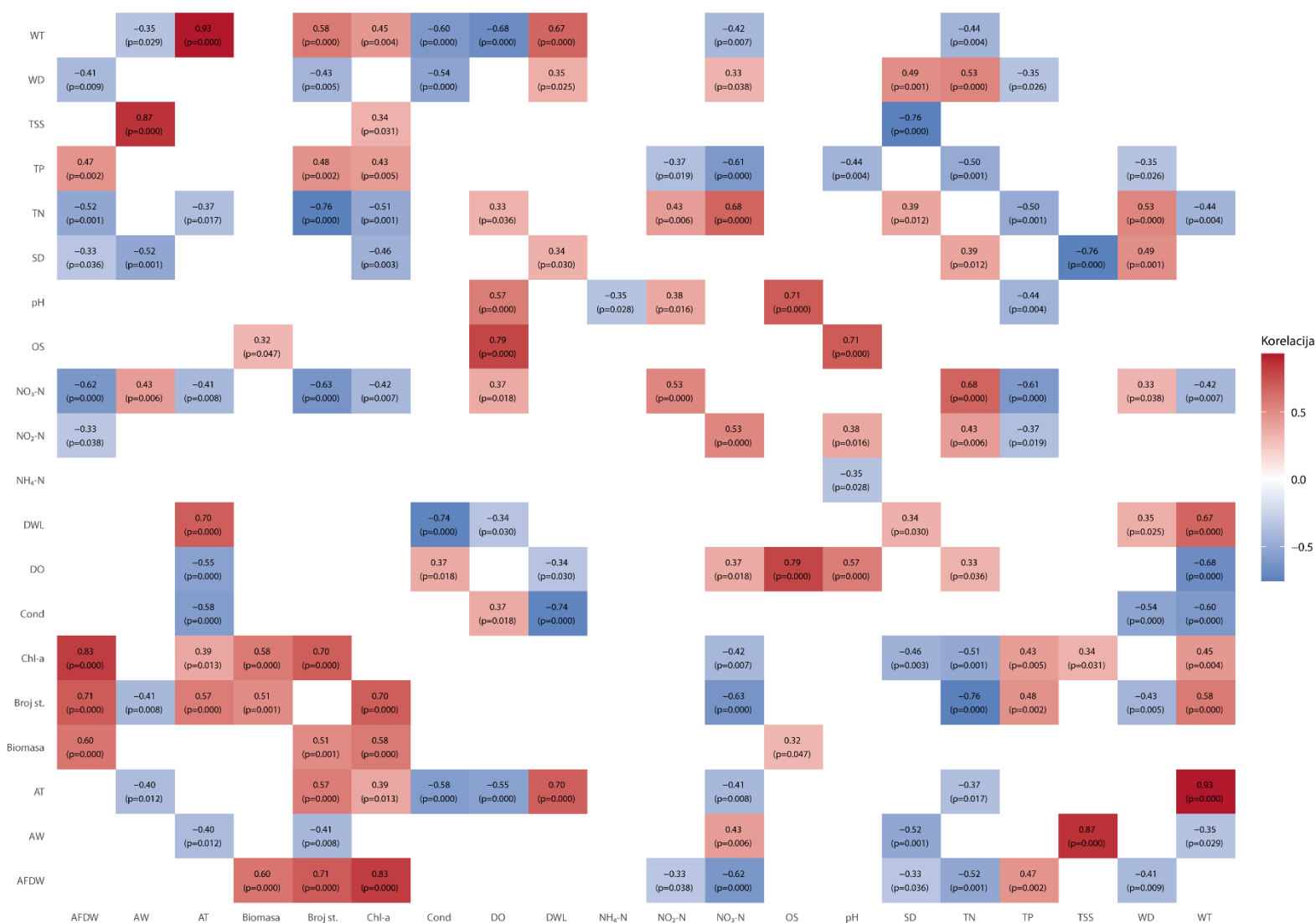
Slika 14. Venn-ov dijagram raspodjele jedinstvenih i dijeljenih svojti fitoplanktona na postajama istraživanja 2021. godine

Broj stanica fitoplanktona mijenjao se tijekom istraživanja na svim postajama, a na promjene su posebno utjecali dubina ($r=-0,43$; $p=0,005$) i temperatura vode ($r=0,58$; $p=0,000$; Slike 15, 16). U Dunavu je broj stanica bio vrlo mali, a najmanji broj od $2,48 \times 10^6$ st./L je zabilježen u veljači, kada su zajednicu činile skupine Heterokontophyta ($1,54 \times 10^6$ st./L), Chlorophyta ($0,62 \times 10^6$ st./L), Cryptista ($0,20 \times 10^6$ st./L), Cyanobacteria ($0,08 \times 10^6$ st./L) i Euglenophyta ($0,05 \times 10^6$ st./L) (Slika 15b). U fitoplanktonu Dunava najveći broj stanica zabilježen je u srpnju. U kanalu Hulovo srednja vrijednost broja stanica je iznosila $24,28 \pm 15,62 \times 10^6$ st./L, a u kanalu Čonakut $37,80 \pm 27,55 \times 10^6$ st./L. Najveći broj stanica ($45,45 \times 10^6$ st./L) u kanalu Hulovo je kao i u Dunavu zabilježen u srpnju, a u kanalu Čonakut ($90,24 \times 10^6$ st./L) u kolovozu u vrijeme plavljenja malog intenziteta. U to je vrijeme u fitoplanktonu u kanalu Čonakut skupina Cyanobacteria dosegla najveći broj stanica na svim istraživanim postajama tijekom istraživanja sa čak $61,00 \times 10^6$ st./L. U Kopačkom jezeru se broj stanica fitoplanktona kretao od 5,85 do $105,61 \times 10^6$ st./L, s najnižim vrijednostima u veljači a najvećima u rujnu kada je zajednica bila karakterizirana velikim brojem stanica Chlorophyta od čak $40,82 \times 10^6$ st./L. Broj stanica fitoplanktona u Sakadaškom jezeru je varirao između $9,51 \times 10^6$ st./L i $39,21 \times 10^6$ st./L, s najvećim brojem zabilježenim u kolovozu. Promjene biomase fitoplanktona (Slika 15c) značajno su korelirale s promjenama broja stanica ($r=0,51$; $p=0,001$; Slika 16). Srednja vrijednost biomase fitoplanktona u Dunavu je iznosila $8,40 \pm 12,95$ mg/L s najmanjom biomasom u kolovozu ($0,87$ mg/L), a najvećom u ožujku ($39,89$ mg/L), čemu je najviše

pridonosila skupina Heterokontophyta (39,63 mg/L). U kanalu Hulovo biomasa je varirala između 2,11 i 12,41 mg/L, a u kanalu Čonakut od 1,54 do 9,01 mg/L. Srednja vrijednost biomase fitoplanktona u Kopačkom jezeru iznosila je $11,36 \pm 6,19$ mg/L, a najveća je bila u srpnju čemu su posebno pridonosile biomase skupina Euglenophyta (11,49 mg/L) i Cyanobacteria (7,58 mg/L). U Sakadaškom jezeru je srednja vrijednost biomase fitoplanktona iznosila $6,22 \pm 3,55$ mg/L s najmanjom vrijednosti u lipnju (0,98 mg/L), a najvećom (12,53 mg/L) u svibnju.



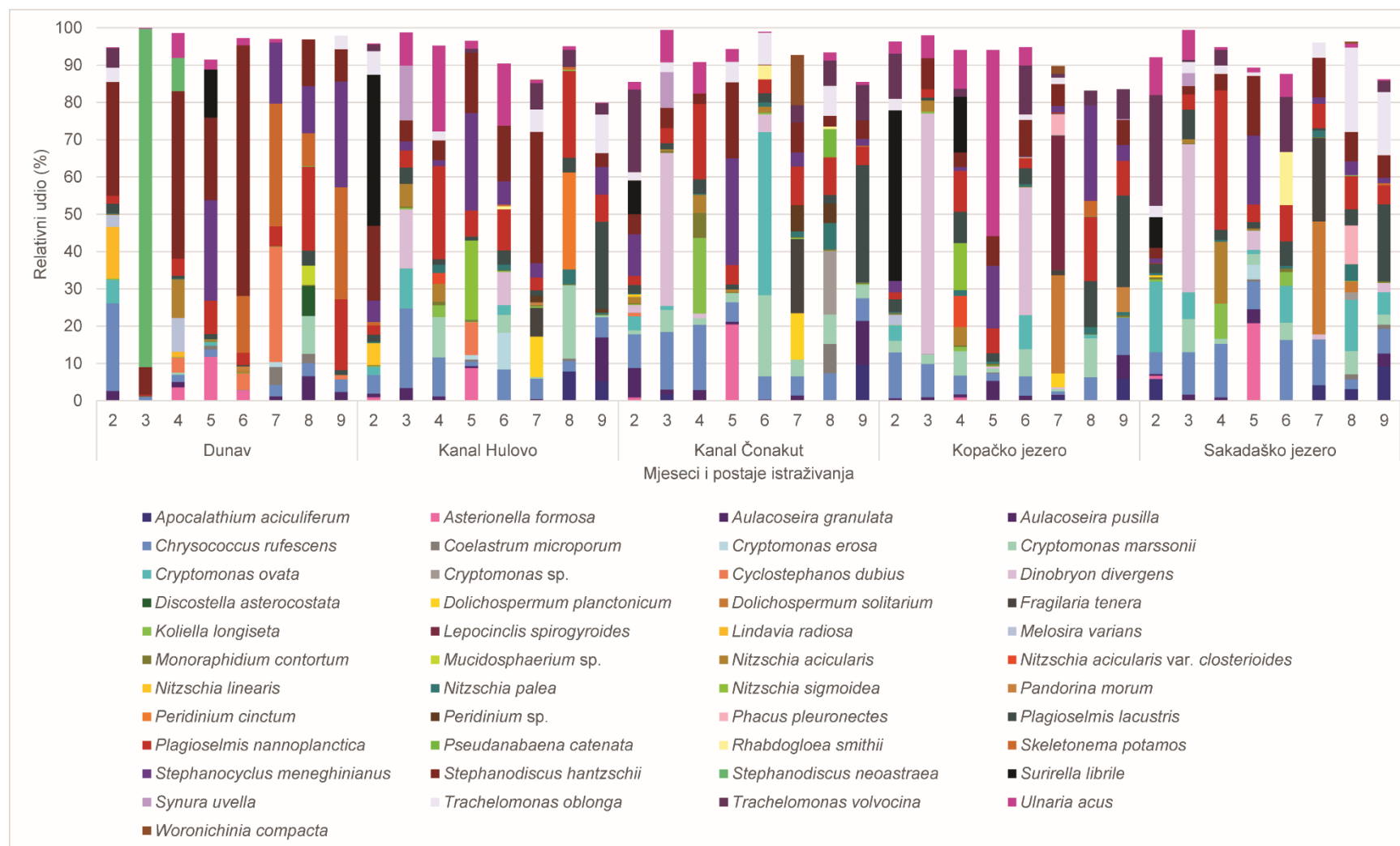
Slika 15. Promjene ukupnog broja svojti (a), ukupne brojnosti (b) i biomase (c) fitoplanktona na postajama istraživanja 2021. godine



Slika 16. Statistički značajni Spearman-ovi koeficijenti korelacije utvrđeni između vodostaja Dunava, istraživanih parametara vode, ukupnog broja stanica i biomase na postajama istraživanja 2021. godine

Od ukupno 141 zabilježene svojte tijekom istraživanja, njih 45 je bilo zastupljeno s više od 5 % u ukupnoj biomasi fitoplanktona (Slika 17). Zastupljenost dominantnih svojti se mijenjala tijekom istraživanja. U Dunavu su uglavnom dominirale svojte iz skupine Heterokontophyta. *Stephanodiscus hantzschii* je dominirao u svim mjesecima (7,37 do 67,19 %) osim u srpnju kada su najzastupljenije bile *Skeletonema potamos* (32,92 %), *Stephanocyclus meneghinianus* (16,35 %), *Cyclostephanos dubius* (30,87 %) i *Plagioselmis nannoplanctica* (5,26 %). Uz *S. hantzschii* u ožujku je čak 90,66 % ukupne biomase fitoplanktona činio *Stephanodiscus neoastraea*. U razdoblju od srpnja do rujna biomasi fitoplanktona značajno je pridonosio i *S. meneghinianus* koji je zadnjeg dana istraživanja činio 28,33 % biomase. *S. hantzschii* bio je dominantna vrsta i u kanalima Hulovo (5,29-35,21 %) i Čonakut (5,40- 20,37 %). U kanalu Hulovo su uz njega biomasi kontinuirano pridonosile i *Ulnaria acus* (8,90-23,00 %), *P. nannoplanctica* (6,99-25,04 %), *Chrysococcus rufescens* (5,04-21,34 %). U veljači je bila dominantna *Surirella librile* s čak 40,48 % ukupne biomase fitoplanktona dok su u ožujku dominantne svojte kanala Hulovo i Čonakut za vrijeme niskog vodostaja bile *Synura uvella* (14,70 %; 9,56 %) i *Dinobryon divergens* (15,76 %; 41,04 %). U kanalu Hulovo su u rujnu biomasi pridonosile i *Apocalathium aciculiferum* (5,23 %), *Plagioselmis lacustris* (23,37 %), *S. meneghinianus* (7,45 %) i *Trachelomonas oblonga* (10,34 %). Svojta *Aulacoseira granulata* također je bila dominantna u kanalima u rujnu dok je u Kopačkom jezeru dominirala u svibnju (5,28 %) za vrijeme plavljenja srednjeg intenziteta. Svojta *C. rufescens* dominirala je i u kanalu Čonakut u svim istraživanim mjesecima (5,11-17,44 %) dok je na ostalim istraživanim postajama bila dominantna barem u jednom od istraživanih mjeseci. Uz *C. rufescens* biomasi su pridonosile i *P. nannoplanctica* (5,18-20,19 %), *S. meneghinianus* (11,21-28,64 %), *Cryptomonas marssonii* (5,92-21,74 %). U ljetnim mjesecima svojte roda *Peridinium* dominirale su samo u kanalima uz *Cryptomonas ovata* (lipanj: 43,73 %) i *Pseudanabaena catenata* (kolovoz: 7,57 %) u Čonakutu. *S. hantzschii* također je bio dominantna vrsta i u jezerima. Uz njega su u većini mjeseci dominirale *C. rufescens* (Kopačko jezero: 5,02-12,24 %; Sakadaško jezero: 5,85-16,29 %), *P. nannoplanctica* (Kopačko jezero: 6,69-17,25 %; Sakadaško jezero: 5,02-37,45 %) *P. lacustris* (Kopačko jezero: 8,39-24,52 %; Sakadaško jezero: 6,59-20,61 %) i *U. acus* (Kopačko jezero: 6,08-49,92 %; Sakadaško jezero: 6,19-10,09 %). U Kopačkom jezeru biomi su kontinuirano pridonosile i *S. librile*, posebno u veljači s čak 45,72 %; *Trachelomonas volvocina* (7,95-13,11 %); *D. divergens* u ožujku (64,58%) i lipnju (34,19 %); *Nitzschia sigmaidea* u travnju (12,61 %); *S. meneghinianus* u svibnju (16,76 %) i kolovozu (25,55 %); u srpnju *L. spirogyroides*

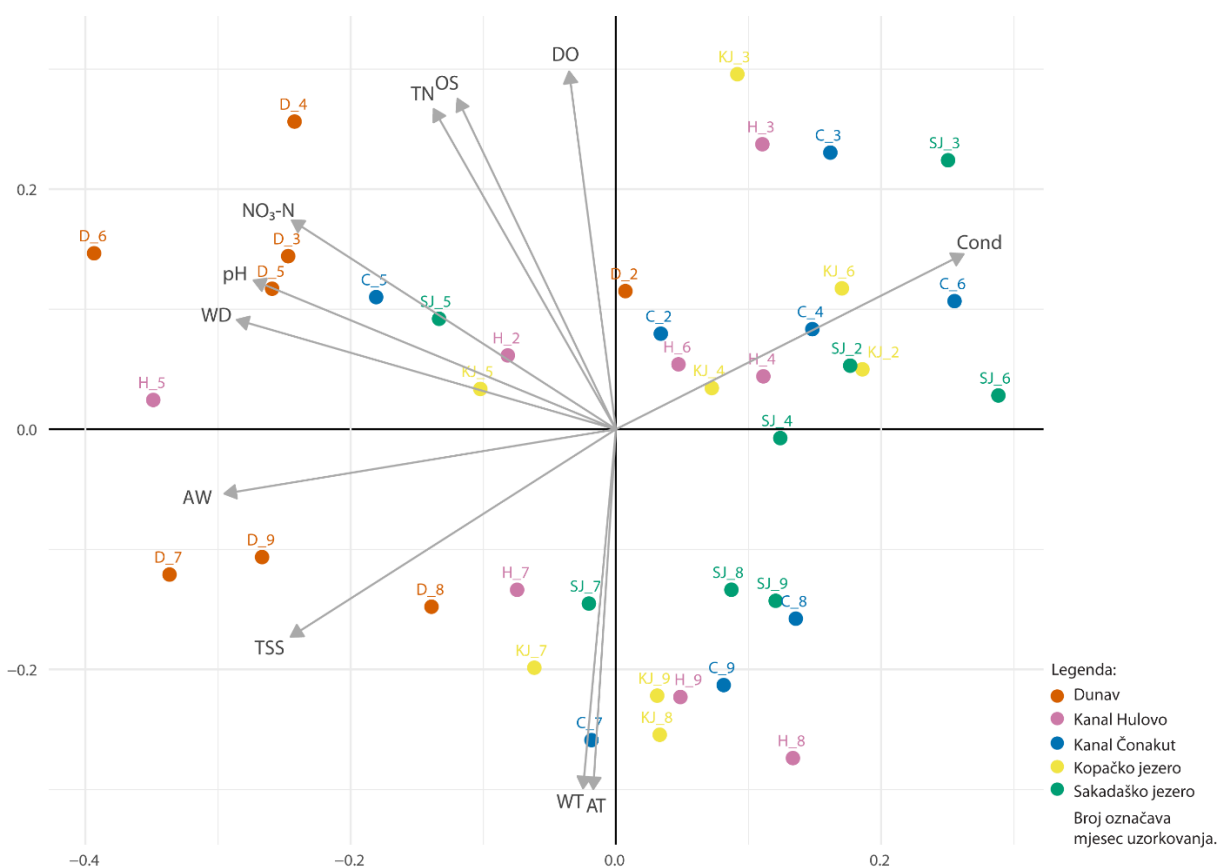
(36,00 %) i *Dolichospermum solitarium* (26,33 %) te *Pandorina morum* u rujnu (6,73 %). U Sakadaškom jezeru također su bile dominantne *C. ovata* (6,01-18,94 %), *S. librile* (8,19 %) i *T. volvocina* (29,72 %) u veljači; *D. divergens* čak 39,66 % u ožujku, *Nitzschia acicularis* u travnju (16,61 %); *Asterionella formosa* (20,80 %) i *S. meneghinianus* (18,52 %) u svibnju; *T. volvocina* (14,72 %) i *Rhabdogloea smithii* (14,28 %) u lipnju; *Dolichospermum solitarium* (30,27 %) i *Fragilaria tenera* (22,40 %) u srpnju; *Phacus pleuronectes* (10,46 %) u kolovozu te *Trachelomonas oblonga* (kolovoz: 22,66 %; rujan: 16,97 %).



Slika 17. Relativni udio dominantnih svojti u ukupnoj biomasi fitoplanktona na postajama istraživanja 2021. godine

4.2.1.2. Utjecaj okolišnih čimbenika na fitoplankton

Analiza glavnih koordinata (Slika 18) je pokazala da su na biomasu fitoplanktona na istraživanim postajama utjecale promjene okolišnih čimbenika. Za fitoplankton u Dunavu u razdoblju od ožujka do lipnja posebno su bili važni koncentracije TN i $\text{NO}_3\text{-N}$, pH i WD, a u preostalim mjesecima sadržaj TSS-a. Na samom početku istraživanja fitoplanktona na postajama u poplavnom području i Dunavu (u veljači) najviše su utjecali DO i Cond, a u ljetnom razdoblju (srpanj-rujan) najznačajniji parametri su bili temperature vode i zraka.

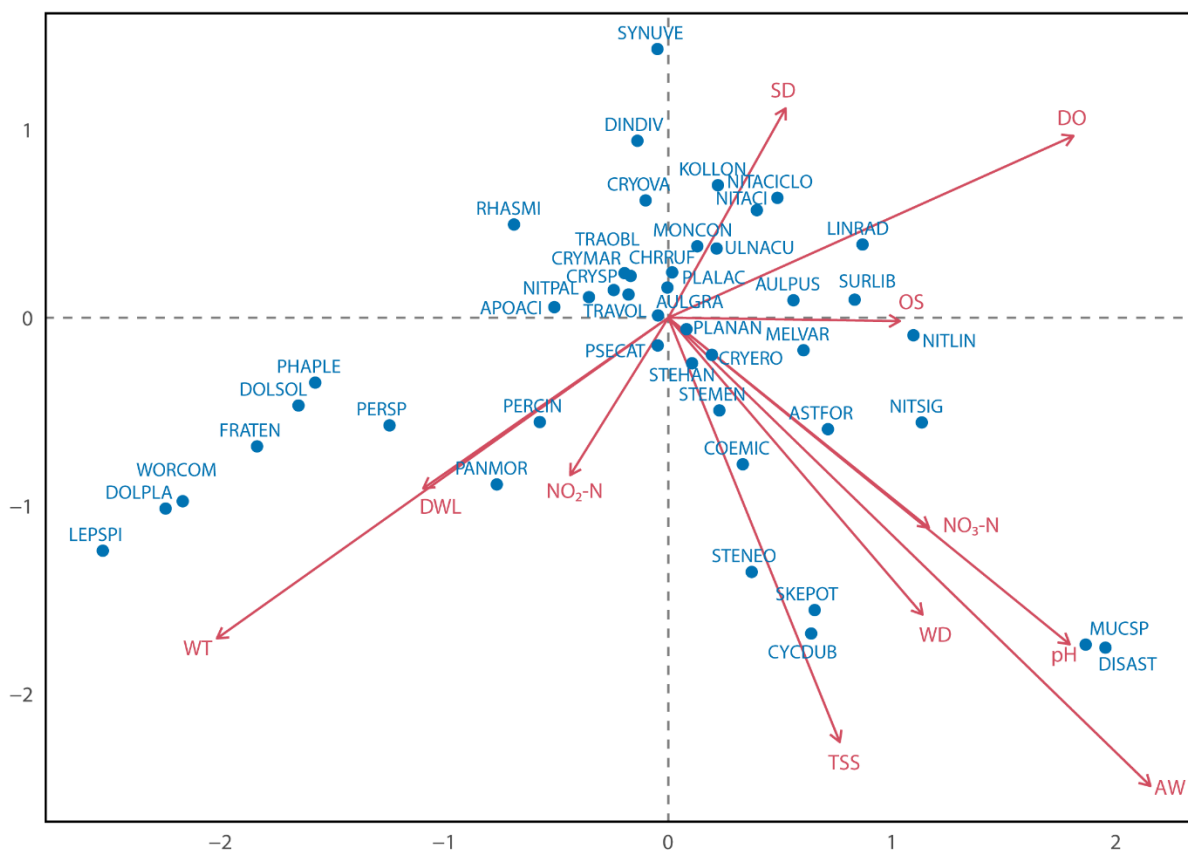


Slika 18. Analiza glavnih koordinata (eng. „Principal coordinate analysis“ – PCoA) temeljena na Bray-Curtis matrici udaljenosti, s prikazom raspodjele uzoraka ukupne biomase fitoplanktona po postajama i značajnim okolišnim varijablama. Strelice predstavljaju okolišne parametre koji su značajno povezani s fitoplanktonom.

Kanonička analiza korespondencije (CCA) primijenjena je na fizikalno-kemijske čimbenike i biomasu dominantnih svojiti fitoplanktona (Slika 19). U tablici 2 je dan prikazan rezultata CCA analize i to vlastitih vrijednosti osi, vrijednosti korelacija između svojite i okoliša, vrijednost kumulativnog postotka varijance svojiti i vrijednosti kumulativnog postotka varijance svojta-okoliš. Najznačajniji čimbenici okoliša na fitoplankton bili su: DWL, WT, DO, OS, SD, WD, pH, NO₃-N, NO₂-N, AW, TSS. Prema CCA analizi koncentracija otopljenog kisika u vodi i prozirnost bili su značajni čimbenici za razvoj svojiti iz skupina Chlorophyta (*Koliella longiseta*, *Monoraphidium contortum*) i Heterokontophyta (*Lindavia radiosa*, *Surirella librile*, *Aulacoseira pusilla*, *Ulnaria acus*, *Nitzschia acicularis*, *Nitzschia acicularis* var. *closterioides*). Vodostaj Dunava i koncentracija nitrita u vodi bili su najznačajniji čimbenici za razvoj *Pandorina morum* i *Peridinium cinctum*. Na razvoj *Peridinium* sp., *Phacus pleuronectes*, *Fragilaria tenera*, *Lepocinclis spirogyroides* te svojiti iz skupine Cyanobacteria (*Dolichospermum solitarium*, *Woronichinia compacta*, *Dolichospermum planctonicum*) najviše je utjecala temperatura vode. Posebno se izdvajaju dijatomeje (*Stephanodiscus neoastrea*, *Skeletonema potamos*, *Cyclostephanos dubius*) koje su karakterizirane većim sadržajem ukupno suspendirane tvari i većom dubinom vode, te svojite *Mucidosphaerium* sp. i *Discostella asterocostata* karakterizirane većim pH i višom koncentracijom nitrita. Na svojite *Nitzschia linearis*, *Nitzschia sigmaidea* te *Asterionella formosa* također utječe viša koncentracija nitrita kao i veća zasićenost kisikom.

Tablica 2. Sažeti prikaz kanoničke analize korespondencije (vlastitih vrijednosti, korelacije svojita-okoliš, kumulativnog postotka varijance svojiti i kumulativnog postotka varijance svojta-okoliš) primijenjene na čimbenicima okoliša i biomase fitoplanktona za sve četiri osi na istraživanim postajama 2021. godine

Osi	Vlastite vrijednosti	Korelacije svojita-okoliš	Kumulativni postotak varijance svojiti	Kumulativni postotak varijance svojta-okoliš
1.	0,289	0,433	8,7	18,7
2.	0,273	0,421	16,9	36,4
3.	0,205	0,364	23,1	49,7
4.	0,141	0,302	27,3	58,8



Slika 19. Ordinacijski dijagram kanoničke analize korespondencije (eng. „Canonical Correspondence Analysis“ – CCA) na temelju vodostaja Dunava, biomase fitoplanktona i fizikalno kemijskih parametara na postajama istraživanja 2021. godine. Na grafu su prikazani samo statistički značajni fizikalno-kemijski čimbenici i svojte koje su bile zastupljene s više od 5 % ukupne biomase. Kodovi svojti nalaze se u Prilogu 1.

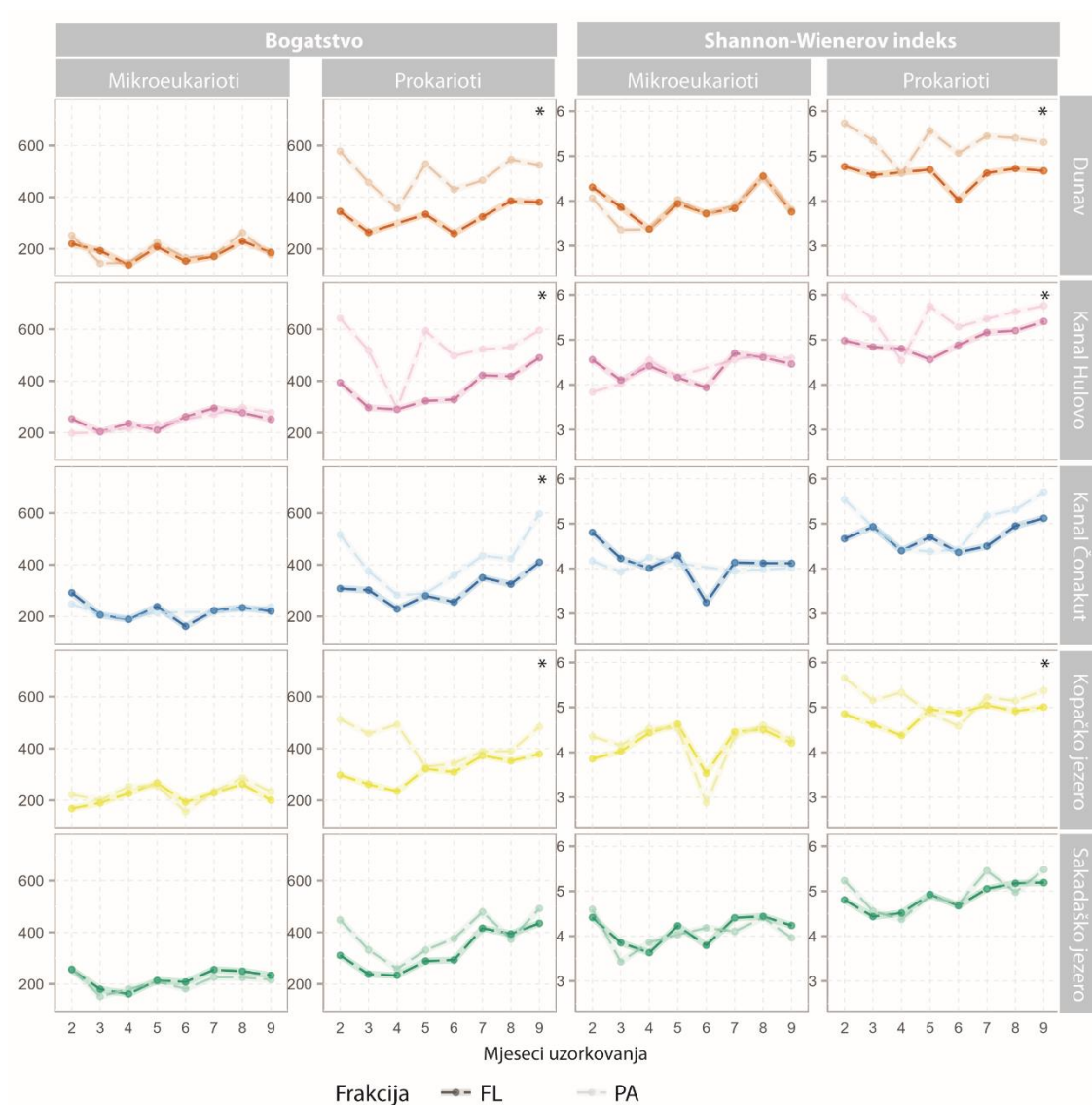
4.2.2. Raznolikost prokariota i mikroekariota u vodi utvrđena primjenom molekularnih analiza

Mikrobne zajednice u stupcu vode generirale su svaka oko 1 milijun očitavanja. Konačni skupovi podataka obuhvatili su 2.778 ASV-eva iz prokariotskih odnosno 7.820 ASV-eva iz mikroekariotskih zajednica.

Alfa raznolikost promatrana kroz broj ASV-eva i Shannon-Wiener-ov indeks raznolikosti se mijenjala tijekom istraživanja na svim postajama, ali je bila veća u prokariotskim nego u mikroekariotskim zajednicama i to u obje frakcije, FL i PA (Slika 20). Utvrđene su statistički značajne razlike ($p < 0,05$) između broja ASV-eva u PA i FL frakciji prokariotskih zajednica na svim postajama osim u Sakadaškom jezeru u kojem je broj ASV-eva u obje frakcije bio vrlo sličan a kretao se između 259 i 492 u PA, odnosno od 234 do 435 u FL. U Kopačkom jezeru je u PA frakciji u razdoblju od veljače do travnja broj ASV-eva bio visok (458-513), a nakon smanjenja u svibnju ponovno se povećavao te je u rujnu utvrđeno 484 ASV-eva. U Dunavu je broj ASV-eva varirao od 356 do 578 u PA te od 260 do 385 u FL. Najveći broj ASV-eva utvrđen je u PA frakciji u Hulovskom kanalu i to u veljači kada je zabilježeno čak 642 ASV-a. Broj ASV-eva u PA i FL frakciji mikroekariotskih zajednica bio je sličan ($p > 0,05$) na svim postajama i niti na jednoj postaji nije zabilježeno više od 300 ASV-eva.

Shannon-Wiener-ov indeks raznolikosti (Slika XX) se kao i broj ASV-eva mijenjao tijekom istraživanja na svim postajama. Statistički značajne razlike u Shannon-Wiener-ovom indeksu raznolikosti ($p < 0,05$) utvrđene su između PA i FL frakcije prokariotskih zajednica u Dunavu, kanalu Hulovo i Kopačkom jezeru. Najveća vrijednost Shannon-Wiener-ovog indeksa raznolikosti od 5,96 utvrđena je u PA frakciji u kanalu Hulovo, a najmanja (4,02) u FL frakciji u Dunavu.

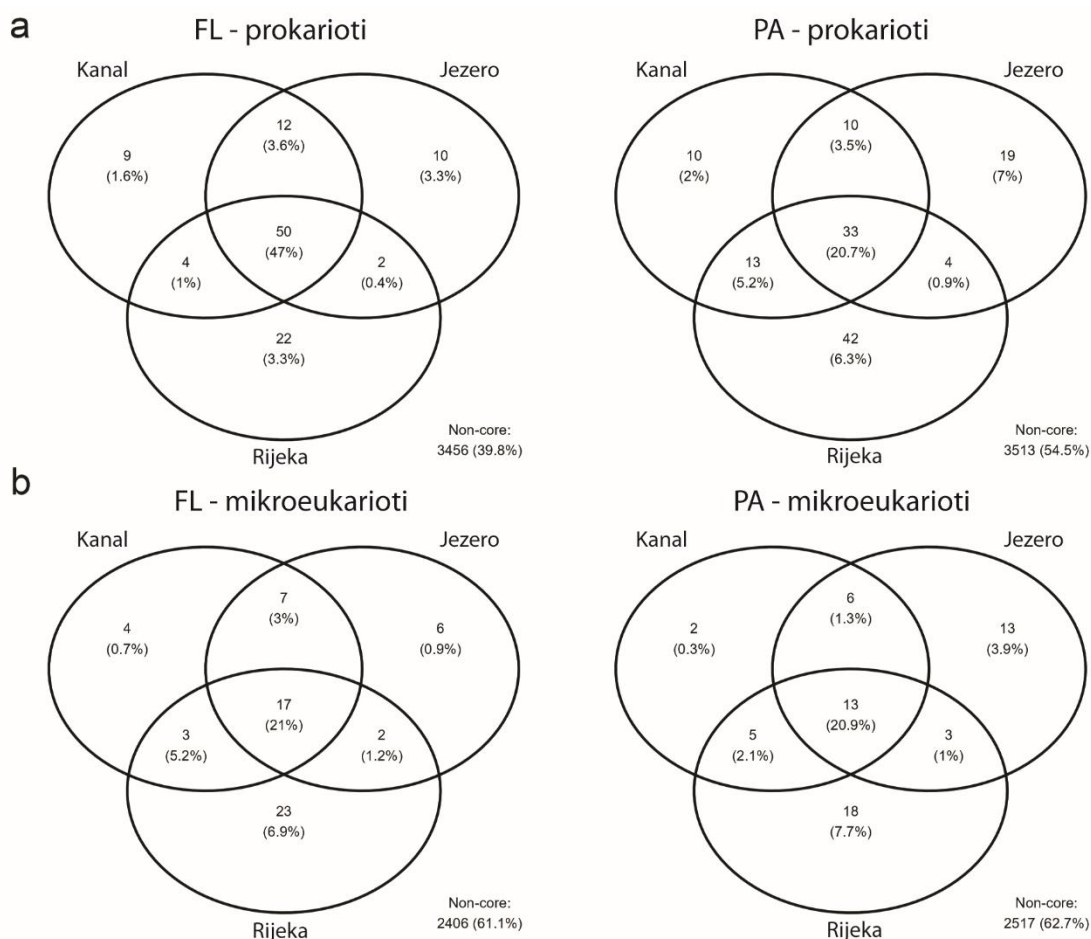
Shannon-Wiener-ov indeks raznolikosti u PA i FL frakciji mikroekariotskih zajednica na pojedinoj postaji istraživanja nije pokazivao statistički značajne razlike. Naglo smanjenje vrijednosti indeksa zabilježeno je u lipnju u FL frakciji (3,24) u kanalu Čonakut te u Kopačkom jezeru u obje frakcije (PA:2,88; FL:3,53).



Slika 20. Alfa raznolikost (broj različitih ASV-eva i Shannon-Wienerov indeks raznolikosti) prokariotskih i mikroekariotskih zajednica u vodi (FL i PA zajednice) tijekom istraživanog razdoblja. Crna zvjezdica (*) u gornjem desnom kutu grafova označava statistički značajnu razliku ($p < 0,05$) između FL i PA zajednica na određenoj postaji.

Zjednice u FL frakciji su imale najveći broj jedinstvenih ASV-eva, pri čemu je 47 % prokariotskih i 21 % mikroekariotskih ASV-eva bilo dijeljeno u svim ekosustavima (Slika 21). „Core” zajednica u rijeci bila je različita u odnosu na zajednice kanala i jezera. U prokariotskim i

mikroeuکاریotskim zajednicama, unutar obje frakcije (FL i PA), kanali su imali najmanji postotak jedinstvenih ASV-eva, dok je rijeka imala najveći postotak.



Slika 21. Venn-ovi dijagrami koji prikazuju raspodjelu jedinstvenih i dijeljenih ASV-eva u FL i PA zajednicama: a) prokariotskim i b) mikroeuکاریotskim zajednicama u vodi svih istraživanih ekosustava (rijeka, jezera i kanali).

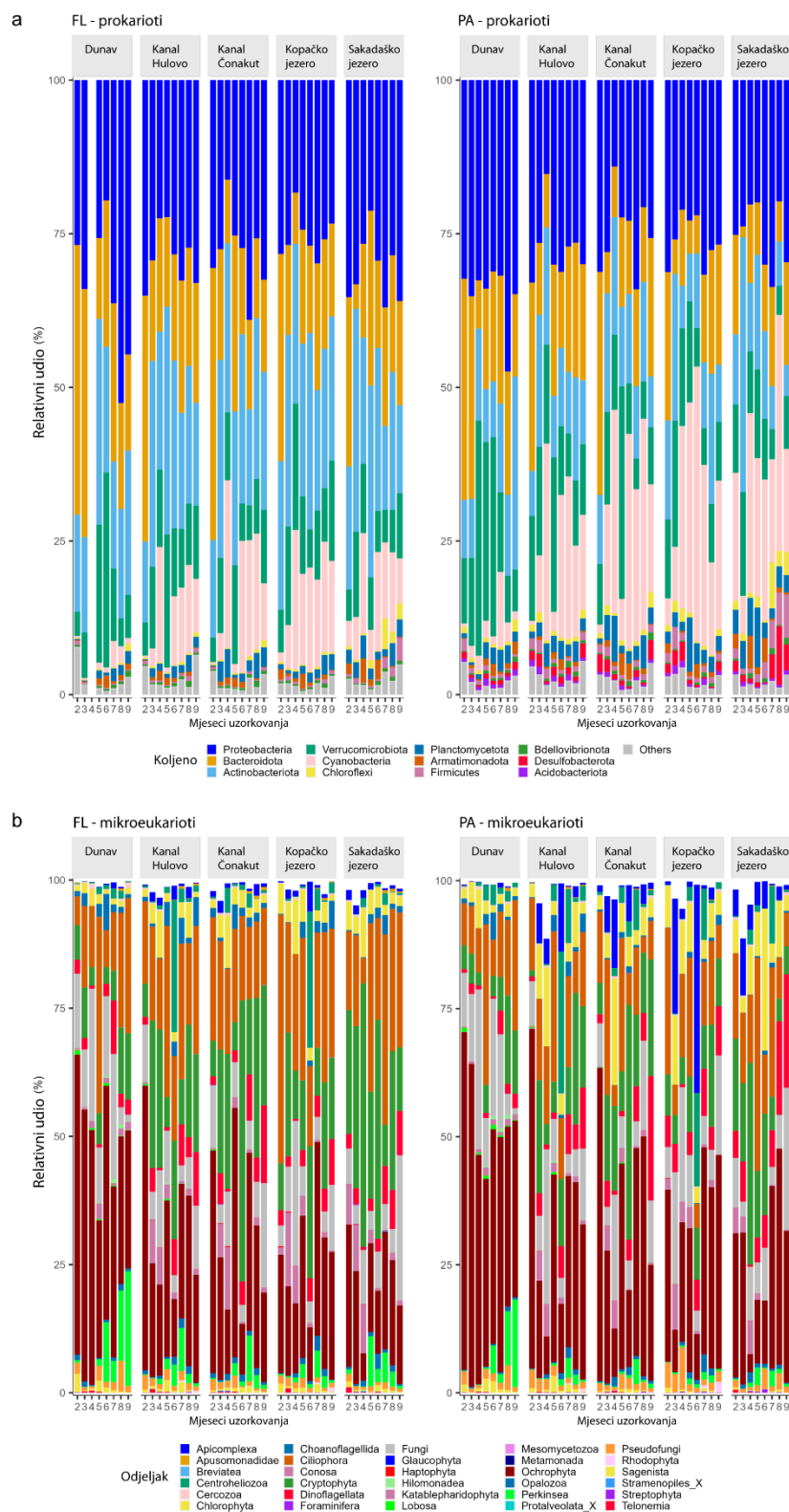
Raznolikost prokariota i mikroeuکاریota u FL i PA frakcijama se mijenjala na postajama tijekom razdoblja istraživanja. U prokariotskim zajednicama u obje frakcije (Slika 22a) najzastupljenija su bila koljena Proteobacteria, Bacteroidota, Actinobacteriota, Verrucomicrobiota i Cyanobacteria. Relativni udio Proteobacteria varirao je između 16,21 % i 52,54 % u FL frakciji dok je u PA frakciji bio nešto manji i varirao je između 14,07 % i 47,40 %, pri čemu su najviše vrijednosti u obje frakcije zabilježene u Dunavu u kolovozu, a najniže u kanalu Čonakut u travnju.

Relativna zastupljenost Bacteroidota se mijenjala u FL frakciji od 3,97 % do 44,26 %, a u PA frakciji od 1,74 % do 36,30 %. U obje frakcije koljeno Bacteroidota je najveći udio imalo u veljači u kanalu Čonakut. Koljeno Actinobacteriota, iako utvrđeno u obje frakcije, zastupljenije je bilo u FL frakciji u kojoj je relativni udio varirao između 13,13 % i 37,05 %. Relativni udio Verrucomicrobiota kretao se od 3,96 % do 31,69 % u FL frakciji, dok je u PA frakciji bio nešto viši i varirao je između 4,75 % i 38,25 %. Najveću zastupljenost imalo je u zajednicama na svim postajama u kasno proljeće odnosno u travnju i svibnju. Cyanobacteria su s malim relativnim udjelom bile prisutne u Dunavu (FL: 0,24-4,29 %; PA: 0,55-12,20 %), a najzastupljenije su bile u kanalu Čonakut (travanj: 27,30 %) u FL frakciji i Kopačkom jezeru (lipanj: 44,71 %) u PA frakciji. U obje frakcije s relativno malim udjelom (FL: 0,04-5,03 %; PA: 0,25-7,47 %) bilo je prisutno i koljeno Chloroflexi. Najveću zastupljenost (7,47 %) je imalo u PA frakciji u Sakadaškom jezeru u srpnju.

Mikroeuکاریotske zajednice karakterizirala je velika raznolikost, s ukupno 30 identificiranih odjeljaka (Slika 22b). Relativni udio Ochrophyta kretao se od 5,32 % (Sakadaško jezero, travanj) do 58,52 % (Dunav, veljača) u FL frakciji te od 3,55 % (Sakadaško jezero, travanj) do 66,35 % u PA frakciji, a najzastupljenije je bilo u kanalu Hulovo u veljači. Relativni udio Cryptophyta varirao je između 3,26 % i 54,80 % u FL te između 1,16 % i 45,89 % u PA frakciji, a najzastupljeniji je bio u Čonakutu u lipnju.

Odjeljak Dinoflagellata bio je prisutan u obje frakcije, ali najviši relativni udio imao je u rujnu u FL (15,14 %) i PA frakciji (24,31 %) u kanalu Čonakut. Chlorophyta su bile prisutne s najvećim udjelom (27,70 %) u PA frakciji u lipnju u Sakadaškom jezeru, a u Kopačkom jezeru (10,68 %) u travnju u FL frakciji. Najviši relativni udio Centroheliozoa zabilježen je u lipnju u Kopačkom jezeru (26,53 %) u FL frakciji te Hulovskom kanalu (27,70 %) u PA frakciji.

Odjeljak Perkinsea u obje frakcije bio je najzastupljeniji (FL: 22,38 %; PA: 17,08 %) u rujnu, a najmanje zastupljen u travnju (FL: 0,04 %) i ožujku (PA: 0,00 %) u Dunavu. Fungi su također bile najzastupljenije u Dunavu unutar PA frakcije u travnju (31,15 %) te u FL frakciji u Sakadaškom jezeru u rujnu (28,29 %), dok su najmanje relativne udjele imale u Dunavu u rujnu, unutar FL (1,35 %) i PA (1,06 %) frakcije.



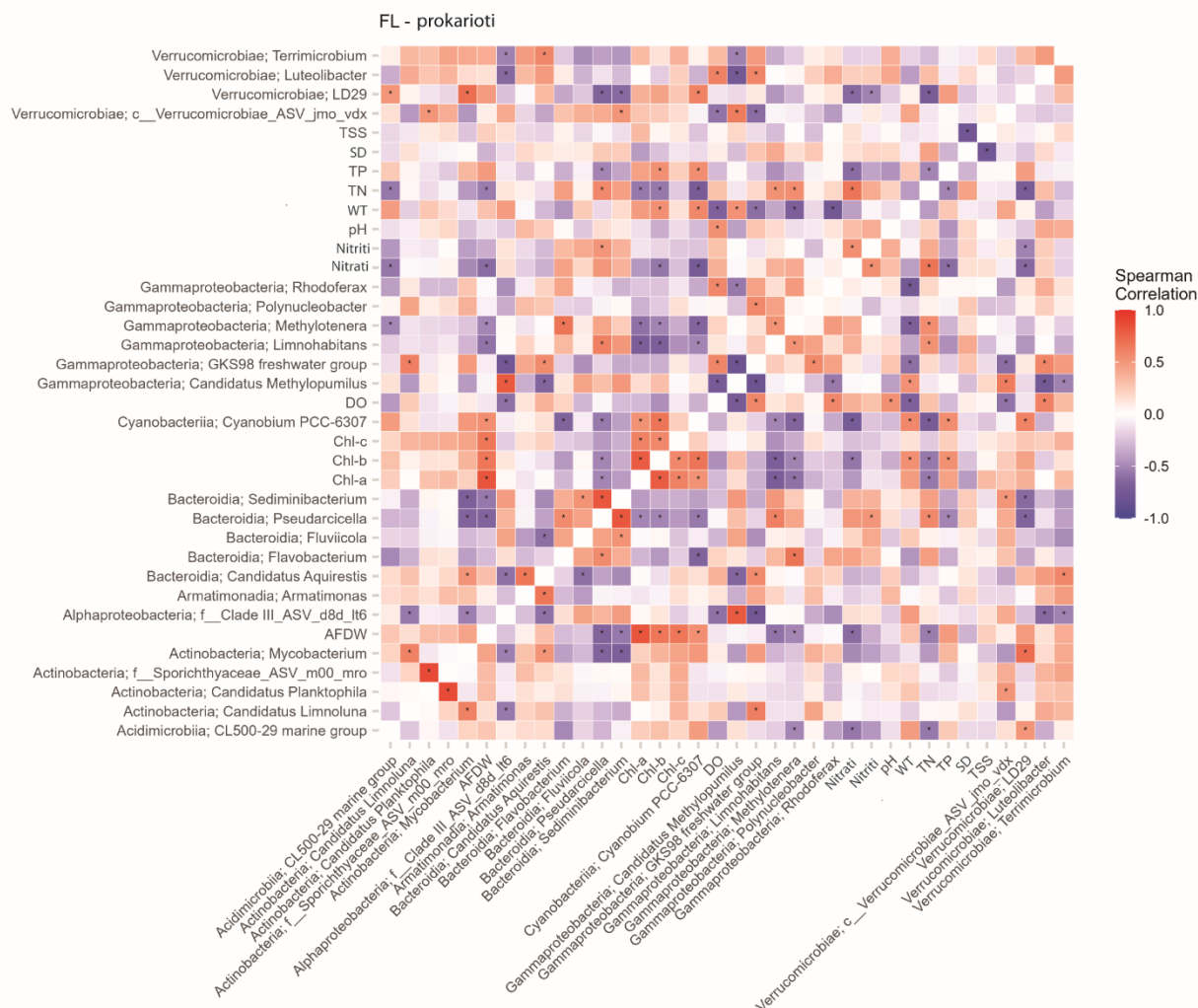
Slika 22. Raznolikost a) prokariota i b) mikroekariota u FL i PA frakcijama u vodi na postajama istraživanja tijekom 2021. godine.

Najzastupljeniji predstavnici prokariota u obje istraživane frakcije su se mijenjali tijekom istraživanja na svim postajama (Slika 23). FL frakcijom je tijekom cijelog razdoblja istraživanja na većini postaja dominirao hgcl clade iz koljena Actinobacteria. *Flavobacterium* i *Pseudarcicella* iz koljena Bacteroidia su upotpunjavali zajednicu u Dunavu u veljači i ožujku, a u travnju se povećala i zastupljenost *Candidatus Planktophila* (Actinobacteria) i *Luteolibacter* (Verrucomicrobiae). *Flavobacterium* je u kanalu Čonakut bio najzastupljeniji u veljači i to sa 20,9 %, dok su *Candidatus Planktophila* i *Luteolibacter* pridonosili zajednici od ožujka ali s manje od 10 %. Cijanobakterija *Cyanobium* PCC-6307 dominirala je u Sakadaškom jezeru u ožujku, travnju, lipnju i kolovozu, u Hulovskom kanalu u travnju, a u Kopačkom jezeru u rujnu. Najveći relativni udio ove cijanobakterije zabilježen je u Hulovskom kanalu, a iznosio je 27,1 %. Za razliku od FL frakcije, u PA frakciji hgcl clade iz koljena Actinobacteria je dominirao samo povremeno i na manjem broju postaja. Najzastupljeniji je bio u Dunavu u rujnu kada je činio 12,3 % u ukupnoj relativnoj brojnosti zajednice. U PA frakciji *Cyanobium* PCC-6307 je dominirao tijekom cijelog razdoblja istraživanja u Sakadaškom jezeru i to s većom zastupljenošću nego u FL frakciji (5,9-37,1 %), a veliki dio zajednice (5,7-34,7 %) činio je i u kanalu Čonakut od ožujka do zadnjeg dana istraživanja. Zajednicu u Sakadaškom jezeru u ožujku je s 9,8 % upotpunjavao i hgcl clade. *Luteliobacter* je dominirao u Dunavu od veljače do lipnja, a u kanalu Čonakut i Sakadaškom jezeru u veljači, ožujku i svibnju. Najzastupljeniji je bio u Dunavu u travnju s udjelom od 32,1 %. *Flavobacterium* je također dominirao u Dunavu (17,1 %) i kanalu Čonakut (16,5 %) u veljači, nakon čega mu se brojnost smanjila i na kraju istraživanja ostao je dominantan samo u kanalu Čonakt s udjelom od 7,2 %.



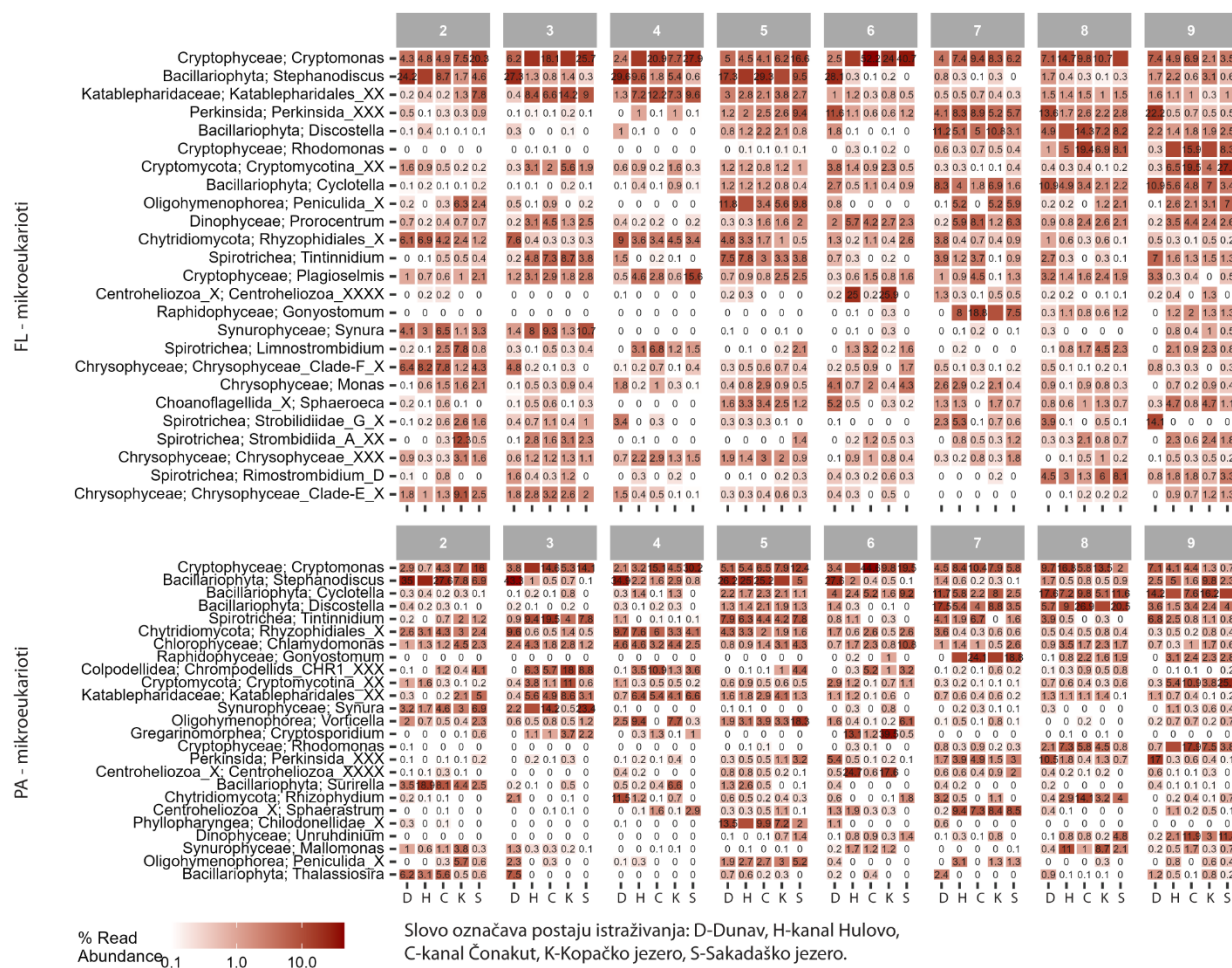
Slika 23. Najzastupljeniji prokarioti u FL i PA frakcijama u vodi na postajama istraživanja tijekom 2021. godine.

Utjecaj okolišnih čimbenika na dominantne prokariote u FL i PA frakciji prikazan je na slikama 24 i 25. Spearmanov koeficijent korelacije pokazao je statistički značajnu povezanost zastupljenosti roda *Luteliobacter* s koncentracijom DO u FL frakciji, te sa DO, TN i WT u PA frakciji. Rod *Cyanobium* PCC-6307 u FL frakciji je pokazao povezanost s AFDW, NO₃-N, TN, TP i WT, a u PA frakciji s NO₃-N i TN.



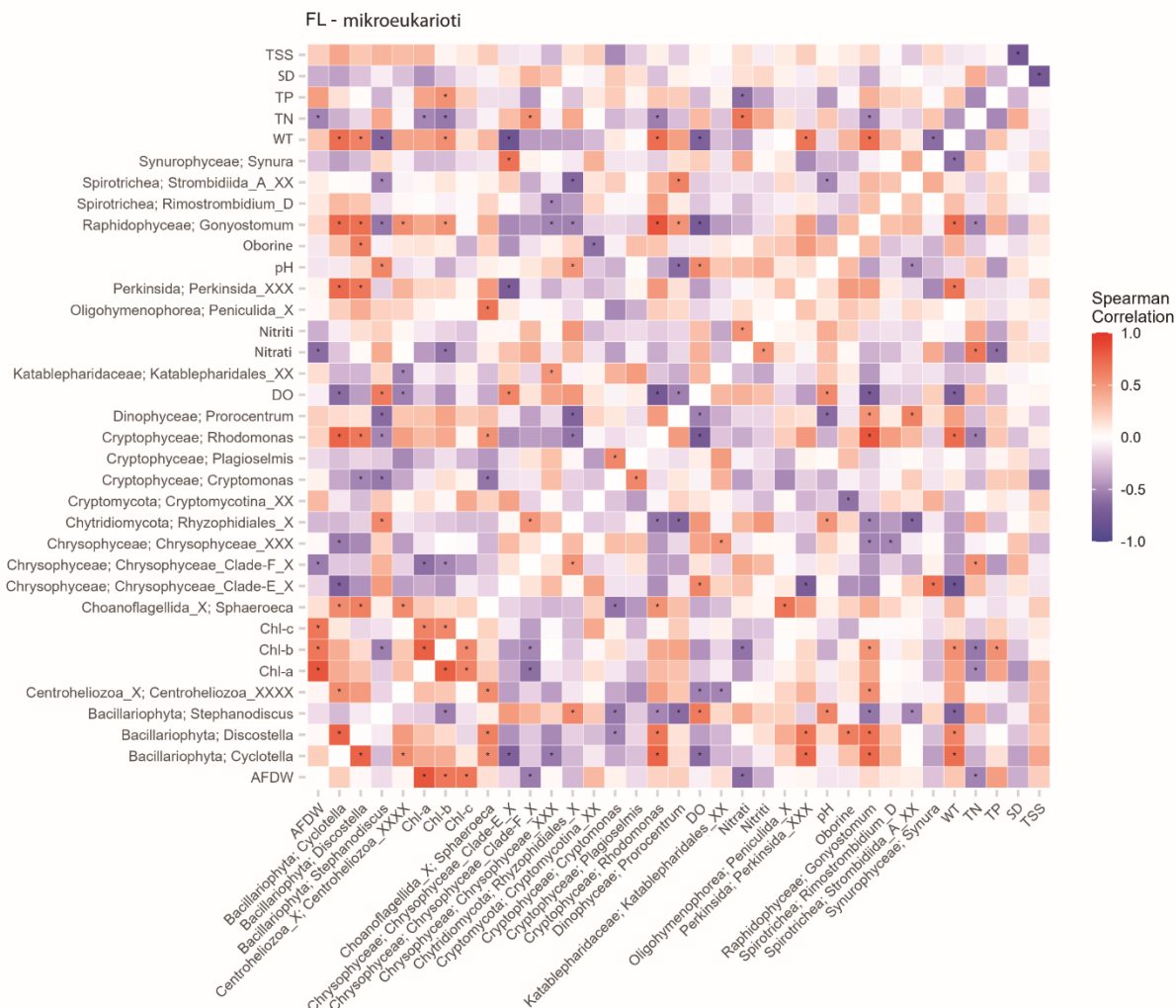
Slika 24. Spearmanov koeficijent korelacije između okolišnih čimbenika i dominantnih prokariota u FL frakciji u vodi. Zvezdica (*) označava statistički značajnu p-vrijednost $\leq 0,001$ i R^2 vrijednosti veću od 0,5.

dobro bio razvijen u Dunavu s relativnim udjelom koji je varirao između 17,3 i 29,6 % u FL frakciji, odnosno između 26,2 i 43,3 % u PA frakciji. U srpnju je na svim postajama osim u Sakadaškom jezeru u FL frakciji dominirala *Discostella*, s najvećom zastupljenošću u Dunavu (11,2 %). U istom razdoblju se u Dunavu i Kopačkom jezeru povećala zastupljenost roda *Cyclotella* koji se zadržao do kraja istraživanja i u rujnu bio prisutan u Dunavu s relativnim udjelom od 10,9 %, u Hulovskom kanalu s 5,6 %, a u Kopačkom jezeru sa 7 %. Kao i u FL frakciji, u PA frakciji se u srpnju povećao relativni udio rodova *Discostella* i *Cyclotella*. Oba roda su najzastupljeniji bili u kolovozu i to rod *Cyclotella* sa 17,6 % u Dunavu, a rod *Discostella* sa 26,9 % u kanalu Čonakut. *Synura* je s većom brojnošću u obje frakcije bila prisutna na početku istraživanja, a najveći relativni udio od 10,7 % u FL i 23,4 % u PA imala je u Sakadaškom jezeru u ožujku. *Rhodomonas* (Cryptophyceae) je upotpunjavao zajednice u obje frakcije tek zadnja dva mjeseca istraživanja. U FL frakciji je dominirao u kolovozu i rujnu u kanalima i oba jezera. Najzastupljeniji je bio (19,4 %) u kanalu Čonakut u kolovozu. U PA frakciji je u kolovozu dominirao u oba kanala, a u rujnu u Kopačkom jezeru i kanalima. U rujnu u kanalu Čonakut imao je i najveći relativni udio od 17,9 %.

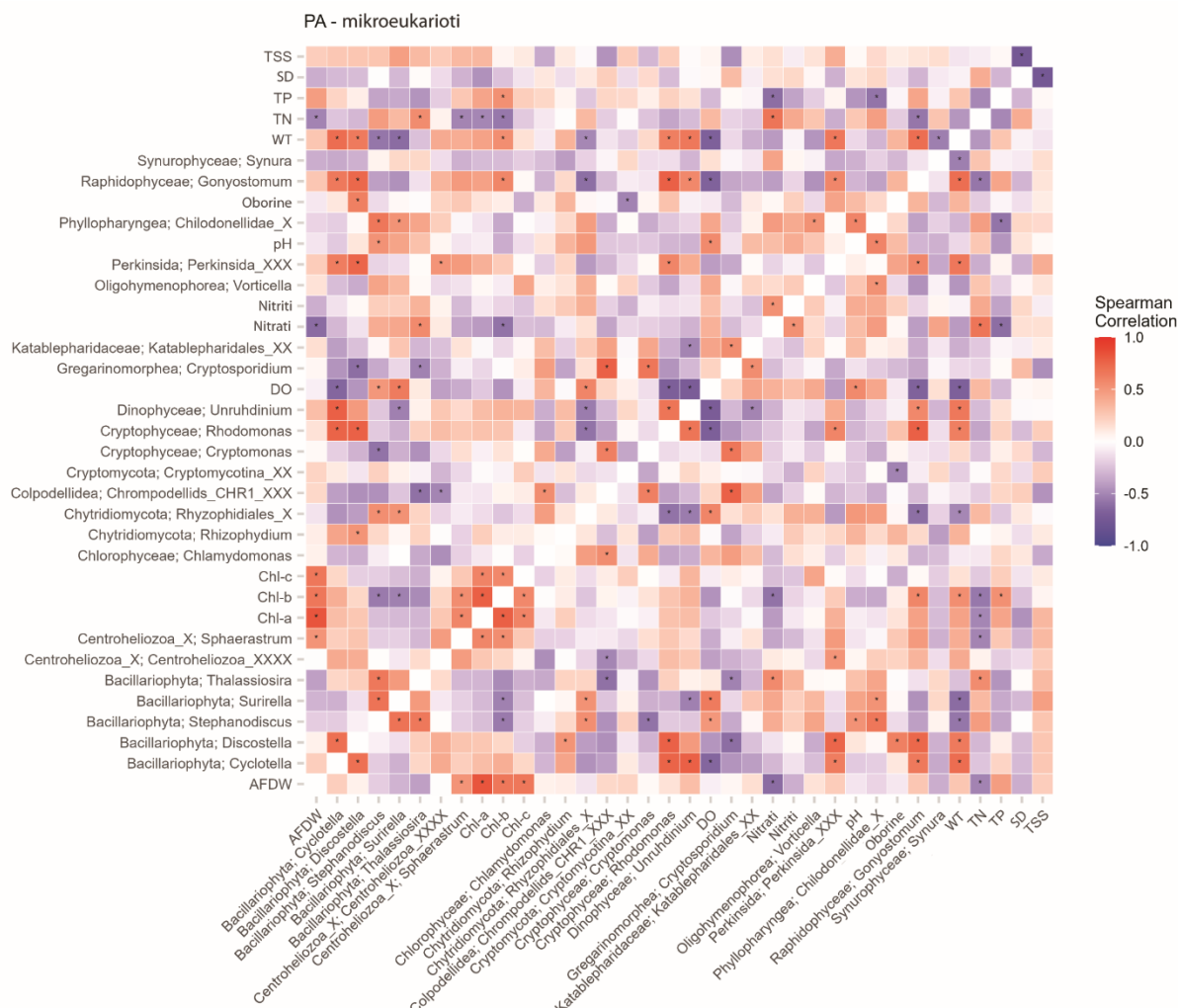


Slika 26. Najzastupljeniji mikroekarioti u FL i PA frakcijama u vodi na postajama istraživanja tijekom 2021. godine.

Utjecaj okolišnih čimbenika na dominantne mikroekariote u FL i PA frakciji prikazan je na slikama 27 i 28. Rodovi *Stephanodiscus*, *Discostella* i *Cyclotella* u obje frakcije su pokazali statistički značajnu povezanost s WT. Rod *Rhodomonas* je također statistički značajno korelirao s WT, DO i TN.



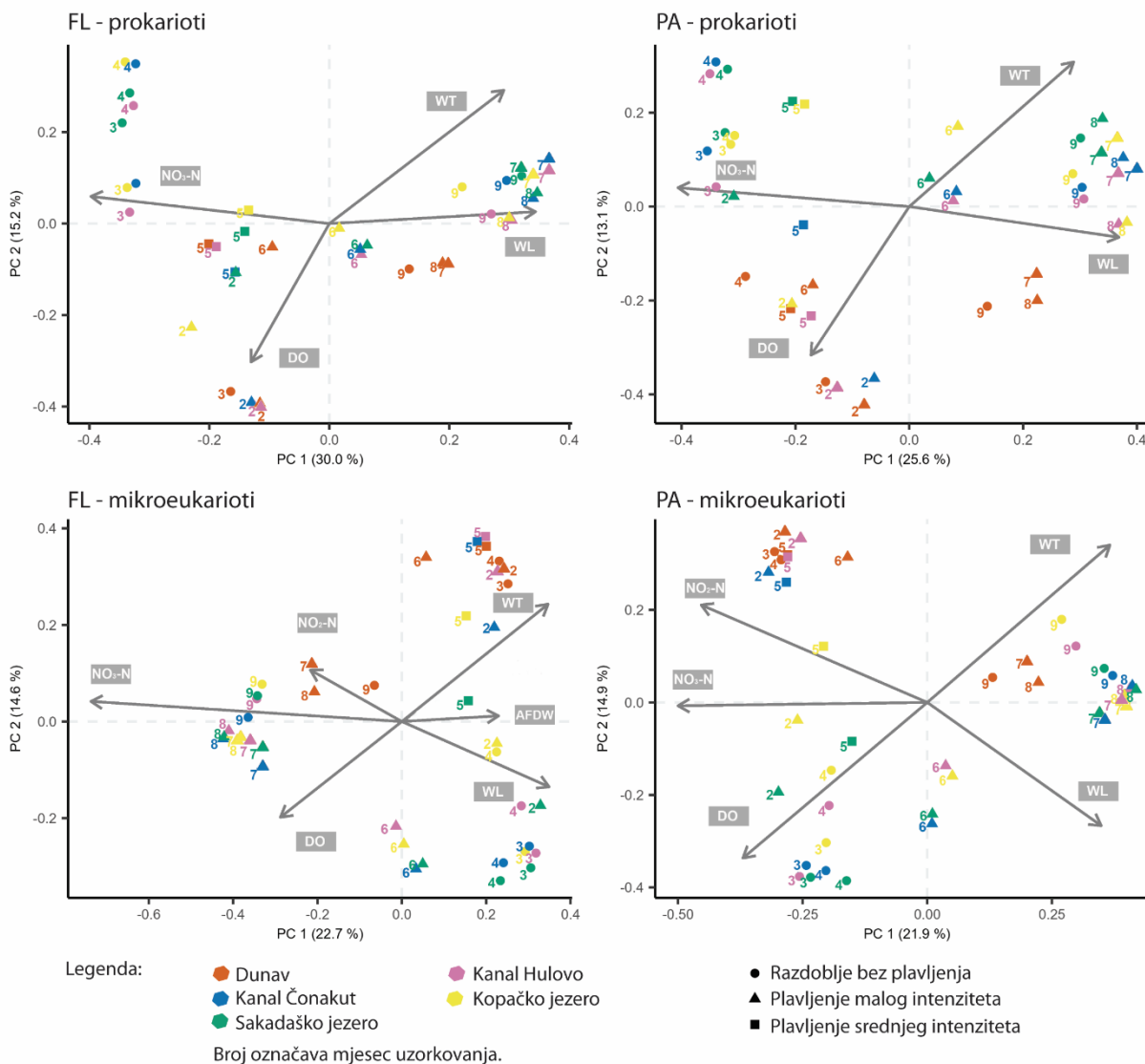
Slika 27. Spearmanov koeficijent korelacije između okolišnih čimbenika i dominantnih mikroekariota u FL frakciji u vodi. Zvezdica (*) označava statistički značajnu p-vrijednost $\leq 0,001$ i R^2 vrijednost veću od 0,5.



Slika 28. Spearmanov koeficijent korelacije između okolišnih čimbenika i dominantnih mikroekariota u PA frakciji u vodi. Zvezdica (*) označava statistički značajnu p-vrijednost $\leq 0,001$ i R^2 vrijednost veću od 0,5.

4.2.2.2. Utjecaj okolišnih čimbenika na prokariote i mikroeukariote u vodi

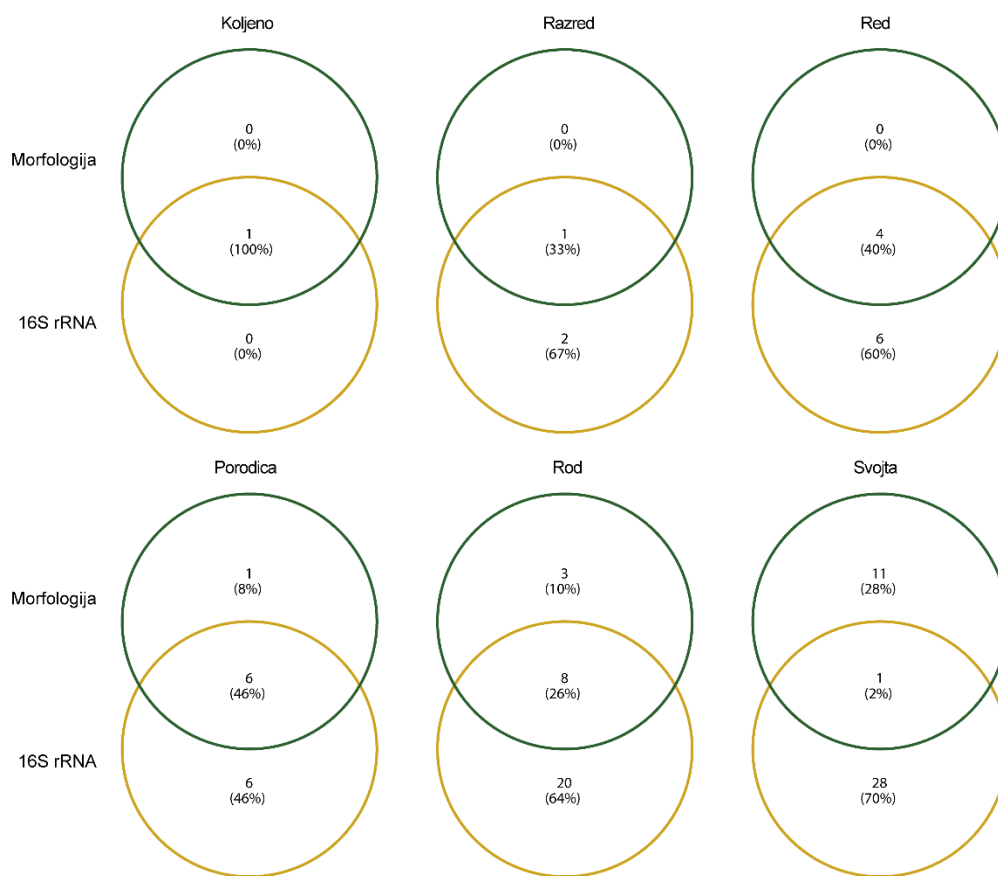
Analiza glavnih koordinata (Slika 29) pokazala je da su na prokariote i mikroeukariote u obje frakcije na istraživanim postajama utjecale promjene okolišnih čimbenika. Na samom početku istraživanja na prokariote u obje frakcije na istraživanim postajama najviše je utjecala koncentracija DO, od ožujka do lipnja sadržaj $\text{NO}_3\text{-N}$, a u ljetnom razdoblju (srpanj-rujan) posebno su bile važne promjene vodostaja Dunava i WT. Na početku istraživanja na mikroeukariote u FL frakciji na postajama u poplavnom području posebno su utjecale promjene vodostaja, dok je za Dunav i kanal Hulovo najvažnija bila WT. DO je bio najznačajniji parametar za mikroeukariote u FL frakciji na postajama u poplavnom području u lipnju i srpnju, a $\text{NO}_3\text{-N}$ u kolovozu i rujnu, dok je u Dunavu na zajednice od srpnja do rujna najviše utjecao sadržaj $\text{NO}_2\text{-N}$. Na mikroeukariote u PA frakciji utjecali su isti parametri, ali ne u isto vrijeme. Za zajednice koje su se razvijale u razdoblju od srpnja do rujna najvažniji parametri su bili WT i WL, za zajednice u ožujku i travnju koncentracija DO, $\text{NO}_3\text{-N}$ su najviše utjecali na zajednice u Kopačkom jezeru u veljači, a $\text{NO}_2\text{-N}$ su posebno utjecali na zajednice u prvoj polovici istraživanja u Dunavu i s njim povezanim kanalima.



Slika 29. Analiza glavnih koordinata (eng. „Principal coordinate analysis“ – PCoA) FL i PA prokariotskih i mikroeuکاریotskih zajednica temeljena na Bray-Curtis matrici udaljenosti. Strelice predstavljaju okolišne parametre koji su značajno povezani s odgovarajućom mikrobnom zajednicom.

4.2.3. Usporedba rezultata dobivenih morfološkom i molekularnom identifikacijom cijanobakterija i alga u vodi

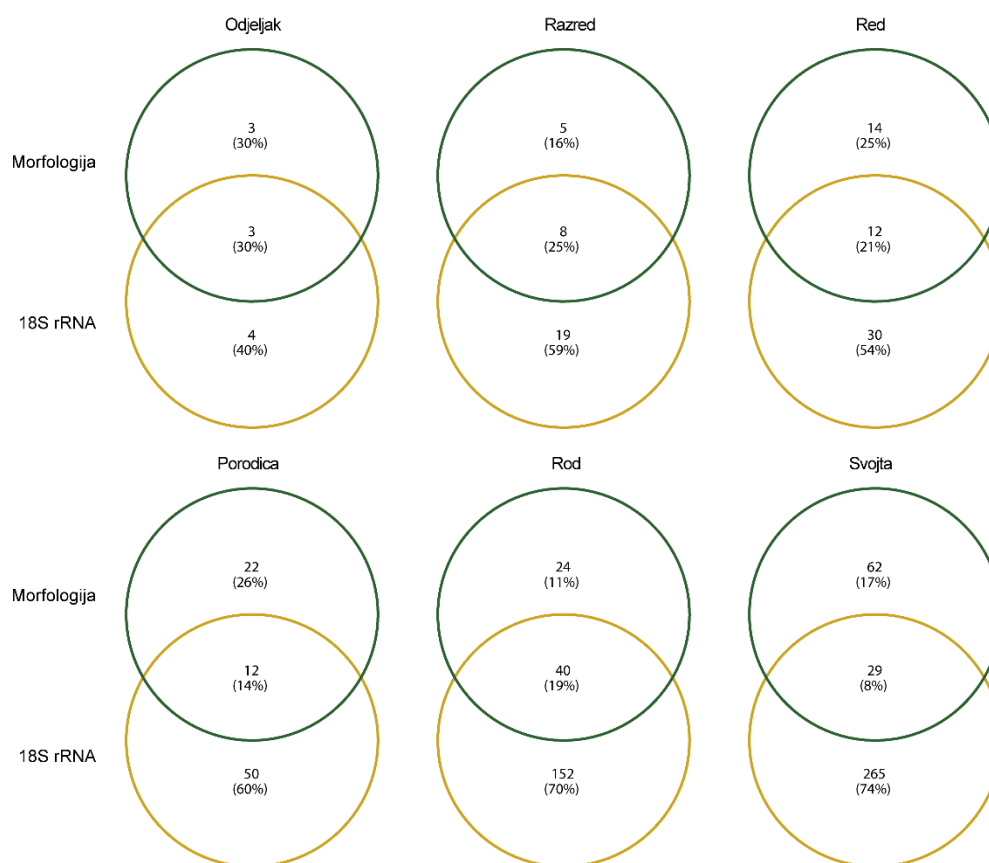
Primjena molekularnih analiza (16S i 18S rRNA) u svrhu određivanja kvalitativnog sastava cijanobakterija i alga u vodi pokazala je veću raznolikost u odnosu na rezultate dobivene morfološkom determinacijom svojti (Slike 30, 31). Razlike u raznolikosti posebno su bile vidljive u usporedbi utvrđenih cijanobakterija. Na razini porodice utvrđena je sličnost od 46 % (6 taksona od ukupno 13), a na razini svojte od samo 2 % (1 takson od ukupno 40) (Slika 30). Na razini roda utvrđeno je 26 % zajedničkih taksona, uključujući rodove *Planktothrix*, *Dolichospermum*, *Leptolyngbya* i *Pseudanabaena*. Prema morfološkoj determinaciji, dominantne cijanobakterije bile su *Woronichinia compacta* (kanal Čonakut), *Rhabdogloea smithii* (Sakadaško jezero), *Pseudanabaena catenata* (kanal Čonakut), *Dolichospermum planctonicum* (kanali Hulovo i Čonakut) i *Dolichospermum solitarium* (Kopačko i Sakadaško jezero) (Slika 17). Međutim, analizom 16S rRNA gena, najzastupljenije su bile cijanobakterije iz reda Synechococcales, i to posebno pikocijanobakterija *Cyanobium* PCC-6307 te *Aphanizomenon* NIES81, koji nisu zabilježeni morfološkom determinacijom (Slika 23).



Slika 30. Venn-ovi dijagrami usporedbe kvalitativnog sastava cijanobakterija (16S rRNA) u vodi determiniranih morfološkom identifikacijom (zelene kružnice) i molekularnim pristupom (žute kružnice)

Razlike su utvrđene i u kvalitativnom sastavu alga određenom morfološkom identifikacijom svojti odnosno molekularnom analizom (18S rRNA) (Slika 31). Na razini odjeljka utvrđena je najveća sličnost - 30 % taksona utvrđen je primjenom oba pristupa. Na razini razreda 25 % taksona je bilo zajedničko, odnosno na razini reda 21 % taksona. Zajednički su uglavnom bili predstavnici skupine Chlorophyceae te Bacillariophyceae/Bacillariophyta. Na razini roda utvrđeno je 19 % zajedničkih taksona, uključujući rodove *Stephanodiscus*, *Discostella*, *Cyclotella*, *Synura*, *Surirella* i *Cryptomonas* čiji su predstavnici često bili dominantni u fitoplanktonu na istraživanim postajama (Slika 17). Neki od dominantnih taksona utvrđenih isključivo molekularnom analizom bili su: *Thalassiosira* (Bacillariophyta), *Rhodomonas* (Cryptophyceae), *Chlamydomonas* (Chlorophyceae) i *Monas* (Chrysophyceae) (Slika 26), dok taksoni koji su determinirani isključivo

morfološkim pristupom uključuju rodove *Euglena*, *Coelastrum* i *Actinastrum*. Na razini svojite, preklapanje među metodama bilo je iznimno nisko (samo 8 %). Molekularna analiza je pokazala veliku raznolikost alga u poplavnom području. Na razini porodice samo molekularnom analizom zabilježeno je 60 % taksona odnosno 70 % taksona na razini roda, što ukazuje da morfološkom identifikacijom nije obuhvaćen veći broj taksona poput *Actinocyclus*, *Acanthoceras* i *Ochromonas*.

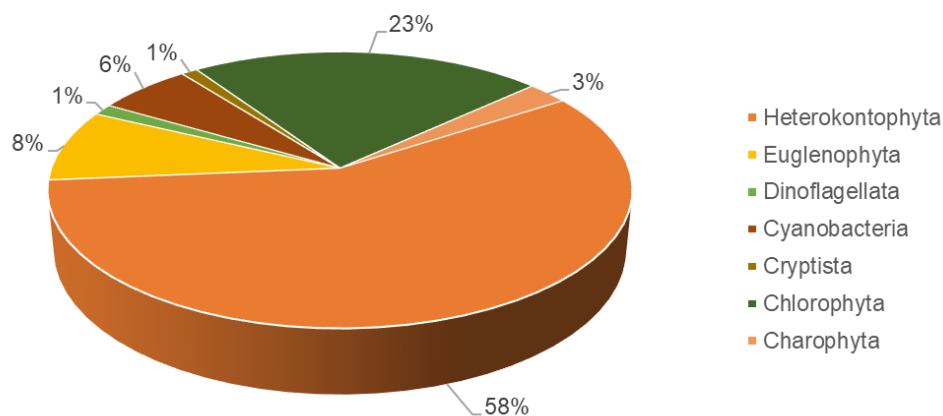


Slika 31. Venn-ovi dijagrami usporedbe kvalitativnog sastava algi (18S rRNA) u vodi determiniranih morfološkom identifikacijom (zelene kružnice) i molekularnim pristupom (žute kružnice)

4.3. Rezultati analize fitobentosa

4.3.1. Raznolikost fitobentosa utvrđena na temelju morfološke determinacije svojti

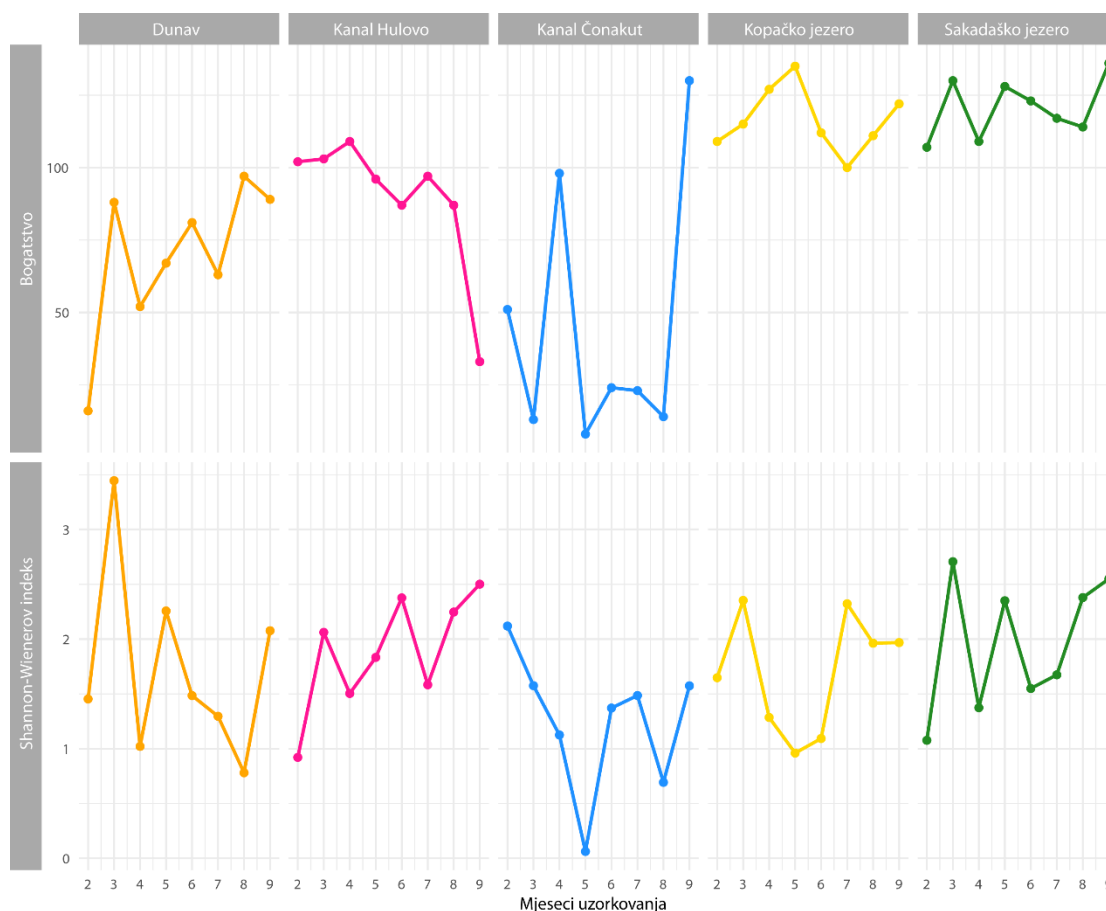
Tijekom 2021. godine na svim postajama istraživanja u kvantitativnom sastavu fitobentosa ukupno je utvrđeno 379 svojti (Slika 32). Najzastupljenije skupine bile su Heterokontophyta i Chlorophyta koje su činile po 58 % odnosno 23 % ukupnog broja svojti. Velik broj svojti pripadao je i skupini Euglenophyta (8 %) te Cyanobacteria koje su činile 6 % ukupnog broja svojti. Najmanji broj svojti u fitobentosu pripadao je skupinama Charophyta (3 %), Dinoflagellata (1 %) i Cryptista (1 %).



Slika 32. Postotna zastupljenost broja svojti pojedinih sistematskih kategorija fitobentosa na postajama istraživanja 2021. godine

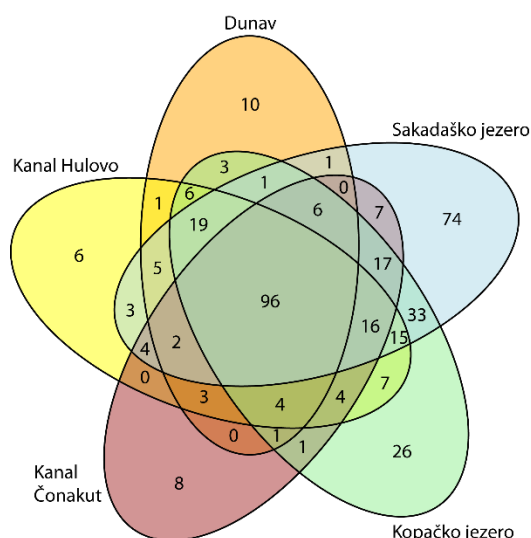
Alfa raznolikost promatrana kroz broj svojti i Shannon-Wiener-ov indeks raznolikosti se mijenjala tijekom istraživanja na svim postajama (Slika 33), a na promjene su posebno utjecali (Slika 36) sTIC ($r = -0,37$; $p = 0,019$), $\text{NO}_3\text{-N}$ ($r = -0,43$; $p = 0,006$), te AFDW u vodi ($r = 0,37$; $p = 0,018$). S obzirom na broj svojti, utvrđene su statistički značajne razlike između pojedinih postaja ($p < 0,01$). Post hoc analiza pokazala je da je raznolikost svojti bila statistički značajno veća ($p < 0,01$) u jezerima (Sakadaško jezero: 107-136; Kopačko jezero: 100-135) u usporedbi s Dunavom (16-97). Statistički značajan veći broj svojti utvrđen je i u Sakadaškom jezeru u odnosu na kanal Čonakut (8-130; $p < 0,001$) te u Kopačkom jezeru u odnosu na isti kanal ($p < 0,01$). U Hulovskom kanalu je broj svojti varirao između 33 i 109. Najveći broj svojti u sedimentu je zabilježen u rujnu u Sakadaškom jezeru (136) dok je najmanji broj od samo osam (8) svojti zabilježen u kanalu Čonakut u svibnju.

Shannon-Wiener-ov indeks raznolikosti (Slika 33) bio je najveći (3,455) u Dunavu u ožujku kada je zabilježeno razdoblje bez plavljenja, a najmanji (0,063) u kanalu Čonakut u svibnju u razdoblju poplava srednjeg intenziteta. S obzirom na vrijednost Shannon-Wiener-ovog indeksa nije utvrđena statistički značajna razlika između istraživanih postaja niti mjeseci ($p > 0,05$).



Slika 33. Alfa raznolikost (broj svojti i Shannon-Wienerov indeks raznolikosti) fitobentosa na postajama istraživanja 2021. godine

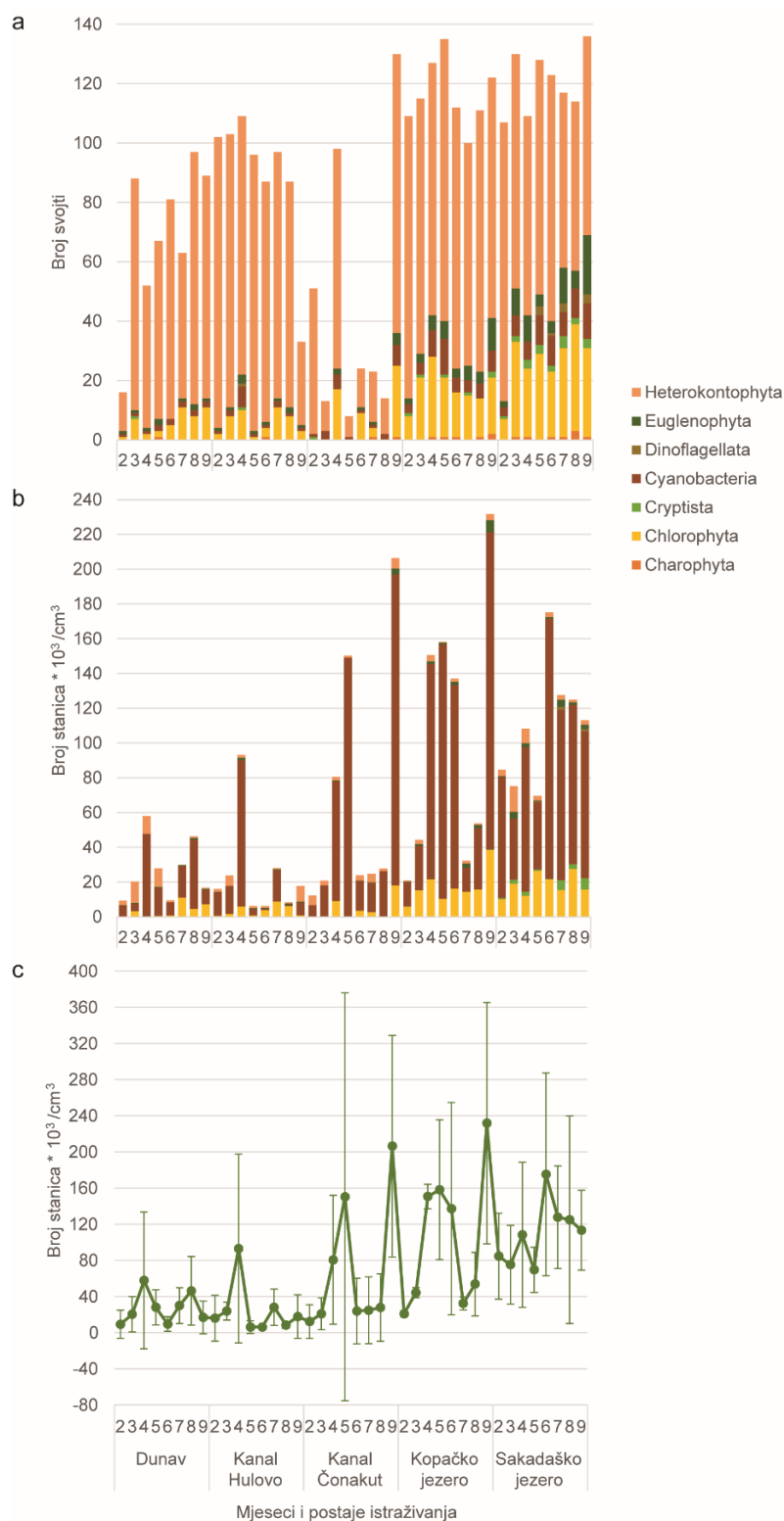
Zajednice fitobentosa pokazale su izraženu prostornu raznolikost u sastavu jedinstvenih svojti, pri čemu je čak 96 svojti bilo dijeljeno u svih pet postaja (Slika 34). Najveći broj jedinstvenih svojti zabilježen je u Sakadaškom (74) jezeru. Kopačko jezero se izdvojilo sa 26 jedinstvenih svojti, dok je broj jedinstvenih svojti u rijeci i kanalima bio manji i iznosi 10 u Dunavu, osam (8) u kanalu Čonakut i samo šest (6) u kanalu Hulovo.



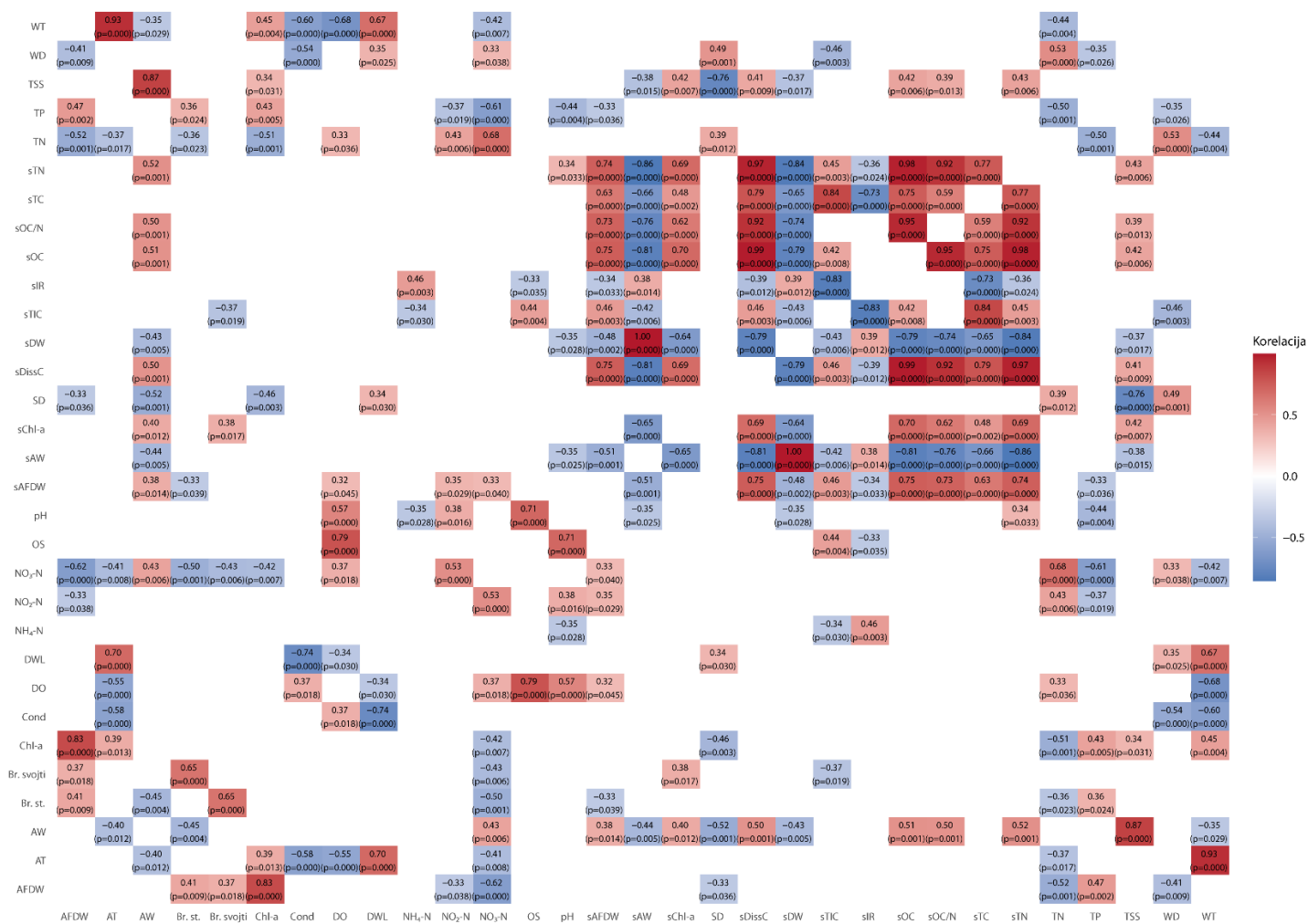
Slika 34. Venn-ov dijagram raspodjele jedinstvenih i dijeljenih svojti fitobentosa na postajama istraživanja 2021. godine

Broj stanica fitobentosa se mijenjao tijekom istraživanja na svim postajama (Slika 35b), a na promjene su posebno utjecali (Slika 36) TP ($r = 0,36$, $p = 0,0024$), TN ($r = -0,36$, $p = 0,023$), $\text{NO}_3\text{-N}$ ($r = -0,50$, $p = 0,001$), AW ($r = -0,45$, $p = 0,004$), te AFDW u vodi ($r = 0,41$, $p = 0,009$) i sedimentu ($r = -0,33$, $p = 0,039$). U rijeci i kanalima je broj stanica bio manji u odnosu na jezera. Broj stanica fitobentosa u Dunavu je varirao između $9,24 \times 10^3/\text{cm}^3 \pm 15,48 \times 10^3$ i $57,89 \times 10^3/\text{cm}^3 \pm 75,72 \times 10^3$. Najveći broj stanica utvrđen je u travnju kada su u zajednici s više od 50 % ukupnog broja stanica prevladale cijanobakterije. Hulovski kanal se izdvojio s vrlo malim brojem stanica ($6,22 \times 10^3/\text{cm}^3 \pm 2,91 \times 10^3 - 93,10 \times 10^3/\text{cm}^3 \pm 104,69 \times 10^3$). Kao i u Dunavu, najveća brojnost je zabilježena u travnju kada su zajednicu s 90,45 % ukupnog broja stanica činile cijanobakterije. Zajednice fitobentosa u lipnju i kolovozu bile su karakterizirane malom brojnošću ($< 10 \times 10^3/\text{cm}^3$) i posebno dobro zastupljenom skupinom Chlorophyta, koje su činile više od 55 % ukupnog broja stanica. U kanalu Čonakut broj stanica se kretao od $12,32 \times 10^3/\text{cm}^3 \pm 18,54 \times 10^3$ do $206,37 \times 10^3/\text{cm}^3 \pm 122,47 \times 10^3$ s najmanjim brojem utvrđenim u veljači kada su većinu zajednice činili predstavnici cijanobakterija i Heterokontophyta. Najveći broj stanica na ovoj postaji zabilježen je u rujnu kada su najbrojnije bile cijanobakterije ($178,90 \times 10^3/\text{cm}^3$), a zajednici su brojem stanica pridonosile i Chlorophyta, Heterokontophyta, Euglenophyta te Charophyta. U

Kopačkom jezeru je osim u veljači, broj stanica fitobentosa bio velik i prelazio $30 \times 10^3/\text{cm}^3$. Najveći broj stanica je, kao i u kanalu Čonakut, zabilježen u rujnu kada je dosegao čak $231,78 \times 10^3/\text{cm}^3 \pm 133,54 \times 10^3$, a u zajednici su najbrojnije bile cijanobakterije, Chlorophyta, Heterokontophyta i Euglenophyta. U Sakadaškom jezeru je broj stanica bio najveći i tijekom cijelog razdoblja istraživanja je prelazio $60 \times 10^3/\text{cm}^3$. Najmanji broj stanica ($69,57 \times 10^3/\text{cm}^3 \pm 25,06 \times 10^3$) je zabilježen u svibnju, a najveći ($175,23 \times 10^3/\text{cm}^3 \pm 112,17 \times 10^3$) u lipnju. Za razliku od ostalih postaja, broju stanica u Sakadaškom jezeru kontinuirano je pridonosila i skupina Cryptista ($0,25 \times 10^3/\text{cm}^3 - 6,53 \times 10^3/\text{cm}^3$).



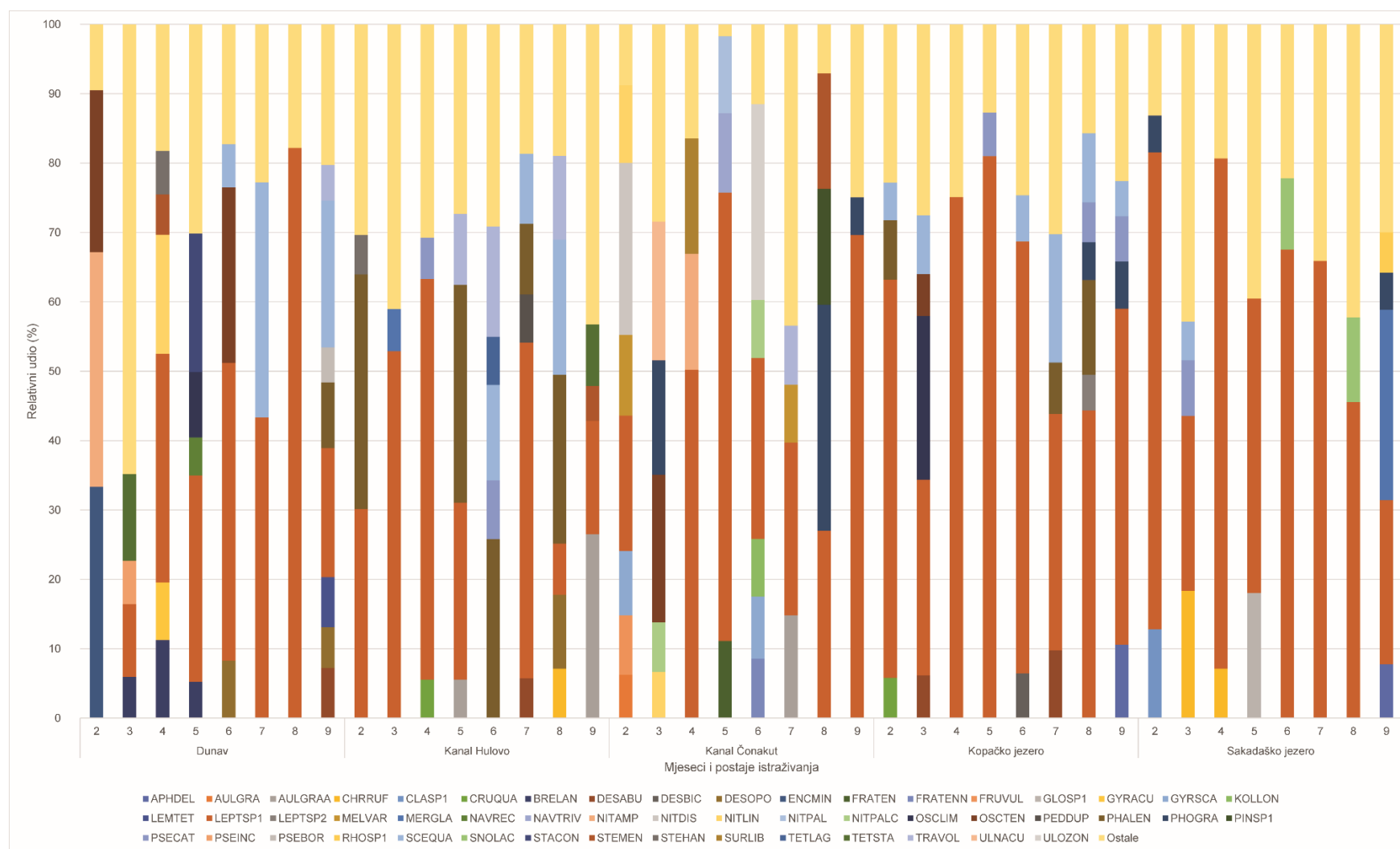
Slika 35. Promjene ukupnog broja svojti (a), ukupnog broja stanica po sistematskim kategorijama (b) i ukupnog broja stanica s prikazom standardne devijacije (c) fitobentosa na postajama istraživanja 2021. godine



Slika 36. Statistički značajni Spearman-ovi koeficijenti korelacije utvrđeni između vodostaja Dunava, istraživanih parametara vode i sedimenta, ukupnog broja svojti i stanica na postajama istraživanja 2021. godine. Oznaka „s“ ispred kratice parametra označava da se parametar odnosi na sediment.

Od ukupno 379 determiniranih svojti, 51 je činila više od 5 % udjela u ukupnoj brojnosti stanica fitobentosa te je smatrana dominantnom (Slika 37). Zastupljenost dominantnih svojti se mijenjala tijekom istraživanja, ali su dominirale svojte iz skupine Heterokontophyta, Cyanobacteria te Chlorophyta. U Dunavu je zabilježen najveći broj dominantnih svojti u rujnu kada su uglavnom dominirale svojte iz skupine Chlorophyta (*Phacotus lenticularis* (9,44 %), *Lemmermannia tetrapedia* (7,21 %), *Desmodesmus abundans* (7,21 %), *Scenedesmus quadricauda* (21,14 %), *Pseudopediastrum boryanum* (5,07 %), *Desmodesmus opoliensis* (5,89 %)). *Leptolyngbya* sp1. dominirala je zajednicom visokim relativnim udjelom u svim mjesecima osim u veljači kada su bile dominantne *Oscillatoria tenuis* (23,33 %), *Encyonema minutum* (33,33 %) i *Nitzschia amphibia* (33,83 %). Najviša vrijednost u cijelom istraživanom razdoblju za navedenu svojtu zabilježena je u kolovozu i iznosila je čak 82,17 % ukupne brojnosti fitobentosa. Od ožujka do svibnja biomasi fitobentosa je značajno pridonosila dijatomeja *Brebissonia lanceolata* (5,23-11,23 %). U istom su razdoblju bile dominantne i dijatomeje *Gyrosigma acuminatum* (8,33 %), *Navicula recens* (5,49 %), *Nitzschia linearis* (17,15 %), *Staurosira construens* (20,00 %), *Stephanocyclus meneghinianus* (5,80 %), *Stephanodiscus hantzschii* (6,30 %) i cijanobakterija *Oscillatoria limosa* (9,41 %). Svojta *S. quadricauda* bila je dominantna u lipnju i srpnju dok je uz nju u lipnju biomasi značajno pridonosila i cijanobakteija *O. tenuis* (25,27 %). *Leptolyngbya* sp1. bila je dominantna vrsta i u kanalima Hulovo (7,38-57,75 %) i Čonakut (19,53-69,64 %). Osim nje, u kanalima su još bile dominantne i svojte iz skupine Chlorophyta – *Pediastrum duplex*, *Tetradismus lagerheimii*, *Koliella longiseta*, *Ulothrix zonata*. U kanalu Hulovo biomasi je značajno pridonijela *P. lenticularis* u veljači (33,81 %) te od svibnja do kolovoza (10,19-31,38 %), *Merismopedia glauca* (6,10 %) u ožujku, *Crucigenia quadrata* (5,54 %) u travnju, *Pseudanabaena catenata* u travnju i lipnju (5,95-8,49 %), *Trachelomonas volvocina* u svibnju, lipnju i kolovozu (10,23-15,90 %), a *S. quadricauda* od lipnja do kolovoza (10,07-19,48 %). U rujnu je biomasi značajno pridonijela s 26,54 % i *Aulacoseira granulata*. U prvoj polovici istraživanja velik broj dominantnih svojti bio je prisutan samo u kanalu Čonakut te je pripadao skupini Heterokontophyta: *Fragilaria tenera* (11,11 %), *Fragilaria tenera* var. *nanana* (8,54 %), *Navicula trivialis* (11,45 %), *Frustulia vulgaris* (8,60 %), *Nitzschia dissipata* (24,77 %), *Nitzschia palea* (11,11 %), *Nitzschia paleacea* (8,33 %), *Ulnaria acus* (20,00 %), *Surirella librile* (16,68 %), *A. granulata* (6,23 %), *Melosira varians* (11,65 %) i to većinom u mjesecima u kojima je bilo prisutno plavljenje. Osim *Leptolyngbya* sp1., u kanalu Čonakut bile su prisutne i cijanobakterije *O. tenuis* (21,26 %) u ožujku te *Phormidium*

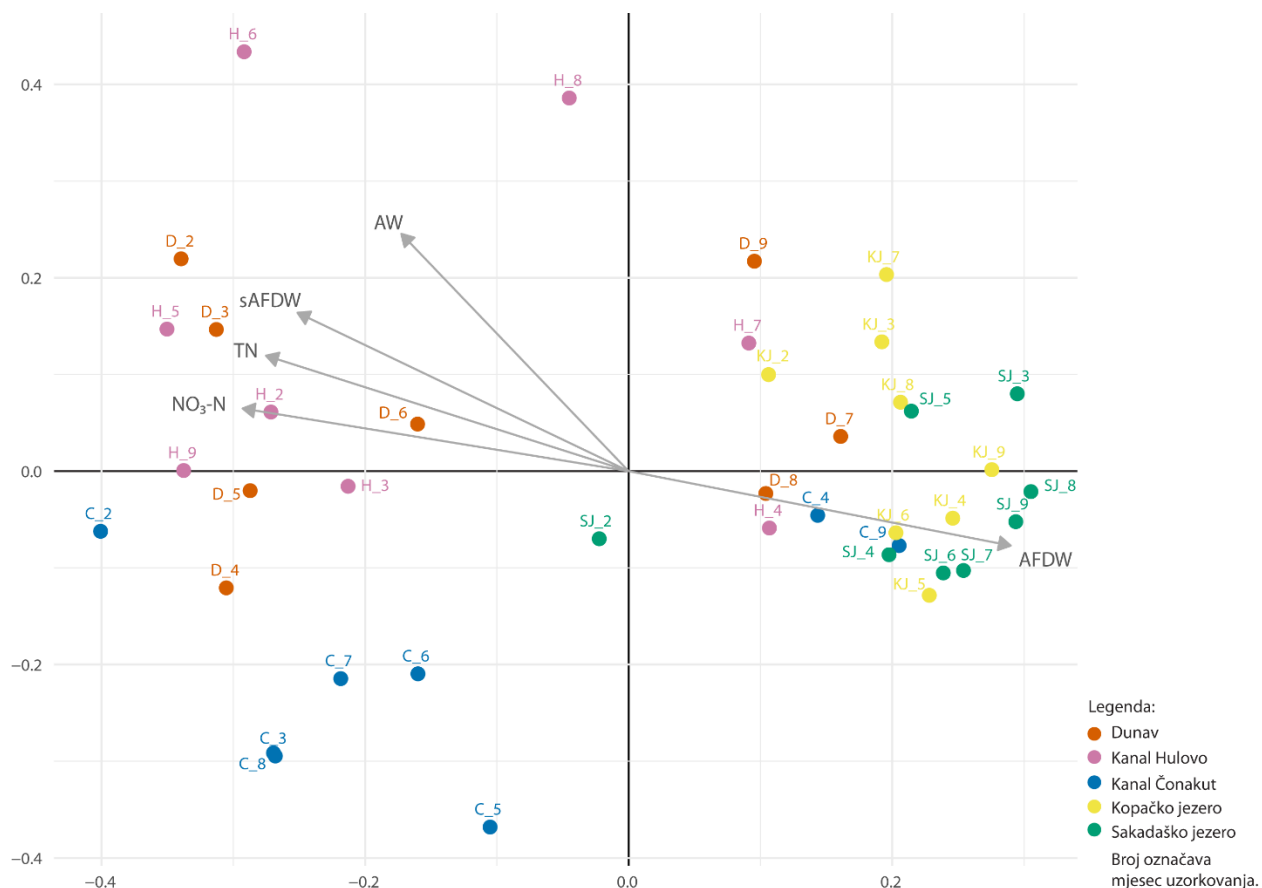
granulatum (5,41-32,56 %) u ožujku, kolovozu i rujnu. U lipnju su u Čonakutu dominirale *Koliella longiseta* (8,33 %) i *Ulothrix zonata* (28,21 %) koje su samo na ovoj postaji bile dominantne. U jezerima je utvrđen velik broj dominantnih svojti cijanobakterija, a svojta *Aphanocapsa delicatissima* dominirala je samo u Sakadaškom (7,77 %) i Kopačkom jezeru (10,58 %). *Leptolyngbya* sp1. je znatno pridonosila biomasi Kopačkog jezera svaki mjesec (28,18-80,99 %), a uz nju su dominirale i *O. limosa* (23,61 %) i *O. tenuis* (6,02 %) u ožujku, *P. catenata* (5,74-6,51 %) u svibnju, kolovozu i rujnu, *Phormidium granulatum* (5,45-6,80 %) u kolovozu i rujnu. U rujnu je uz *A. delicatissima* bila dominantna i *S. quadricauda* u svim mjesecima (5,09-18,53 %) osim travnja i svibnja. Uz cijanobakterije, zelene alge su bila jedina dominantna skupina. Biomasi su doprinosile *P. lenticularis* (7,41-13,63 %), *Crucigenia quadrata* (5,80 %) u veljači, *D. abundans* (6,18-9,74 %) te *Desmodesmus bicaudatus* (6,46 %) u lipnju. U Sakadaškom jezeru su također bile dominantne *Leptolyngbya* sp1. (23,63-73,57 %) svaki istraživani mjesec, *P. granulatum* u veljači i rujnu s istim udjelom od 5,32 %, *P. catenata* (7,99 %) u ožujku, *Snowella lacustris* (10,26-12,20 %) u lipnju i kolovozu te *M. glauca* (27,49 %) u rujnu. Uz već navedene cijanobakterije, u razdoblju bez plavljenja bile su dominantne i *Chrysococcus rufescens* (Chrysophyceae) u ožujku (18,35 %) i travnju (7,11 %) te *Rhodomonas* sp. 1 (Cryptista) u rujnu (5,79%). Od zelenih algi, dominantne su bile *Cladophora* sp. 1 (12,81 %) u veljači, *S. quadricauda* (5,57 %) u ožujku te *Gloeotila* sp. 1 (18,02 %) u svibnju.



Slika 37. Relativni udio dominantnih svojti u sedimentu na postajama istraživanja 2021. godine . Kodovi svojti nalaze se u Prilogu 1.

4.3.1.1. Utjecaj okolišnih čimbenika na fitobentos

Analiza glavnih koordinata (Slika 38) je pokazala da su na zajednice fitobentosa na istraživanim postajama utjecale promjene okolišnih čimbenika. Na zajednice u Dunavu (veljača-lipanj) i Hulovskom kanalu (veljača-svibanj) u prvom dijelu godine utjecali su TN i $\text{NO}_3\text{-N}$, dok je za Sakadaško i Kopačko jezero najznačajniji bio sadržaj AFDW.



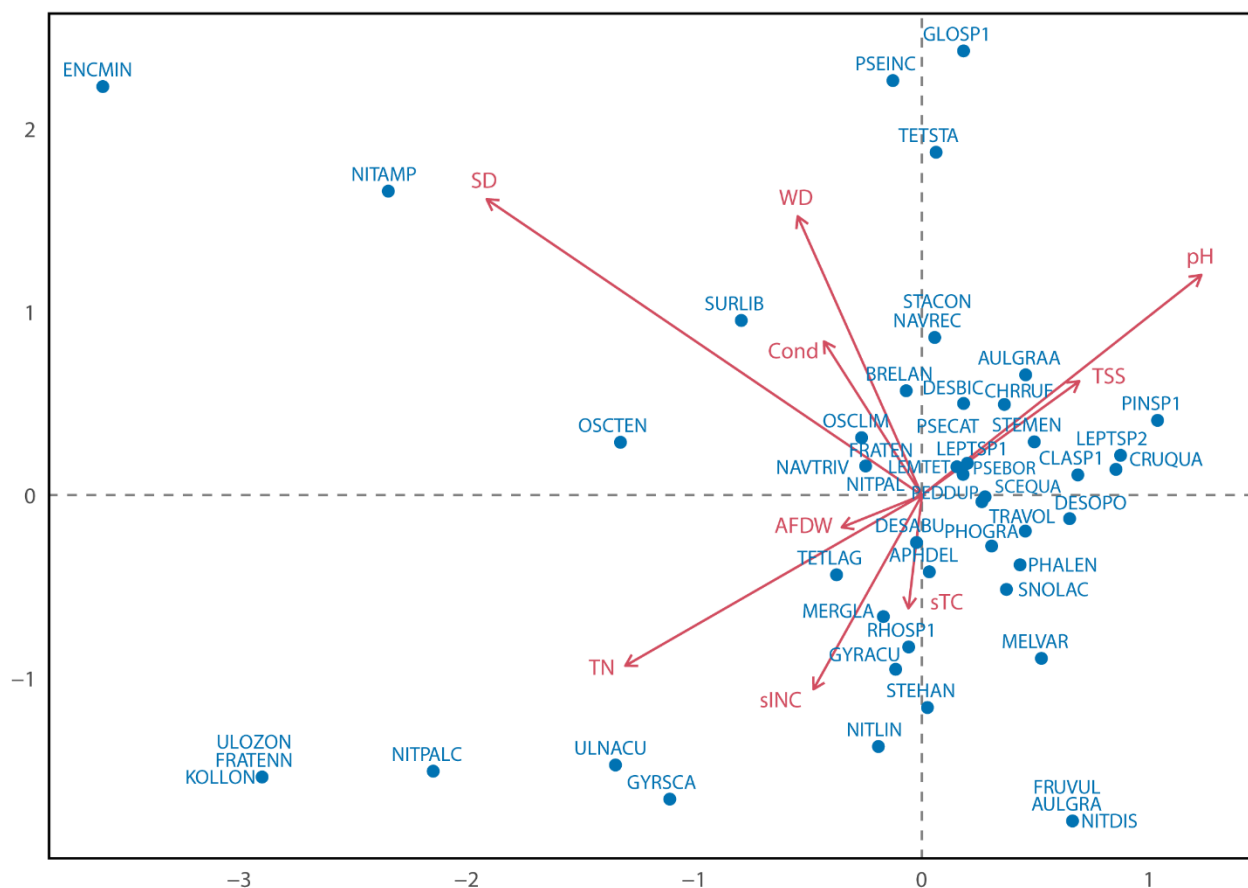
Slika 38. Analiza glavnih koordinata (eng. „Principal coordinate analysis“ – PCoA) temeljena na Bray-Curtis matrici udaljenosti, s prikazom raspodjele uzoraka ukupnog broja stanica fitobentosa po postajama i značajnim okolišnim varijablama. Strelice predstavljaju okolišne parametre koji su značajno povezani sa fitobentoskom zajednicom.

Kanonička analiza korespondencije (eng. „Canonical Correspondence Analysis“ – CCA) primijenjena je na sve fizikalno-kemijske čimbenike i broj stanica u fitobentosu (Tablica 3, Slika 39). Varijable su se smatrale značajnim kada je $p < 0,05$. Prema analizi, struktura dominantnih

svojt i u fitobentosu 2021. godine najviše se povezuje sa sljedećim čimbenicima: SD, WD, Cond, TSS, pH, AFDW, TN, sTC, sTIC. Prema CCA analizi dubina vode, prozirnost i provodljivost bili su značajni čimbenici za razvoj svojti iz skupina Cyanobacteria (*Oscillatoria tenuis*, *Oscillatoria limosa*) i Heterokontophyta (*Surirella librile*, *Nitzschia amphibia*, *Brebissonia lanceolata*, *Navicula trivialis*, *Nitzschia palea*, *Fragilaria tenera*). Ukupno suspendirana tvar i pH bili su najznačajniji čimbenici za svojte iz različitih skupina: *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*, *Pinnularia* sp.1, *Leptolyngbya* sp.1 i *Leptolyngbya* sp.2, *Crucigenia quadrata*, *Pseudanabaena catenata*, *Chrysococcus rufescens*, *Stephanocyclus meneghinianus*, *Scenedesmus quadricauda*. Na razvoj svojte *Tetradismus lagerheimii* najviše je utjecala masa organske tvari dok je koncentracija ukupnog dušika utjecala većinom na dijatomeje (*Ulnaria acus*, *Gyrosigma scalproides*, *Nitzschia paleacea*, *Fragilaria tenera* var. *nanana*) i zelene alge (*Ulothrix zonata*, *Koliella longiseta*). Posebno se izdvajaju svojte *Rhodomonas* sp.1, *Gyrosigma acuminatum*, *Merismopedia glauca*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Nitzschia linearis* koje su karakterizirane većim sadržajem ukupnog i anorganskog ugljika u sedimentu.

Tablica 3. Sažeti prikaz kanoničke analize korespondencije (vlastitih vrijednosti, korelacije svojta-okoliš, kumulativnog postotka varijance svojti i kumulativnog postotka varijance svojta-okoliš) primijenjene na čimbenicima okoliša i broja stanica u fitobentosu za sve četiri osi na istraživanim postajama 2021. godine

Osi	Vlastite vrijednosti	Korelacije svojta-okoliš	Kumulativni postotak varijance svojti	Kumulativni postotak varijance svojta-okoliš
1.	0,582	0,437	5,9	19,1
2.	0,510	0,409	11,0	35,7
3.	0,413	0,368	15,2	49,2
4.	0,370	0,348	18,9	61,3



Slika 39. Ordinacijski dijagram kanoničke analize korespondencije (eng. „Canonical Correspondence Analysis“ – CCA) na temelju broja stanica u fitobentosu, vodostaja Dunava i fizikalno kemijskih čimbenika vode i sedimenta na postajama istraživanja 2021. godine. Na grafu su prikazani samo statistički značajni fizikalno-kemijski čimbenici i dominantne svojte u fitobentosu. Kodovi svojti nalaze se u Prilogu 1.

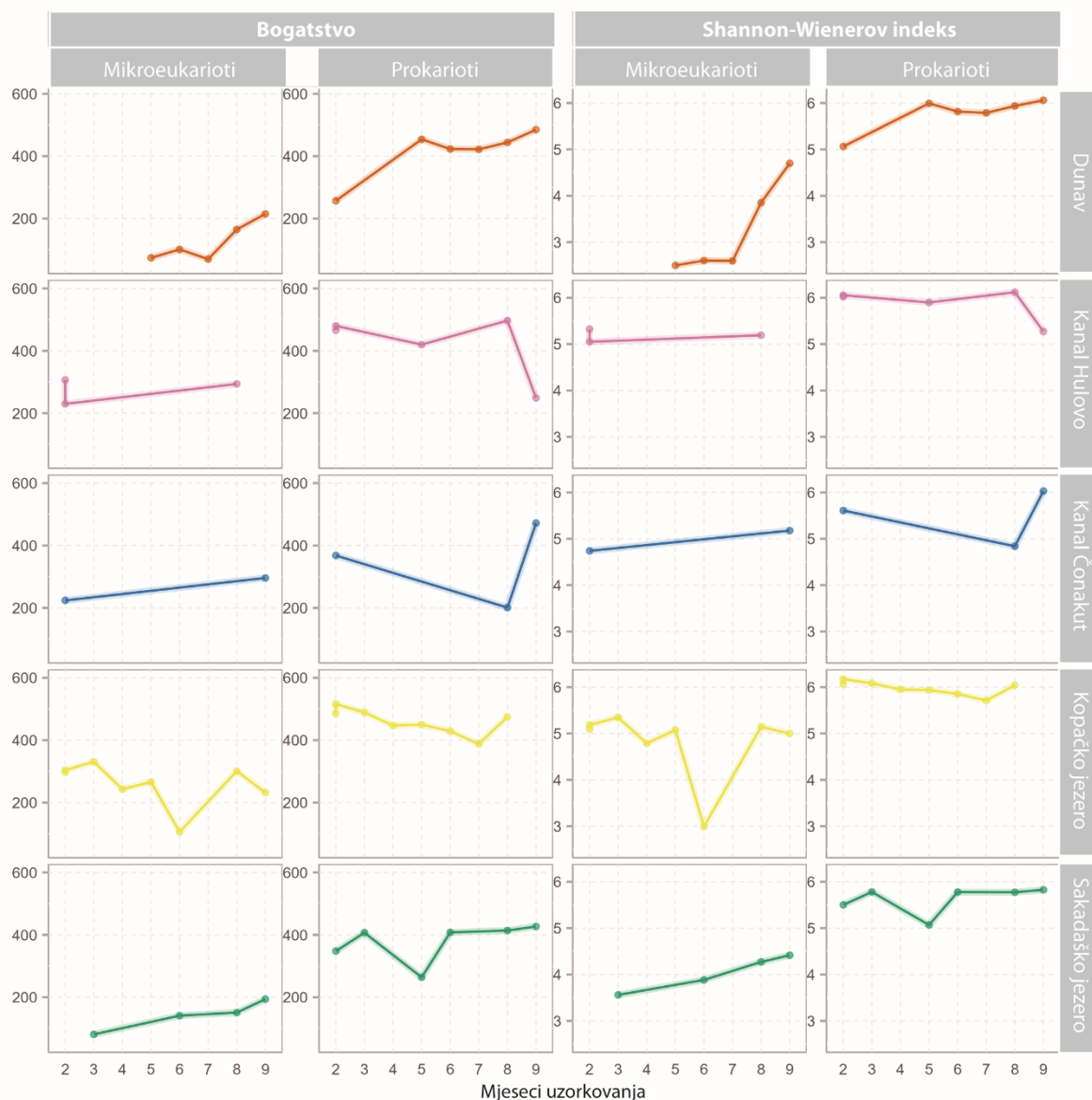
4.3.2. Raznolikost prokariota i mikroekariota u sedimentu utvrđena primjenom molekularnih analiza

Ukupna uspješnost obrade uzoraka sedimenta iznosila je 70 % za prokariote (443.372 očitavanja) i 55 % za mikroekariote (101.790 očitavanja), dok su obje mikrobne zajednice iz vode generirale približno po već spomenutih milijun očitavanja. Konačni skupovi podataka sadržavali su 2.078 i 8.403 ASV-eva za prokariote odnosno mikroekariote u sedimentu. Manja uspješnost obrade uzoraka sedimenata može biti povezana s vodostajem Dunava i otežanim uzorkovanjem, niskim prinosima prilikom izolacije DNA i sekvenciranja. Primjerice, iz kanala Čonakut dobivena su samo dva uzorka za mikroekariote i tri uzorka za prokariote iz sedimenta.

Alfa raznolikost promatrana kroz broj ASV-eva i Shannon-Wiener-ov indeks raznolikosti se mijenjala tijekom istraživanja na svim postajama ali je bila veća u prokariotskim nego u mikroekariotskim zajednicama (Slika 40). Prokariotske zajednice nisu pokazale statistički značajne prostorne ni sezonske razlike u broju svojti ($p > 0,05$). Na svim postajama, osim u kanalu Čonakut u kolovozu, broj utvrđenih ASV-eva je bio veći od 201. Najveći broj ASV-eva (497) zabilježen je u Hulovskom kanalu u kolovozu, dok je u rujnu broj svojti u Hulovskom kanalu opao i iznosio 249, a na ostalim postajama bio 485 u Dunavu, 472 u kanalu Čonakut i 427 u Sakadaškom jezeru. Nasuprot tome, broj ASV-eva mikroekariota se statistički razlikovao između postaja ($p = 0,018$). U Dunavu je u razdoblju od svibnja do srpnja zabilježen mali broj ASV-eva (70-101) koji se u kolovozu počeo povećavati, a najveći broj ASV-eva zabilježen je na kraju istraživanja u rujnu (215). U Kopačkom jezeru je broj ASV-eva varirao između 106 i 331, s najmanjom vrijednosti zabilježenom u lipnju. U odnosu na Kopačko jezero, broj ASV-eva u Sakadaškom jezeru je bio manji i kretao se od 81 do 194, s najvišom vrijednosti zabilježenom u rujnu.

Shannon-Wiener-ov indeks raznolikosti se kao i broj ASV-eva mijenjao tijekom istraživanja na svim postajama (Slika 40). Prokariotske zajednice nisu pokazale statistički značajne prostorne ni sezonske razlike u Shannon-Wiener-ovom indeksu raznolikosti ($p > 0,05$). Na svim postajama vrijednost indeksa je bila veća od 5, a najveća vrijednost (6,12) zabilježena je u Hulovskom kanalu u kolovozu. Vrijednosti indeksa najmanje su se mijenjale u Sakadaškom jezeru gdje su tijekom istraživanja varirale od 5,07 do 5,83. Mikroekarioti su pokazali statistički značajne prostorne razlike u Shannon-Wiener-ovom indeksu raznolikosti ($p = 0,013$). Za razliku od prokariota vrijednosti indeksa veće od 5 zabilježene su u kanalima i Kopačkom jezeru u kojem je najmanja

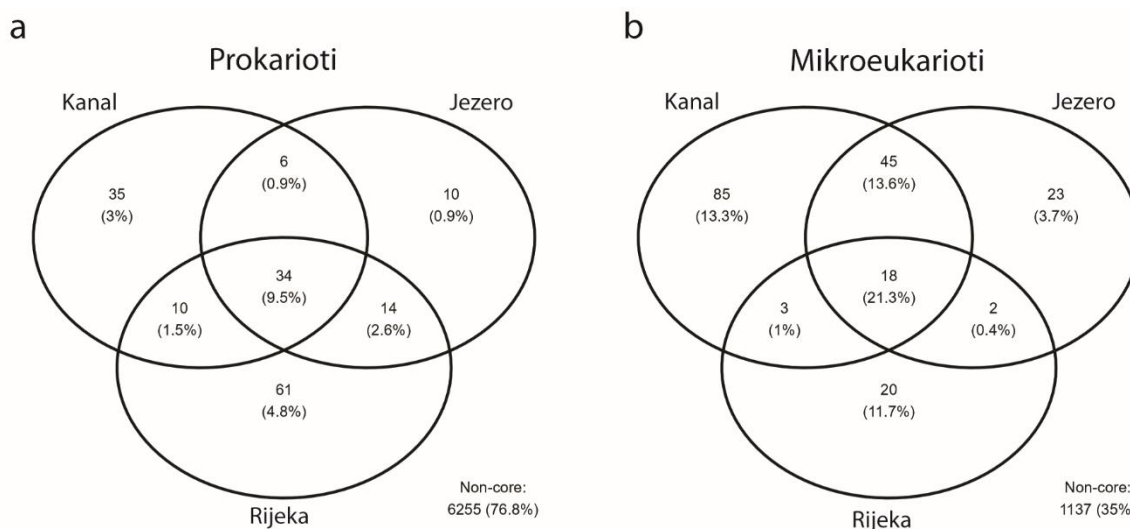
vrijednost indeksa bila u lipnju. U Sakadaškom jezeru vrijednosti indeksa su se mijenjale od 3,56 do 4,41, a u Dunavu od 2,50 do 4,70.



Slika 40. Alfa raznolikost (broj različitih ASV-eva i Shannon-Wienerov indeks raznolikosti) prokariotskih i mikroekariotskih zajednica u sedimentu tijekom istraživnog razdoblja 2021.

Slično zajednicama u vodi, prokariotske zajednice u sedimentu Dunava imale su najveći udio jedinstvenih “core” ASV-eva (4,8 %), dok su mikroekarioti u sedimentu kanala pokazali najveći udio jedinstvenih ASV-eva (13,3 %) (Slika 41a). Usporedbom triju ekosustava kod

mikroeuکاریota, najveći broj dijeljenih “core” ASV-eva (13,6 %) zabilježen je između jezera i kanala (Slika 41b).



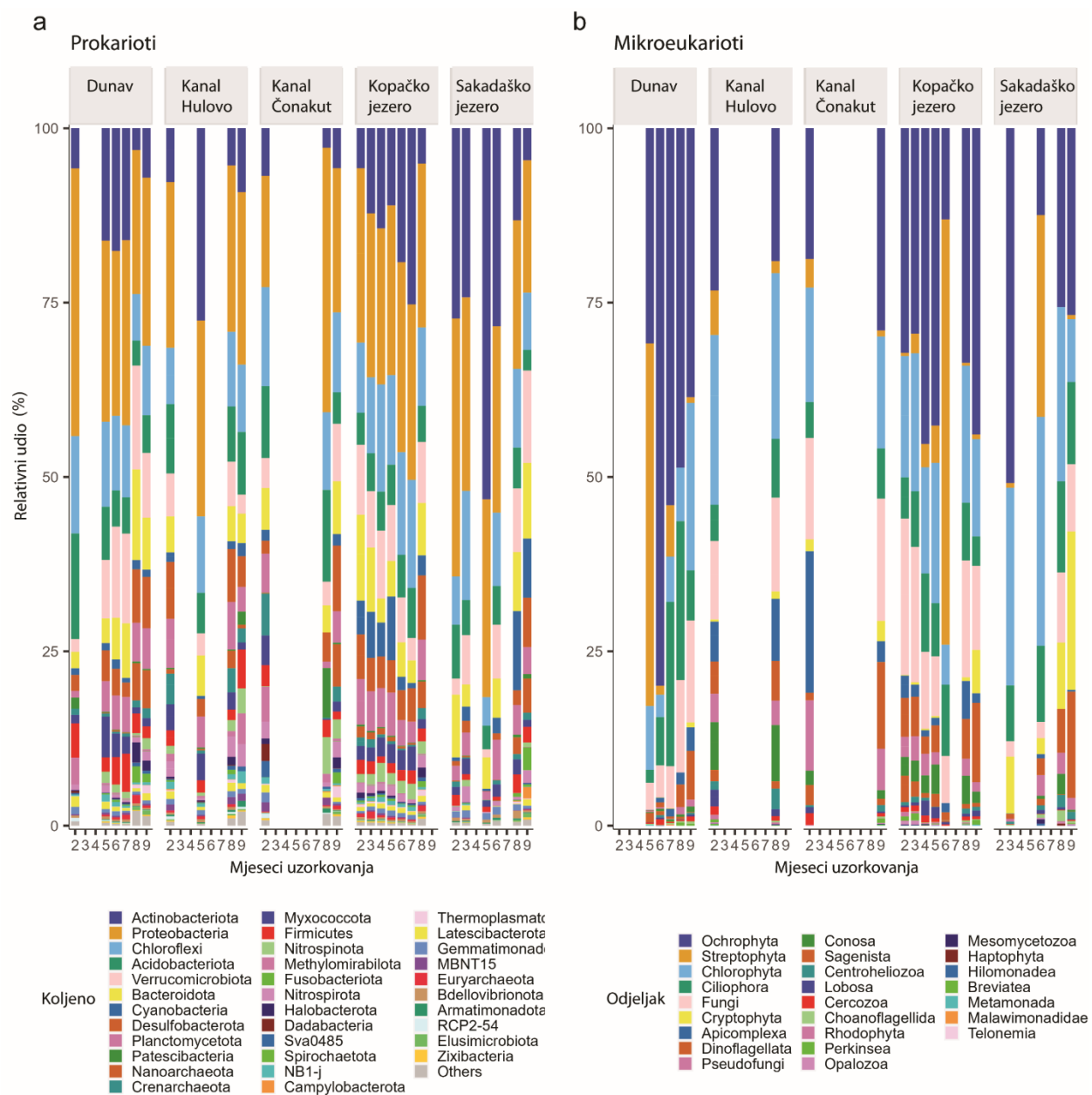
Slika 41. Venn-ovi dijagrami koji prikazuju raspodjelu jedinstvenih i dijeljenih ASV-eva u a) prokariotskim i b) mikroeuکاریotskim zajednicama u sedimentu svih istraživanih ekosustava (rijeka, jezera i kanali).

Prokariotske zajednice u sedimentu su, s više od 30 zabilježenih koljena, bile raznolikije od zajednica vodi (Slika 42a). Najzastupljeniji ASV-evi pripadali su koljenima Actinobacteriota, Proteobacteria, Chloroflexi, Verrucomicrobiota, Acidobacteriota i Bacteroidota, a pronađeni su na svim istraživanim postajama tijekom cijelog razdoblja istraživanja.

Zastupljenost Actinobacteriota varirala je od 2,79 do 53,21 %, a najzastupljenije su bile u Sakadaškom jezeru u svibnju. Proteobacteria su imale visok relativni udio u prokariotskim zajednicama tijekom istraživanja koji je varirao između 15,95 i 38,39 %. Najveći relativni udio imale su u Dunavu (38.39 %) u veljači tijekom poplavnog razdoblja. Koljeno Chloroflexi je upotpunjavalo zajednice na svim istraživanim postajama ali s manjim udjelom (4,11-15,63 %) od prethodno dva navedena koljena. Zastupljenost Verrucomicrobiota varirala je između 1,15 i 14,89 %, s najvećim relativnim udjelom u Dunavu u kolovozu. Koljeno Acidobacteriota pridonosilo je zajednici s udjelom od 2,96 do 15,14%. Najzastupljenije je bilo u Dunavu u veljači, dok je najmanji relativni udio zabilježen u Sakadaškom jezeru u rujnu. Svoje koljena Cyanobacteria, koje su također zabilježene u zajednicama u vodi, bile su dobro razvijene u jezerima. Njihova zastupljenost

u Kopačkom jezeru je varirala između 0,77 i 9,14 %, a u Skadaškom jezeru između 0,30 i 11,37 %. Najzastupljenije u Kopačkom jezeru su bile u svibnju, a u Sakadaškom u kolovozu.

Mikroeuariotske zajednice u sedimentu također su bile izrazito raznolike, s ukupno 25 identificiranih odjeljaka (Slika 42b). Streptophyta (0,00-60,76 %), Ciliophora (1,83-23,39 %) i Fungi (2,17-22,66 %) su bili vrlo dobro zastupljeni tijekom cijelog istraživanja na svim postajama. Od predstavnika algi, najzastupljenija koljena su bila Ochrophyta, Chlorophyta, Cryptophyta i Dinoflagellata. Zastupljenost predstavnika odjeljka Ochrophyta varirao je između 12,37 i 79,52 %, a najveću relativnu zastupljenost imali su u Dunavu (30,81 – 79,52 %). Odjeljak Chlorophyta je posebno pridonosio zajednicama u vodenim tijelima poplavnog područja u kojima je relativni udio varirao od 17,32 do 23,47 % u Hulovskom kanalu, između 15,68 i 16,34 % u kanalu Čonakut, od 5,69 do 19,48 % u Kopačkom jezeru i od 8,84 do 32,67 % u Sakadaškom jezeru. Skupina Cryptophyta je bila prisutna na svim postajama, ali najzastupljenija je bila u Sakadaškom jezeru s relativnim udjelom koji je varirao između 2,29 i 22,34 %. Predstavnici skupine Dinoflagellata su bile stalno prisutne tijekom cijelog istraživanja, ali s relativno malim udjelom (<15 %). Najveći relativni udio imale su na svim postajama na kraju istraživanja, a najzastupljenije (14,98 %) su bile u Sakadaškom jezeru u rujnu.

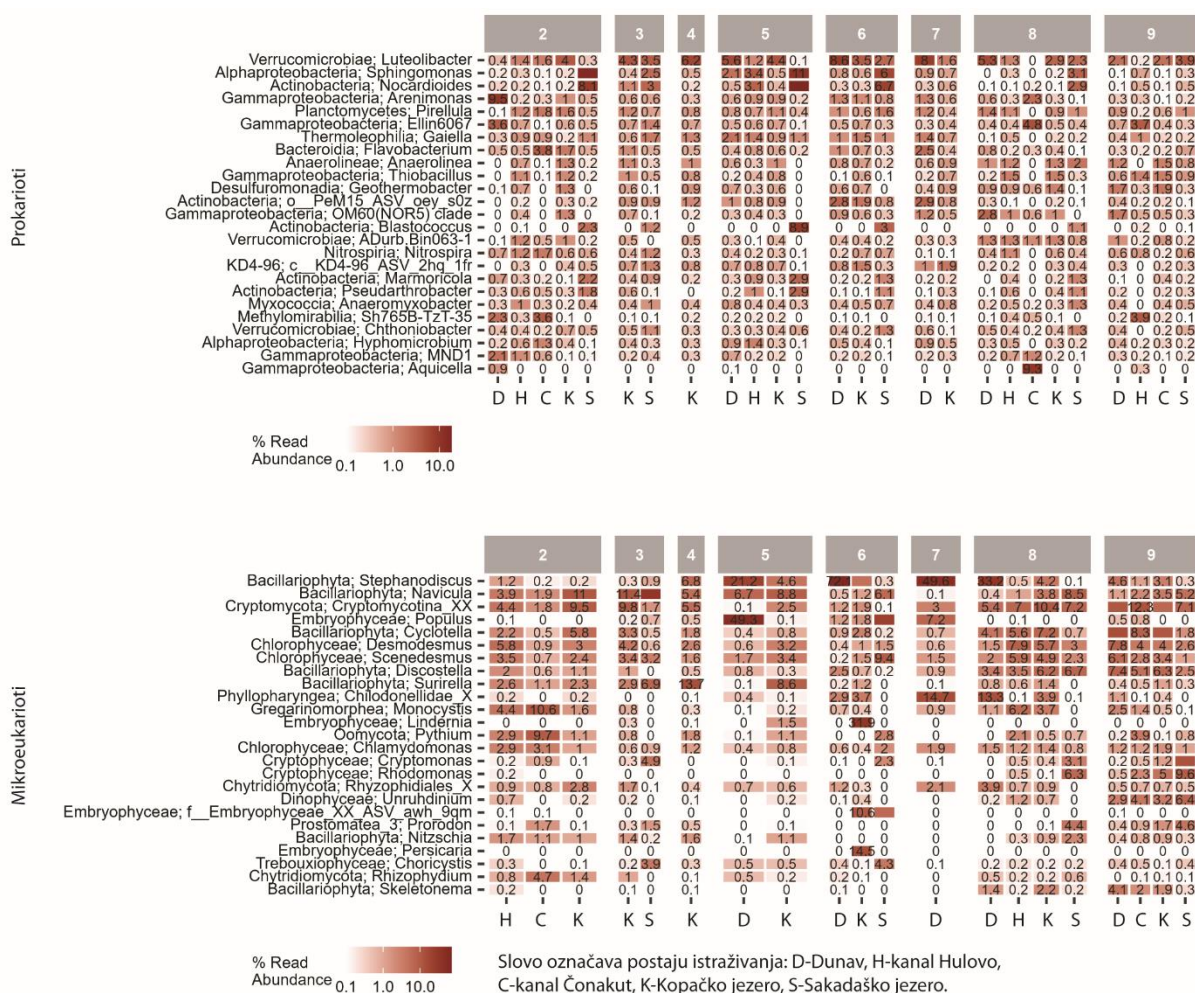


Slika 42. Relativni udio a) prokariota i b) mikroeukariota u fitobentosu, na postajama istraživanja tijekom 2021. godine.

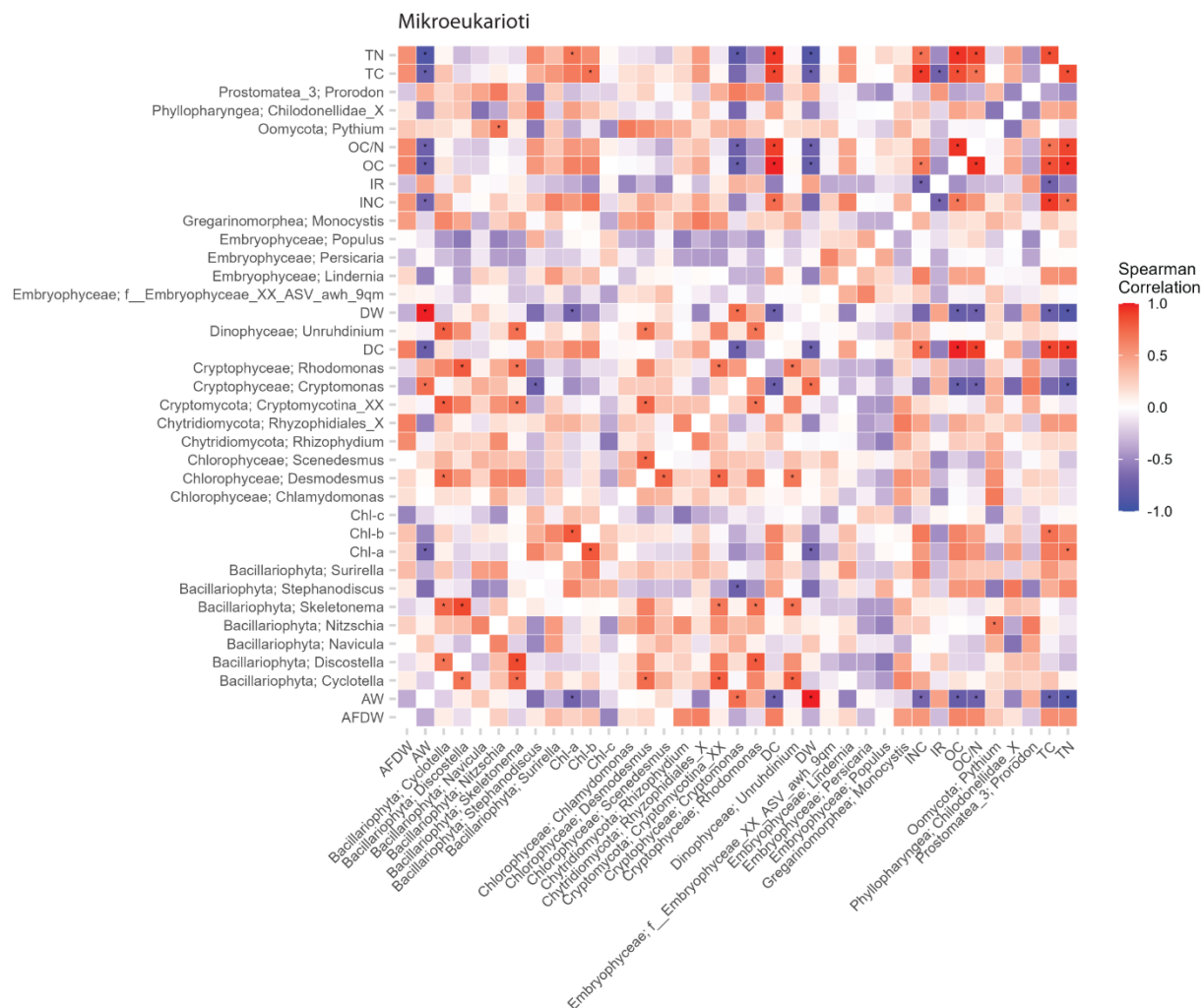
Najzastupljenijih predstavnici prokariota i mikroeukariota u fitobentosu su se mijenjali tijekom istraživanja na svim postajama (Slika 43). Zajednici prokariota u Dunavu u veljači je posebno pridonio rod *Arenimonas* (Proteobacteria) s relativnom brojnošću od 9,5 %, dok je rod *Luteolibacter* (Verrucomicrobiota) bio najzastupljeniji od svibnja do kolovoza (5,3 – 8,6 %) i pokazao je statistički značajnu pozitivnu korelaciju s TN (Slika 44). Isti rod je s relativnom

brojnošću od 6,2 %, pridonosio zajednici u Kopačkom jezeru u travnju. Prokariotske zajednice u jezeru Sakadaš karakterizirala je velika zastupljenost rodova *Sphingomonas* (0,3 – 11 %), *Nocardioides* (0,5 – 8,1 %) i *Blastococcus* (0,1 – 8,9 %) s većim vrijednostima zabilježenim u razdobljima plavljenja. Rod *Blastococcus* je pokazao statistički negativnu korelaciju s AFDW, TC, TN, OC/N, a statistički pozitivnu s DW i AW (Slika 44). U kanalu Čonakut, najveću relativnu brojnost postigao je rod *Aquicella* (Gammaproteobacteria) u kolovozu, a iznosila je 9,3 %.

Kao i u vodi, mikroeuکاریotske zajednice u sedimentima su bile karakterizirane visokom zastupljenošću roda *Stephanodiscus* posebice u Dunavu (4,6 – 72,1 %). Rod *Navicula* je upotpunjavao zajednice uglavnom s udjelom < 10 %, osim u Kopačkom jezeru u kojem mu je relativna brojnost iznosila 11 % u veljači, odnosno 11,4 % u ožujku. U veljači je također utvrđena i veća relativna brojnost roda *Cyclotella* od 5,8 % koja se u kolovozu povećala na 7,2 %. Ovaj je rod u kolovozu dominirao i u Hulovskom kanalu (5,6 %) dok je najveći relativni udio u zajednici imao u kanalu Čonakut u rujnu (8,3 %). *Discostella* je karakterizirala zajednice pred kraj istraživanja. Zabilježena je u Kopačkom jezeru s udjelom od 6,2 % u kolovozu i 6,3 % u rujnu. U kanalu Čonakut zajednici je pridonosila s 5,1 % u rujnu, a sa 6,7 % u kolovozu u Sakadaškom jezeru. Rod *Surirella* prevladavao je u jezerima i to u prvom dijelu istraživanja, a najveći relativni udio od 13,7 % imao je u Kopačkom jezeru u travnju. Rodovi *Desmodesmus* i *Scenedesmus* (Chlorophyta) bili su prisutni na svim postajama, s većom zastupljenošću zabilježenom u drugoj polovici istraživanja. Najveći relativni udio (7,9 %) roda *Desmodesmus* zabilježen je u kolovozu u Hulovskom kanalu, a roda *Scenedesmus* (9,4 %) u lipnju u Sakadaškom jezeru. Od predstavnika Cryptophyta, rodovi *Cryptomonas* i *Rhodomonas* su dominirali u jezerima s utvrđenim najvećim vrijednostima na kraju istraživaniog razdoblja. Rod *Cryptomonas* je pokazao statistički značajnu pozitivnu korelaciju s DW i AW, te statistički značajnu negativnu korelaciju s DC, OC, OC/N i TN (Slika 45).



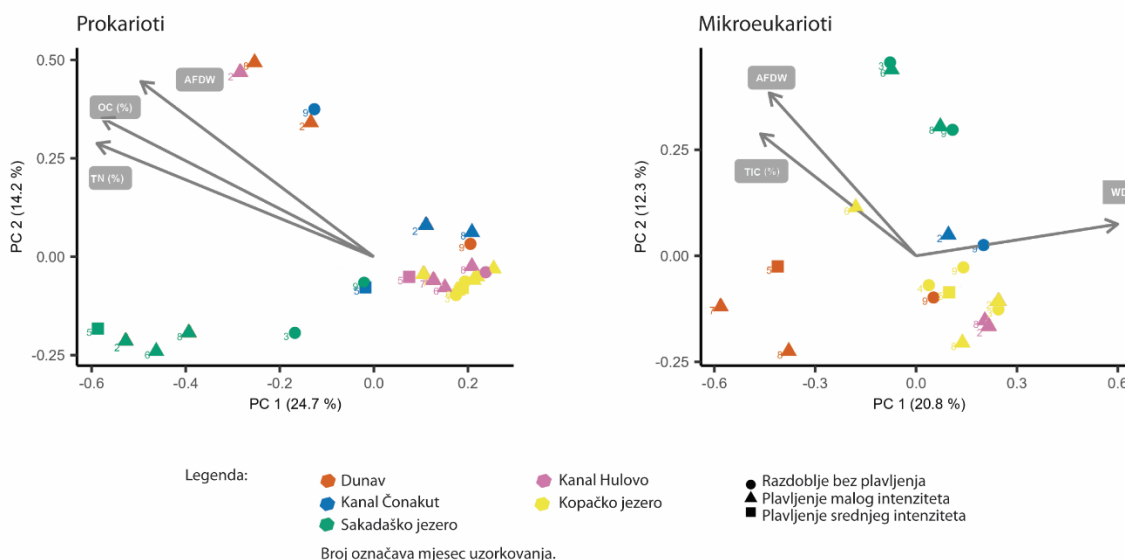
Slika 43. Najzastupljeniji prokarioti i mikroeuکاریoti u fitobentosu na postajama istraživanja tijekom 2021. godine.



Slika 45. Spearmanov koeficijent korelacije između okolišnih čimbenika i dominantnih mikroekariota u fitobentosu. Zvezdica (*) označava statistički značajnu p-vrijednost $\leq 0,001$ i R^2 vrijednost veću od 0,5.

4.3.2.1. Utjecaj okolišnih čimbenika na prokariote i mikroeuکاریote u sedimentu

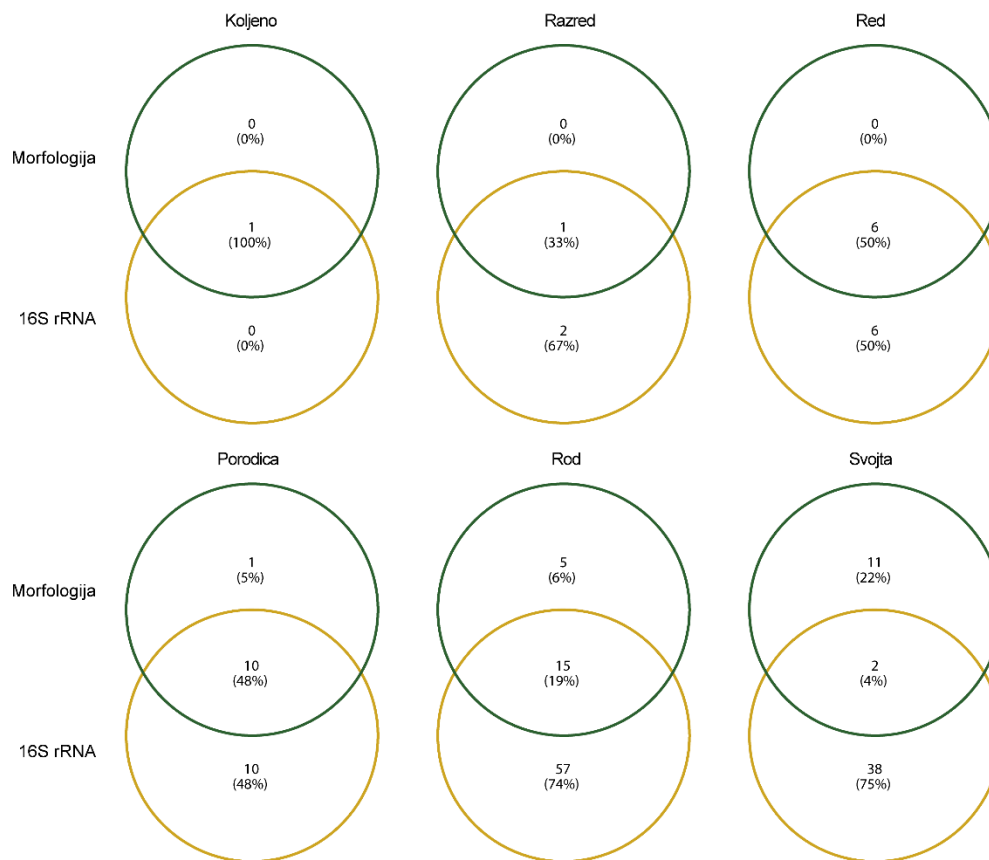
Analiza glavnih koordinata (Slika 46) pokazala je da su na prokariote i mikroeuکاریote u fitobentosu na istraživanim postajama utjecale promjene okolišnih čimbenika, ali u manjoj mjeri nego što je to utvrđeno u fitoplanktonu. Sadržaj AFDW je bio značajan čimbenik za prokariotske zajednice u Dunavu i Hulovskom kanalu na samom početku istraživanja (veljača) te za Dunav i kanal Čonakut na kraju istraživanja. Za mikroeuکاریotske zajednice posebno je bila važna dubina vode i to za zajednice u kanalima i Kopačkom jezeru. Udio TIC utjecao je na zajednice u Kopačkom jezeru u lipnju, dok je sadržaj AFDW imao utjecaj na zajednice u Sakadaškom jezeru i to posebno u drugom dijelu istraživanja.



Slika 46. Analiza glavnih koordinata (eng. „Principal coordinate analysis“ – PCoA) prokariotskih i mikroeuکاریotskih zajednica u fitobentosu temeljena na Bray-Curtis matrici udaljenosti. Strelice predstavljaju okolišne parametre koji su značajno povezani s odgovarajućom mikrobnom zajednicom.

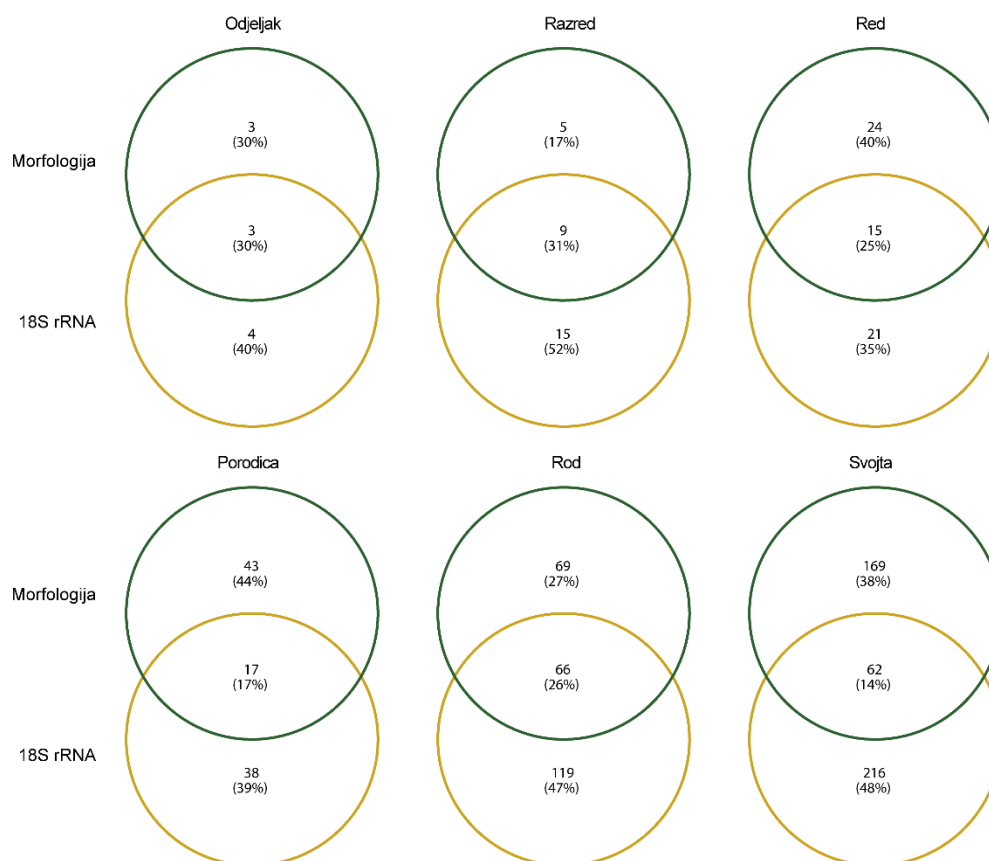
4.3.3. Usporedba rezultata dobivenih morfološkom i molekularnom identifikacijom cijanobakterija i alga u sedimentu

Primjena molekularnih analiza (16S i 18S rRNA) u svrhu određivanja kvalitativnog sastava cijanobakterija i alga u fitobentosu pokazala je veću raznolikost u odnosu na rezultate dobivene morfološkom determinacijom svojti (Slike 47, 48). Razlike u raznolikosti posebno su bile vidljive u usporedbi utvrđenih cijanobakterija. Na razini reda utvrđena je sličnost od 50 % (6 taksona od ukupno 12), uključujući Cyanobacteriales, Synechococcales, Leptolyngbyales, Pseudanabaenales, dok je na razini svojte utvrđena sličnost od samo 4 % (2 taksona od ukupno 51) (Slika 47). Svojte utvrđene i morfološkom identifikacijom i molekularnom analizom bile su *Merismopedia glauca* i *Pseudanabaena limnetica*. Prema morfološkoj determinaciji, u fitobentosu je utvrđeno pet rodova (6 %) odnosno 11 svojti (što čini 22 % ukupno determiniranih) cijanobakterija. Dominantne cijanobakterije u fitobentosu bile su *Aphanocapsa delicatissima*, *Oscillatoria tenuis*, *Oscillatoria limosa*, *Leptolyngbya* sp1., *Leptolyngbya* sp2., *Merismopedia glauca*, *Pseudanabaena catenata*, *Phormidium granulatum* te *Snowella lacustris* (Slika 37). Morfološkom identifikacijom potvrđena je prisutnost ukupno 5 rodova (6 %) uključujući predstavnike rodova *Chroococcus*, *Leptolyngbya* i *Spirulina*, te jedne porodice – Paraspirulinaceae (5 %). Međutim, analizom 16S rRNA markera, najzastupljenije su bile cijanobakterije iz redova Cyanobacteriales, Synechococcales, Leptolyngbyales, Phormidesmiales i Pseudanabaenales.



Slika 47. Venn-ovi dijagrami koji prikazuju usporedbu cijanobakterija (16s rRNA) u sedimentu determiniranih na razini koljena, razreda, reda, porodice, roda i svojte, dobivenih morfološkom identifikacijom (zelene kružnice) i molekularnim pristupom (žute kružnice)

Razlike su utvrđene i u kvalitativnom sastavu alga određenom morfološkom identifikacijom svojti odnosno molekularnom analizom (18S rRNA) (Slika 48). Primjenom oba pristupa na razini odjeljka utvrđeno je 30 % zajedničkih taksona (Chlorophyta, Bacillariophyceae/ Bacillariophyta). Na razini porodice 17 % taksona je bilo zajedničko, odnosno na razini roda 26 %, uključujući rodove poput *Stephanodiscus*, *Rhodomonas*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Desmodesmus*, *Scenedesmus*, *Surirella* i dr. Taksoni koji su determinirani isključivo morfološkim pristupom obuhvaćaju rodove *Euglena*, *Crucigenia* i *Trachelomonas*. Najmanji broj zajedničkih taksona (14 %) utvrđen je na razini svojte. Molekularna analiza je pokazala veliku raznolikost alga u fitobentosu poplavnog područja. Na razini roda samo molekularnom analizom zabilježeno je 47 % taksona odnosno 48 % taksona na razini svojte, što ukazuje da morfološkom identifikacijom nije obuhvaćen veći broj taksona poput rodova *Unruhadinium*, *Chrysosaccus* i *Ochromonas*.



Slika 48. Venn-ovi dijagrami koji prikazuju usporedbu alga u sedimentu determiniranih na razini odjeljka, razreda, reda, porodice, roda i svojte, dobivenih morfološkom identifikacijom (zelene kružnice) i molekularnim pristupom (žute kružnice)

5. RASPRAVA

5. RASPRAVA

5.1. Okolišni uvjeti

Tijekom istraživanja fitoplanktona te alga i cijanobakterija u bentonskim zajednicama Kopačkog rita, izmjenjivala su se razdoblja hidrološke izolacije poplavnog područja od matične rijeke s plavljenjima malog i srednjeg intenziteta. Ovisno o promjenama vodostaja Dunava, mijenjala su se i fizikalno-kemijska svojstva vode na istraživanim postajama. Plavljenje je utjecalo na povećanje dubine vode istraživanih postaja, a s obzirom da su dunavske vode bogate suspendiranim tvarima (Kiss i sur., 2000) koje se unose u poplavno područje, na što ukazuje i povećanje sadržaja TSS-a te organskih i anorganskih tvari u vodi, prozirnost vode je tijekom istraživanja bila mala. U hidrološki odvojenim postajama razvijaju se specifični fizikalno-kemijski uvjeti u vodi dok su tijekom razdoblja plavljenja okolišni čimbenici u vodenim tijelima poplavnog područja određeni svojstvima matične rijeke (Weigelhofer i sur., 2011) i ujednačavaju se duž poplavnog područja posebno tijekom poplava većeg intenziteta (Mihaljević i sur., 2015b). Iako tijekom istraživanja nisu zabilježene poplave velikog intenziteta, prema nMDS analizi postaje u neposrednoj blizini matične rijeke su bile osjetljivije na dinamiku plavljenja te je utvrđena veća sličnost između rijeke i kanala s kojima je direktno povezana, dok su jezera pokazala veće specifičnosti.

Dunav nosi velike količine sedimenta i hranjivih tvari (Lehotský i sur., 2010; Kovacs i Zavadsky, 2021), koje se tijekom visokih vodostaja unose u poplavno područje. Posebno sadrži visoke koncentracije nitrata (Halder i sur., 2022), koje su zabilježene i tijekom istraživanog razdoblja. Međutim, njihova se koncentracija smanjivala unutar poplavnog područja, što je u skladu s rezultatima prethodnih istraživanja (Mihaljević i sur., 2015b). Suprotno tome, koncentracije amonijaka bile su najviše u Sakadaškom jezeru dok su najniže zabilježene u matičnoj rijeci. Visoke koncentracije na istraživanoj postaji najudaljenijoj od matične rijeke vjerojatno su rezultat unosa amonijaka, otpuštanja amonijaka iz sedimenta (Beutel, 2006) te unosa i razgradnje organske tvari, makrofitske vegetacije i otpalog lišća (Reckendorfer i sur., 2013). Na intenzivne procese razgradnje ukazuju i istovremeno zabilježene niske koncentracije kisika u vodi (Balaban i Constatinescu, 2007). Dunav nosi i visok sadržaj fosfora (Mănoiu i Crăciun, 2021) ali viši sadržaji ukupnog fosfora zabilježeni u vrijeme hidrološke izolacije odnosno nižeg vodostaja ukazuju da poplavne vode nisu glavni izvor fosfora u istraživanom poplavnom području. Obogaćivanje vode hranjivim tvarima u ovakvim uvjetima može biti rezultat procesa koji se odvijaju unutar pojedinih

vodenih tijela uslijed razgradnje akumulirane organske tvari (Keckeis i sur., 2003; Pithart i sur., 2007) ili biogeokemijskih procesa koji potiču remobilizaciju fosfora iz sedimenta (Schönbrunner i sur., 2012). Niži sadržaj fosfora u uvjetima nižih vodostaja zabilježen je i prethodnim istraživanjima u poplavnom području Kopačkog rita (Mihaljević i sur., 2009).

Istraživana vodena tijela su se razlikovala s obzirom na granulometrijski i kemijski sastav sedimenta što je vjerojatno rezultat niske hidrološke povezanosti ili izolacije (Jurkiewicz-Karnkowska i Biardzka, 2011). Poplavno područje Kopačkog rita se geološki sastoji od riječnog pijeska, siltova, gline, odnosno mulja (Magaš, 1978a i Magaš, 1978b). U Dunavu je prevladavao silt odnosno pjeskoviti silt, slično kao i u kanalima, dok je sediment u Sakadaškom jezeru karakteriziran visokim udjelom pijeska (>90 %). Općenito se granulometrijski sastav sedimenta Dunava mijenja ovisno o geomorfološkim i hidrodinamičkim uvjetima te o veličini čestica koje se iz različitih izvora unose u vodeni sustav (Oprenau i sur., 2007). Iako se u poplavnim područjima veličina čestica sedimenta uglavnom smanjuje s udaljenošću od glavnog riječnog kanala, povezanost čestica, intenzitet poplava, konfiguracija kanala, te širina, topografija i neravnine unutar poplavnog područja također utječu na granulometriju sedimenta (Hohensinner i sur., 2022; Nicholas i Walling, 1996, 1997). Stoga nije iznenađujuće da je na postaji najudaljenijoj od matične rijeke prevladao sediment većih dimenzija čestica, kako je utvrđeno i u drugim poplavnim područjima (Lecce i Pavlowsky, 2004). Za razliku od Sakadaškog jezera, u Kopačkom jezeru je prevladao pjeskoviti silt odnosno siltozni pijesak. Taloženje čestica u ovom plitkom sustavu je posebno izraženo (Pavičić i sur., 2022), a očituje se i zadržavanju visokih koncentracija dušika i ugljika u sedimentu tijekom istraživanja. Unos dunavskih voda koje nose velike količine sedimenta i usporavanje njihove brzine toka unutar poplavnog područja, omogućuju kontinuirano taloženje sedimenta i hranjivih tvari (Benčina i sur., 2010), što uz dugotrajne suše i širenje vegetacije može dovesti do smanjenja vodenih površina (Dragičević i sur., 2012; Tadić i sur., 2014). Međutim, visoke koncentracije dušika i ugljika u sedimentu ove postaje mogu biti povezane s prisutnošću ostataka vodenih makrofita, drvenastih dijelova biljaka te otpalog lišća čija se razgradnja odvija relativno sporo (Jurkiewicz-Karnkowska i Biardzka, 2011).

5.2. Promjene raznolikosti i brojnosti planktonskih mikrobnih zajednica utvrđenih na temelju morfološke identifikacije vrsta i analize eDNA

Primjenom morfološke identifikacije vrsta praćene su promjene raznolikosti i brojnosti alga i cijanobakterija u fitoplanktonu i sedimentu Dunava i poplavnog područja Kopačkog rita.

Promjene raznolikosti i brojnosti fitoplanktona na svim istraživanim postajama bile su usko povezane s promjenama okolišnih čimbenika uzrokovanih dinamikom plavljenja. Fitoplankton Dunava je bio slabije razvijen u odnosu na zajednice u poplavnom području na što ukazuju uglavnom niske koncentracije Chl-a, najmanji broj zabilježenih svojti, te najmanja brojnost. Dijatomeje su bile najznačajnija skupina alga u riječnom planktonu što je i očekivano s obzirom na rezultate dosadašnjih istraživanja. Dobra prilagođenost različitim ekološkim uvjetima poput promjena u dostupnoj količini svjetlosti, koncentraciji hranjivih tvari i električne provodljivosti (Lobo i sur., 2016) omogućuju dijatomejama uspješan razvoj u uvjetima intenzivnijeg miješanja vode kakvi karakteriziraju rijeke (Trevisan i sur., 2010). Među utvrđenim vrstama dominantne su bile vrste roda *Stephanodiscus*, te *Skeletonema potamos*, *Stephanocyclus meneghinianus* i *Cyclostephanos dubius*. Vrsta *S. hantzschii* je tipična dunavska fitoplanktonska vrsta (Schmidt, 1994) kojoj pogoduju visoke koncentracije hranjivih tvari (Tolotti i sur., 2010). Općenito se male centrične dijatomeje roda *Stephanodiscus* uspješno prilagođavaju različitim okolišnim uvjetima uključujući vodene ekosustave s većom brzinom protoka vode (Centis i sur., 2010). S obzirom da je Hulovski kanal direktno povezan s matičnom rijekom, *S. hantzschii* je dominirao i u planktonskim zajednicama kanala. Međutim, u ljetnim mjesecima u uvjetima plavljenja u zajednici Dunava je prevladao *S. meneghinianus* također česta i brojna vrsta u rijekama i eutrofnim jezerima te dunavskim zajednicama (Kiss i sur., 2012). Iako je plavljenje dovelo do ujednačavanja staništa te su iste vrste zabilježene duž poplavnog područja ipak se nisu istovremeno mijenjale u svim vodenim tijelima. Ovo potvrđuje relativnu neovisnost ponašanja algi u različitim vodenim sustavima (Trevisan i sur., 2010). Tako je i *Ulnaria acus* bila prisutna na svim istraživanim postajama, ali je najveću brojnost imala u Kopačkom jezeru u svibnju jer joj pogoduju plitke, mutne vode (Padisák i sur., 2009; Shen i sur., 2024) kakve su karakteristične za ovaj jezerski sustav.

Uz dijatomeje, u fitoplanktonu su dominirale različite vrste cijanobakterija. Vrste roda *Dolichospermum* spp. su osjetljive na miješanje stupca vode (Reynolds i sur., 2002; Padisák i sur.,

2009) stoga su veću brojnost postizale tijekom hidrološki stabilnijih uvjeta u srpnju. Cijanobakterijama roda *Woronichinia* pogoduju sporo tekuće vode. Kolonije su im obavijene hidratiziranom sluzi koja im omogućuje slobodno plutanje u stupcu vode, ali i uspješno prihvaćanje za podloge zbog čega se dobro razvijaju u bentosu, obraštajnim zajednicama, te metafitonu (Nowicka-Krawczyk i Żelazna-Wieczorek, 2017). Općenito im pogoduju sustavi s nižom koncentracijom hranjivih tvari, ali *W. compacta*, koja je tijekom istraživanja bila najbrojnija u kanalu Čonakut, se može dobro razvijati u različitim trofičkim uvjetima (Pliński i Komárek, 2007.). Zajednicama je dominirala i *P. catenata*, primarno bentoska ili obraštajna cijanobakterija prilagođena različitim tipovima vodenih sustava (Werner i sur., 2018). Posebno joj pogoduju oni karakterizirani učestalim miješanjem vodenog stupca i zamućeni zbog prisutnosti visokog sadržaja anorganskih tvari (Padisák i sur., 2009) kao što je bilo u kanalu Čonakut. Planktonska cijanobakterija *R. smithii* koja je dominirala u Sakadaškom jezeru češće karakterizira čišće sustave s manjim sadržajem hranjivih tvari, ali je zabilježena i u ribnjacima u uvjetima manje dubine vode (Skácelová i Zapomilová, 2010) te sustavima bogatim hranjivim tvarima (Hao i sur., 2024) što inače karakterizira istraživano jezero. Općenito cijanobakterijama kao i zelenim algama pogoduju povišene temperature te eutrofni sustavi (Reynolds, 2006) stoga je njihova povećana brojnost u ljetnim mjesecima očekivana i u skladu s prethodnim istraživanjima (Mihaljević i Stević, 2011).

Fitoplankton duž poplavnog područja upotpunjavali su i mali kriptofiti (*Plagioselmis nanoplanctica*, *Cryptomonas* spp.), koji se općenito odlikuju visokim afinitetom prema hranjivim tvarima, velikom tolerancijom na dostupnost male količine svjetlosti što je karakteristično za mutne vode (Reynolds, 2006) te tolerancijom na različite disturbancije (Reynolds, 1988). Dominantnost vrsta *Cryptomonas* spp. je povezana s porastom temperature vode u proljeće što je potvrđeno i drugim istraživanjima (Tolotti i sur., 2010) dok *Plagioselmis nanoplanctica* može biti dobro zastupljena u fitoplanktonu istraživanog poplavnog područja tijekom cijele godine (Mihaljević i sur., 2024).

Chrysophyceae *Synura uvella* i *Dinobryon divergens* su upotpunjavali zajednice u proljeće i jesen što je također u skladu s prethodnim istraživanjima (Mihaljević i sur., 2024). Vrsti *S. uvella* posebno pogoduju vode bogate organskim tvarima (Padisák i sur., 2009) što je također karakteristično za istraživano poplavno područje. Uz njih, posebno početkom istraživanja,

dominantan je bio i *Chrysococcus rufescens* koji se obično razvija u zimskim uvjetima (Stević, 2011).

Istovremeno s istraživanjima temeljenim na morfološkoj identifikaciji, na odabranim postajama su provedena i istraživanja planktonskih prokariotskih i mikroeuکاریotskih zajednica primjenom molekularnih analiza. Raznolikost organizama u stupcu vode je bila veća nego što je utvrđeno morfološkom identifikacijom vrsta koja je obuhvatila samo cijanobakterije i alge, a što se ogleda u većem broju ASV-eva/svojt te višim vrijednostima Shannon-Wienerovog indeksa raznolikosti (Slike 13, 20). Veća raznolikost utvrđena molekularnim analizama zabilježena je i u istraživanjima drugih vodenih ekosustava (Huo i sur., 2020; Nicolosi Gelis i sur., 2024). Općenito, molekularne metode temeljene na metabarkodiranju eDNA omogućuju detekciju šireg spektra taksona nego što je moguće morfološkom identifikacijom, a što značajno pridonosi utvrđivanju bioraznolikosti određenog područja (Nicolosi Gelis i sur., 2024). Kako je utvrđeno statističkim analizama, na svim su postajama PA prokariotske i mikroeuکاریotske zajednice bile raznolikije u odnosu na FL zajednice (Slika 20), što je i očekivano jer čestice pružaju raznolike niše za mikroorganizme i predstavljaju stabilne izvore hranjivih tvari (Urvoy i sur., 2022). Zbog toga se u lotičkim sustavima, poput rijeka i kanala, koji transportiraju sediment i različite suspendirane tvari, formira veća mikrobna raznolikost u usporedbi sa stabilnijim sustavima kao što su jezera (Tang i sur., 2020). U istraživanom poplavnom području je tijekom razdoblja plavljenja zabilježeno povećanje raznolikosti prokariota i mikroeuکاریota (Slika 22), što upućuje na to da poplave potiču promjene u zajednicama a što je omogućeno većom dostupnošću hranjivih i organskih tvari koje potiču mikrobni rast, te otvaranjem novih ekoloških niša i intenzivnijom disperzijom mikroorganizama (Slike 15, 22; Sharples, 1985). U uvjetima nižih vodostaja raznolikost je bila manja što je povezano sa sporijim procesima razgradnje, ograničenim unosom hranjivih tvari te formiranjem zajednica u kojima prevladavaju svoje koje su već razvijene u određenom sustavu (Metz i sur., 2022). Ovakve promjene u raznolikosti vidljive su i u analizama temeljenim na morfološkoj identifikaciji vrsta.

Prethodna mikrobiološka istraživanja u poplavnom području Kopačkog rita ukazala su na ključnu ulogu hidroloških uvjeta u oblikovanju bakterijskih zajednica (Palijan i Fuks, 2006). U prokariotskim zajednicama su u obje frakcije (Slika 22a) najzastupljeniji bili predstavnici koljena Proteobacteria, Bacteroidota, Actinobacteriota, Verrucomicrobiota koja nisu obuhvaćena morfološkom identifikacijom te predstavnici skupine Cyanobacteria. Proteobacteria je vrlo

raznolika skupina koja obuhvaća više od 460 rodova i više od 1600 vrsta, podijeljenih u pet filogenetskih linija (Kerstens i sur., 2006) među kojima su Alphaproteobacteria i Gammaproteobacteria zabilježene i tijekom istraživanja u poplavnom području Kopačkog rita.

Iz koljena Bacteroidota dominantni su bili *Flavobacterium* te *Pseudarcicella*. *Flavobacterium* ima važnu ulogu u razgradnji složenih organskih spojeva i uklanjanja dušika i fosfora iz vode (Zhou i sur., 2020), a dominirao je FL frakcijom na svim postajama poplavnog područja tijekom hladnijih mjeseci (Slika 23), vjerojatno zbog sporijeg mikrobnog ciklusa i povećane prisutnosti organskog detritusa (Fernandez-Gomez i sur., 2013). *Pseudarcicella* je također uključena u procese razgradnje, a njen razvoj može biti usko povezan sa sadržajem fosfora prisutnim u vodi (Wang i sur., 2021). Među predstavnicima koljena Actinobacteria utvrđena je dominantnost *Candidatus Planktophila*, dok je iz koljena Verrucomicrobiota (ranije poznatog kao Verrucomicrobia), čiji predstavnici igraju važnu ulogu u razgradnji organske tvari biljnog podrijetla (Rakitin i sur., 2024), zabilježena dominantnost roda *Luteolibacter*, nedovoljno istraženog u poplavnim ekosustavima (Zhang i sur., 2014). Tijekom istraživanja izmjenjivala se dominantnost predstavnika navedenih skupina što je utvrđeno i u istraživanjima drugih vodenih ekosustava (Stanić i sur., 2025). Pojedina su istraživanja također pokazala da Proteobacteria i Verrucomicrobiota mogu biti istovremeno prisutni u vodenom ekosustavu (Yang i sur., 2024), ali zbog kompeticije za resursima kao što su prostor ili hranjive tvari, jedno koljeno može dominirati u odnosu na drugo (Shen i sur., 2019; Zhao i sur., 2024). Iz skupine Cyanobacteria u obje je frakcije dominirao *Cyanobium* PCC-6307. Ovoj pikoplanktonskoj cijanobakteriji vjerojatno su pogodovale povišene temperature vode i više koncentracije hranjivih tvari (Kramer i sur., 2024). U vodenom sustavu je obično prisutan u obliku slobodnoživuće pojedinačne stanice, koje kao odgovor na pritisak ispaše, mogu formirati kolonije (Huber i sur., 2017). Zbog malih dimenzija ova cijanobakterija do sada nije utvrđena morfološkom identifikacijom.

U mikroeukariotskim zajednicama su identificirani predstavnici ukupno 30 odjeljaka, a posebno su bili zastupljeni oni iz skupina Cryptophyceae, Bacillariophyta, Spirotrichea i Synurophycea (Slika 26). Kao što je utvrđeno morfološkom identifikacijom, u obje frakcije dominirali su predstavnici rodova *Cryptomonas*, *Stephanodiscus*, *Discostella*, *Cyclotella*, *Synura*, *Dinobryon*, *Chrysococcus* i drugih čija je brojnost varirala ovisno o postaji i vremenu uzorkovanja. U ovim zajednicama je zabilježena i skupina Perkinsea, odnosno slatkovodni protisti koji su utvrđeni i u

poplavnom području rijeke Parana, ali njihova raznolikost i uloga još uvijek nisu dovoljno istraženi (Metz i sur., 2022). Zajednicu su upotpunjavali i predstavnici skupine gljive (Fungi). Gljive imaju važnu ulogu u vodenim ekosustavima jer potiču razgradnju organskih tvari (Sridhar i sur., 2001), aktivno sudjeluju u ciklusu hranjivih tvari, posebno dušika i fosfora (Buesing i sur., 2006), biotransformaciji različitih spojeva (Krauss i sur., 2005), ali mogu uzrokovati i bolesti različitih vodenih organizama (Hageskal i sur., 2009). Utvrđeno je da pH, sadržaj organskih tvari i brzina toka značajno utječu na njihov razvoj (Pietryczuk i sur., 2018). Do sada nisu provedena istraživanja ove skupine na vodenim tijelima Kopačkog rita.

5.3. Promjene raznolikosti i brojnosti mikrobnih zajednica u sedimentu utvrđenih na temelju morfološke identifikacije vrsta i analize eDNA

Usporedno s istraživanjem fitoplanktona, na istim lokalitetima na području Kopačkog rita istraživane su i promjene raznolikosti i brojnosti cijanobakterija i alga u sedimentu. Poplavna područja su općenito izložena dotoku voda matične rijeke te unosu suspendiranih tvari i čestica sedimenta različitih dimenzija. Uslijed njihova taloženja mijenja se granulometrijski sastav sedimenta (Di Francesco i sur., 2016), a sustav se obogaćuje organskim ugljikom i hranjivim tvarima kao što je utvrđeno ovim istraživanjem, ali i istraživanjima u drugim područjima (Gordon i sur., 2020; Feng i sur., 2025). Stoga sedimenti pridonose biološkoj raznolikosti određenog vodenog ekosustava (Schiemer, 1999). Prema rezultatima ovog istraživanja na zajednice fitobentosa utjecale su promjene okolišnih čimbenika uzrokovane dinamikom plavljenja. Na fitobentos u Dunavu i s njim usko povezanim Hulovskim kanalom posebno je bio važan utjecaj sadržaja organskih tvari u sedimentu, te koncentracije nitrata i sadržaj ukupnog dušika u stupcu vode. Poznato je da zajednice koje se razvijaju na različitim tipovima podloga hranjive tvari mogu uzimati i iz stupca vode i iz same podloge što uvelike potiče njihov razvoj (Atkins i sur., 2021). Stoga nije iznenađujuće da su koncentracije hranjivih tvari u stupcu vode imale važnu ulogu u razvoju fitobentosa kao što su utjecale i na fitoplankton navedenih vodenih tijela. Međutim, na fitobentos u jezerima posebno je utjecao sadržaj organskih tvari u vodi. Poznato je da su obraštajne zajednice učinkovite u vezanju organskih tvari iz vode (Wu i sur., 2012), koje predstavljaju važan izvor hrane različitim bakterijama (Toet i sur., 2003) i potiču naseljavanje i razvoj obraštaja.

Analizom raznolikosti cijanobakterija i alga u sedimentu na temelju morfološke identifikacije vrsta utvrđena je velika raznolikost, kojoj su među algama pridonosile skupine Heterokontophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Charophyta, Dinoflagellata i Cryptista. Najveća raznolikost je zabilježena u pjeskovitom sedimentu Sakadaškog jezera. Zrnca pijeska su podložna pomicanju uslijed djelovanja vode, ali su različitih dimenzija, a njihova neravna površina prekrivena pukotinama i udubljenjima pruža izrazito heterogena mikrostaništa pogodna za naseljavanje mikroorganizama (Miller i sur., 1987). Stoga se na ovom tipu podloge mogu razviti bogate zajednice što su pokazala istraživanja i u drugim vodenim ekosustavima (Cattaneo i sur., 1997). U sustavima s bržim protokom vode i sedimentima s manjim dimenzijama čestica kao što su Dunav i s njim povezani kanali, raznolikost je bila manja vjerojatno zbog veće nestabilnosti podloge i lakšeg otkidanja odnosno otplavlivanja naseljenih mikroorganizama (Cattaneo i sur., 1997) na što ukazuje i manja brojnost stanica utvrđena istraživanjem kanala i matične rijeke (Slika 35). Kao i u fitoplanktonu, dominantne vrste su se mijenjale tijekom istraživanja i iako su uglavnom zabilježene na svim lokalitetima, dominantnost nisu postizale istovremeno što i u ovim zajednicama ukazuje na relativnu neovisnost ponašanja algi u različitim vodenim sustavima (Trevisan i sur., 2010), ali i na važnost tipa podloge na kojoj se zajednica razvija. Dijatomeje su bile najznačajnija skupina alga i zabilježene su u fitobentosu na svim istraživanim lokalitetima. Pojedine svojite dijatomeja imaju sposobnost kretanja što im omogućuje zauzimanje različitih tipova staništa, pojedine su nepokretne i podložne utjecaju strujanja vode, a uz to imaju sposobnost izlučivanja složenih spojeva kojima se mogu čvrsto prihvaćati za podlogu, što ih čini otpornim na otkidanje. Stoga je bilo očekivano da će se pojedine vrste dijatomeja pojavljivati i u fitoplanktonu i u fitobentosu kao npr. *Stephanodiscus*, *Stephanocyclus* ili *Ulnaria*. U sedimentu su dominirale i vrste *Gyrosigma acuminatum*, *Navicula recens*, *Nitzschia linearis*, *Staurosira construens*, *Surirella librile*, *Aulacosira granulata*, *Melosira varians* i druge vrste koje se razlikuju s obzirom na način prihvaćanja za podloge. Vrste roda *Nitzschia* i *Surirella* su uglavnom pokretne i mogu zauzimati različita staništa, dok se unutar roda *Navicula* razlikuju pokretne vrste te one koje su za podlogu prihvaćene sluzavim sekretom (Passy, 2007). Vrste roda *Fragilaria*, *Gomphonema* i *Melosira* općenito se za podloge prihvaćaju vršnim dijelovima stanica te kraćim ili dužim želatinoznim stapkama, a mogu formirati i duge kolonije koje im omogućuju izdizanje iznad površine podloge te dostupnost veće količine hranjivih tvari (Passy, 2007). Istovremeno su izloženi i osjetljivije na ispašu i otkidanje uslijed djelovanja različitih disturbancija. S obzirom

na sposobnost zauzimanja različitih ekoloških niša, dijatomeje su sastavni dio obraštajnih zajednica na zrcima pijeska (Round, 1965; Garwood i sur., 2015) te mekanim, finim sedimentima (Pouličková i sur. 2014) što je utvrđeno i u drugim istraživanjima u različitim vodenim ekosustavima. Uz dijatomeje, svojite iz skupine Cyanobacteria također su bile dominantne na svim istraživanim postajama (npr. *Aphanocapsa*, *Oscillatoria*), pri čemu su najbrojnije bile u jezerima i to u razdobljima bez plavljenja (Slika 37). Među zabilježenim svojtama, tijekom cijelog razdoblja istraživanja dominirala je nitasta cijanobakterija *Leptolyngbya* sp1. Za predstavnike ovog roda karakteristično je da toleriraju različite ekološke uvjete i uspješno naseljavaju različite tipove podloga, uključujući sediment. Sastavni su dio obraštajnih i bentoskih zajednica u stajaćim i sporo tekućim vodama, gdje mogu sudjelovati u stabilizaciji površinskog sloja sedimenta (Komárek i Anagnostidis 2005; Jones i Smol, 2023). Zajednice su upotpunjavale i zelene alge koje su osobito dobro razvijene u ljetnim mjesecima (Schmidt, 1994). Dominantni su bili predstavnici rodova *Desmodesmus* i *Scenedesmus* te nitastih algi, *Ulothrix zonata* i *Cladophora* sp1. i to posebno u kanalu Čonakut i Sakadaškom jezeru. Ove nitaste alge među prvim naseljavaju dostupne podloge zahvaljujući svojoj sposobnosti brzog rasta i učinkovitom prihvaćanju za podlogu (Jones i Smol, 2023).

Istovremeno s istraživanjima temeljenim na morfološkoj identifikaciji, na odabranim lokalitetima su provedena i istraživanja prokariotskih i mikroeuکاریotskih zajednica u sedimentu primjenom molekularnih analiza. Raznolikost mikorganizama u sedimentu je bila veća nego što je utvrđeno morfološkom identifikacijom vrsta koja je obuhvatila samo cijanobakterije i alge, a što se ogleda u većem broju ASV-eva/svojti te višim vrijednostima Shannon-Wienerovog indeksa raznolikosti (Slike 33, 40). Raznolikost se mijenjala ovisno o lokalitetu i prevladavajućim hidrološkim uvjetima, što je u skladu s istraživanjima koja su pokazala da okolišni čimbenici imaju snažan utjecaj na sastav zajednica u sedimentu (Pearman i sur., 2020). Najmanja raznolikost zabilježena je u kanalu Čonakut, što se može pripisati manjoj uspješnosti obrade uzoraka kao posljedici otežanog terenskog uzorkovanja, niskih prinosa prilikom izolacije DNA i sekvenciranja. Velika raznolikost prokariotskih i eukariotskih zajednica u sedimentu utvrđena je i u drugim poplavnim područjima (Han i sur., 2023; Targueta i sur., 2023).

U prokariotskim zajednicama u sedimentu je zabilježeno više od 30 koljena, a najzastupljeniji ASV-ovi pripadali su koljenima Actinobacteriota, Proteobacteria, Chloroflexi,

Verrucomicrobiota, Acidobacteriota i Bacteroidota. Ove su skupine također zabilježene u fitoplanktonu, ali i u poplavnim područjima Everglades na Floridi (Abraham i sur., 2020), kao i u prirodnim i konstruiranim močvarnim ekosustavima (Mellado i Vera, 2021). S obzirom da su ove skupine uključene u cikluse kruženja hranjivih i razgradnje organskih tvari (Mellado i Vera, 2021; Zwart i sur., 2002; Lipko i Belykh, 2021), njihov je razvoj bio očekivan.

Mikroeuariotske zajednice u sedimentu su također bile izrazito raznolike, s ukupno 25 identificiranih odjeljaka. Molekularne analize potvrdile su prisutnost predstavnika algi iz koljena Ochrophyta, Chlorophyta, Cryptophyta i Dinoflagellata kao što je zabilježeno i morfološkom identifikacijom vrsta. Kao najzastupljeniji predstavnici izdvojili su se i predstavnici dijatomeja (Bacillariophyceae) *Stephanodiscus*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Surirella*, zelene alge *Desmodesmus* i *Scenedesmus*, predstavnici Cryptophyta i to rodova *Cryptomonas* i *Rhodomonas*. Rodovi *Euglena*, *Crucigenia* i *Trachelomonas* koji su utvrđeni morfološkom identifikacijom i karakteristični su za poplavna staništa Kopačkog rita (Žuna Pfeiffer, 2012) nisu zabilježeni analizom eDNA vjerojatno zbog nepotpunosti i pogrešaka u bazama podataka DNA barkodova za uspoređene svojte što naglašava potrebu za nadopunom referentnih baza (Tzafesta i sur., 2022; Hanžek i sur., 2024).

5.4. Usporedba rezultata dobivenih morfološkom i molekularnom identifikacijom

Usporedba rezultata dobivenih morfološkom identifikacijom vrsta i molekularnom analizom eDNA u vodi i sedimentu poplavnog područja Dunava ukazuje na kompleksnost ova dva pristupa (Hanžek i sur. 2024). Primjenom molekularnih analiza utvrđena je veća raznolikost i u vodi i sedimentu u odnosu rezultate dobivene temeljem morfološke identifikacije vrsta. Slično je potvrđeno i u istraživanjima u drugim vodenim ekosustavima (Huo i sur., 2020; Nicolosi Gelis i sur., 2024).

U istraživanju su korištene univerzalne V4 regija 16S rRNA za identifikaciju prokariota (cijanobakterija) te V4 regija 18S rRNA gena kako bi se dobio detaljniji uvid u raznolikost mikroeuariotskih zajednica u vodi i sedimentu. Navedeni geni i regije često su korišteni za identifikaciju ovih organizama (Stoeck i sur., 2010; Santos i sur., 2020), ali na razini svojte zabilježen je mali postotak preklapanja dobivenih rezultata. Jedan od nedostataka koji bi mogao utjecati na preklapanje rezultata dobivenih morfološkim i molekularnim pristupom na razini svojte je odabir regija V4 16S rRNA i V4 18S rRNA gena na temelju kojih nije moguće dovoljno

precizno odrediti pojedine taksoni. Kako bi se dobio jasniji uvid u taksonomsku raznolikost potrebno je u analizama koristiti i druge, specifičnije markere (kao npr. *rbcL* marker gen za dijatomeje).

Rezultati analize raznolikosti fitoplanktona i fitobentosa posebno su bile vidljive u usporedbi utvrđenih cijanobakterija gdje je molekularnom analizom (16S rRNA gen) utvrđena veća raznolikost u odnosu na rezultate dobivene morfološkom determinacijom svojti (Slike 30, 47). U vodi je na razini porodice utvrđena sličnost od 46 % , a na razini svojte od samo 2 % dok je na razini reda u sedimentu utvrđena sličnost od 50% uključujući Cyanobacteriales, Synechococcales, Leptolyngbyales, Pseudanabaenales, a na razini svojte od samo 4%. Analizom 16S rRNA markera u vodi, najzastupljenije su bile cijanobakterije iz reda Synechococcales, i to posebno pikocijanobakterija *Cyanobium* PCC-6307, koja nije bila zabilježena morfološkom determinacijom. Također, i u sedimentu su najzastupljenije bile cijanobakterije iz redova Cyanobacteriales i Synechococcales. Općenito, u molekularnom pristupu velik broj taksona pripada pikocijanobakterijama, jer je riječ o frakciji veličine koju je teško pouzdano identificirati i kvantificirati mikroskopijom, a pritom se često zanemaruje u procjenama ekološkog stanja jezera iako ima ključnu ulogu u njihovom funkcioniranju (Zhong i sur., 2013; Nicolosi Gelis i sur., 2024).

Rezultati analize raznolikosti fitoplanktona utvrđeni morfološkom identifikacijom i molekularnom analizom (18S rRNA gen) pokazali su sličnost od 25% na razini razreda odnosno 21% na razini reda i 19% na razini roda. Rodovi *Stephanodiscus*, *Discostella*, *Cyclotella*, *Synura*, *Surirella* i *Cryptomonas* utvrđeni su primjenom oba pristupa. Općenito, usporedivost oba pristupa u opisivanju fitoplanktona očituje se u identifikaciji centričnih dijatomeja, dinoflagelata i kriptofita kao reprezentativnih taksona (Šimunović i sur., 2023). Molekularna analiza je pokazala veliku raznolikost alga u vodenom stupcu poplavnog područja. Primjenom molekularne analize zabilježeno je 60 % više taksona na razini porodice, odnosno čak 70 % više taksona na razini roda u odnosu na morfološku identifikaciju. Tako npr. morfološkom identifikacijom nisu obuhvaćeni *Actinocyclus*, *Acanthoceras* i *Ochromonas*. Stoga se molekularna analiza pokazala učinkovitijom u detekciji širokog spektra vrsta, uključujući rijetke, kriptične, morfološki teško prepoznatljive, kao i invazivne ili potencijalno štetne organizme (Briski i sur., 2011; Šimunović i sur., 2023; Kamberović i sur., 2024; Kassim i sur., 2025).

Rezultati analize raznolikosti zajednica u sedimentu utvrđeni morfološkom identifikacijom i molekularnom analizom (18S rRNA gen) pokazali su sličnost od 30 % na razini odjeljka (npr. Chlorophyta, Bacillariophyceae/ Bacillariophyta), 17% na razini porodice, a na razini roda 26 % (npr. *Stephanodiscus*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Surirella*, *Desmodesmus*, *Scenedesmus*, *Rhodomonas*, i dr.). Poteškoće u određivanju taksona u sedimentu mogu biti povezane s nedostatno formiranim bazama gena (Tzafesta i sur., 2022; Hanžek i sur., 2024), tehničkim pogreškama tijekom amplifikacije i sekvenciranja (Huo i sur., 2020.) ali i prisutošću različitih nečistoća (Capo i sur., 2023) koje mogu dodatno otežati pouzdanu taksonomsku identifikaciju.

Iako je primjena molekularnih analiza dala detaljniji uvid u raznolikost mikroorganizama u vodenim tijelima poplavnog područja, kombinirana primjena morfološke identifikacije vrsta i molekularnih analiza trenutno predstavlja najpouzdaniji način istraživanja biološke raznolikosti ovih vodenih ekosustava te ublažava nedostatke primjena samo pojedine metode (Pereira i sur., 2021; Santi i sur., 2021; Keck i sur., 2022; Keck i sur., 2023; Šimunović i sur., 2023). Standardizacija tehnika uzorkovanja eDNA, protokola i tehnologija koji se primjenjuju u svrhu sekvenciranja, bioinformatičke obrade podataka, te daljnje unaprijeđenje referentnih baza podataka (Keck i sur., 2022; Capo i sur., 2023), unaprijedit će identifikaciju mikroorganizama i osigurati detaljniji uvid u njihovu raznolikost u danas sve ugroženijim poplavnim područjima te pridonijeti učinkovitijoj zaštiti ovih jedinstvenih sustava.

6. ZAKLJUČCI

6. ZAKLJUČCI

- Rezultati ovog istraživanja pokazuju da su planktonske zajednice i zajednice sedimenta u poplavnom području Kopačkog rita karakterizirane velikom raznolikošću vrsta, te da je njihov sastav i struktura usko povezana s promjenama u okolišu.
- Poplave manjeg i srednjeg intenziteta uzrokuju promjene fizikalno-kemijskih svojstava vodenih tijela duž poplavnog područja što utječe na raznolikost i brojnost planktonskih zajednica i zajednica u sedimentu.
- Raznolikost fitoplanktona se mijenja ovisno o hidrološkim uvjetima te udaljenosti od matične rijeke - zajednice su ujednačenije u uvjetima plavljenja, a veća raznolikost karakterizira jezerske lokalitete.
- Raznolikost fitobentosa je najveća u jezerskim sustavima u kojima prevladavaju pjeskoviti sedimenti.
- Na strukturu i sastav fitobentosa utječu okolišni čimbenici, posebno sadržaj suspendiranih i hranjivih tvari u vodi, a koji se mijenjaju ovisno o hidrološkim uvjetima.
- S obzirom na broj stanica, bogatije zajednice fitobentosa se razvijaju u jezerima poplavnog područja.
- Promjene vodostaja Dunava i sezonske promjene temperature vode utječu na raznolikost fitoplanktona – dijatomeje dominiraju tijekom cijele godine posebno u uvjetima plavljenja, dok više temperature vode pogoduju razvoju cijanobakterija i zelenih algi.
- Biomasa fitoplanktona se mijenja u vodenim tijelima duž poplavnog područja, manja je u zimskim mjesecima i tijekom plavljenja, a najveća biomasa karakterizira plitko poplavno jezero
- Primjenom molekularnih analiza utvrđena je veća raznolikost fitoplanktonskih i fitobentoskih zajednica
- Rezultati dobiveni morfološkom i molekularnom identifikacijom svojti pokazuju veću sličnost na višim taksonomskim razinama nego na razini svojti što ukazuje na potrebu kombiniranja primjenjenih metoda te daljnjeg unaprijeđenja istih.
- Primjena morfološke i molekularne identifikacije svojti primjenjiva je u istraživanjima biološke raznolikosti poplavnih područja, a u svrhu njihove zaštite.

7. LITERATURA

7. LITERATURA

Abraham, B., Caglayan, D., Carrillo, N. V., Chapman, M. C., Hagan, C. T., Hansen, S. T., et al. (2020). Shotgun metagenomic analysis of microbial communities from the Loxahatchee nature preserve in the Florida Everglades. *Environmental Microbiome*, 15(2), 2.

Algarte Majewski, V., Rodrigues, L. (2013). How periphytic algae respond to short-term emersion in a subtropical floodplain in Brazil. *Phycologia*, 52(6), 557–564.

Almeida, R. M., Roland, F., Cardoso, S. J., Farjalla, V. F., Bozelli, R. L., Barros, N. O. (2015). Viruses and bacteria in floodplain lakes along a major Amazon tributary respond to distance to the Amazon River. *Frontiers in Microbiology*, 6, 158.

Andersen, K. S., Kirkegaard, R. H., Karst, S. M., Albertsen, M. (2018). ampvis2: An R package to analyze and visualize 16S rRNA amplicon data. *bioRxiv*.

Andersson, A., Zhao, L., Brugel, S., Figueroa, D., Huseby, S. (2023). Metabarcoding vs microscopy: Comparison of methods to monitor phytoplankton communities. *ACS ES and T Water*, 3(8), 2671–2680.

APHA. (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (18th ed.). American Public Health Association.

Apothéloz-Perret-Gentil, L., Cordonier, A., Straub, F., Iseli, J., Esling, P., Pawlowski, J. (2017). Taxonomy-free molecular diatom index for high-throughput eDNA biomonitoring. *Molecular Ecology Resources*, 17, 1231–1242.

Apprill, A., McNally, S., Parsons, R., Weber, L. (2015). Minor revision to V4 region SSU rRNA 806R gene primer greatly increases detection of SAR11 bacterioplankton. *Aquatic Microbial Ecology*, 75, 129–137.

Arsad, S., Putra, K., Latifah, N., Kadim, M., Musa, M. (2021). Epiphytic microalgae community as aquatic bioindicator in Brantas River, East Java, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 22(7), 2961–2971.

Atkins, K. S., Shannon, T. P., Meyer, M. F., Oleksy, I. A., Framsted, N. T., Gurung, D., Ladwig, R. (2021). Integrating periphyton and surface water–groundwater methods to understand lake ecosystem processes. *Limnology and Oceanography Methods*, 20, 61–88.

Ausili, A., Borowiec, P., Boughaba, J., Branche, E., Brils, J., Brinke, M., Brooke, J., Bussetini, M., Carere, M., Carls, I., Casado, C., Clayton, H., Cleveringa, J., David, S., van Dokkum, R., Dudas, K., Ferrer, C., Goltara, A., Habersack, H., Hoffman, T., Jolánkai, Z., Kerschbaumsteiner, W., Lofts, S., Mas, F. M., Malavoi, J. R., Mink, E., Mitura, A., Old, G., Putavy, C., Quinlan, E., Romano, E., Röper, H., Schletterer, M., Schwand, D., Schwartz, R., Sprenger, J., Steege, V., Hulscher, D. T., Van de Bund, W., Wernersson, A-S., Wild-Metzko, S., Winterscheid, A. (2022). Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Integrated sediment management – Guidelines and good practices in context of the Water Framework Directive.

Azim, M. E., Asaeda, T. (2005). U: *Periphyton: Ecology, exploitation and management* (ur. Azim M. E., Verdegem M. C. J., van Dam A. A., Beveridge M. C. M.) Periphyton structure, diversity, colonization. CABI Publishing, 15–33 pp.

Azim, M. E., Beveridge, M. C. M., van Dam, A. A., Verdegem, M. C. J. (2005). U: *Periphyton: ecology, exploitation and management* (ur. Azim M. E., Verdegem M. C. J., van Dam A. A., Beveridge M. C. M.) Periphyton and aquatic production: an introduction. CABI Publishing, 1–13 pp.

Balaban, A., Constantinescu, E. (2007). Physico-chemical and biological analyses for Danube water. *Analele Universității din București - Chimie, Anul XVI (serie nouă), 1*, 75–82.

Bashenkhaeva, M., Yeletskaya, Y., Tomberg, I., Marchenkov, A., Titova, L., Galachyants, Y. 2023. Free-living and particle-associated microbial communities of Lake Baikal differ by season and nutrient intake. *Diversity*, 15, 572.

Bellido-Pedraza, C. M., Calatrava, V., Sanz-Luque, E., Tejada-Jiménez, M., Llamas, Á., Plouviez, M., Guieysse, B., Fernández, E., Galván, A. (2020). *Chlamydomonas reinhardtii*, an algal model in the nitrogen cycle. *Plants*, 9, 903.

- Benčina, L., Rožac, V., Bolšec, B. (2010). *Nacrt Plana upravljanja Parkom prirode Kopački rit*. Javna ustanova Park prirode Kopački rit, Tikveš.
- Benjankar, R., Yager, E. M. (2012). The impact of different sediment concentrations and sediment transport formulas on the simulated floodplain processes. *Journal of Hydrology*, 450–451, 230–243.
- Besemer, K., Moeseneder, M. M., Arrieta, J. M., Winter, C., Peduzzi, P., Herndl, G. J. (2005). Complexity of bacterial communities in a river-floodplain system (Danube, Austria). *Applied and Environmental Microbiology*, 71(2), 609–620.
- Beutel, M. W. (2006). Inhibition of ammonia release from anoxic profundal sediments in lakes using hypolimnetic oxygenation. *Ecological Engineering*, 28(3), 271–279.
- Bichoff, A., Osório, N. C., Dunck, B., Rodrigues, L. (2016). Periphytic algae in a floodplain lake and river under low water conditions. *Biota Neotropica*, 16(3), e20160159.
- Biggs, B. J. F., Stevenson, R. J., Lowe, R. L. (1998). A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv für Hydrobiologie*, 143, 21–56.
- Bonacci, O., Tadić, Z., Moržan, A., Radeljak, I. (2002). *Nature park Kopački Rit management plan: Sector study: Hydrology and meteorology*. Zagreb: Elektroprojekt.
- Bray, J. R., Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27, 325–349.
- Brils, J. (2020). Including sediment in European River basin management plans: twenty years of work by SedNet. *Journal of Soils and Sediments*, 20, 4229–4237.
- Briski, E., Cristescu, M. E., Bailey, S. A., MacIsaac, H. J. (2011). Use of DNA barcoding to detect invertebrate invasive species from diapausing eggs. *Biological Invasions*, 13(6), 1325–1340.
- Brown, P. D., Craine, J. M., Richards, D., Chapman, A., Marden, B. (2022). DNA metabarcoding of the phytoplankton of Great Salt Lake's Gilbert Bay: Spatiotemporal assemblage changes and comparisons to microscopy. *Journal of Great Lakes Research*, 48(1), 110–124.
- Buesing, N., Gessner, M. O. (2006). Benthic bacterial and fungal productivity and carbon turnover in a freshwater marsh. *Applied and Environmental Microbiology*, 72, 596–605.

- Callahan, B. J., Sankaran, K., Fukuyama, J. A., McMurdie, P. J., Holmes, S. P. (2016). Bioconductor workflow for microbiome data analysis: From raw reads to community analyses. *F1000Research*, 5, 1492.
- Canino, A., Bouchez, A., Laplace-Treyture, C., Domaizon, I., Rimet, F. (2021). Phytool, a ShinyApp to homogenise taxonomy of freshwater microalgae from DNA barcodes and microscopic observations. *Metabarcoding and Metagenomics*, 5, e74096.
- Capo, E., Barouillet, C., Smol, J. P. (2023). *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments: Volume 6 – Sedimentary DNA* (Developments in Paleoenvironmental Research, Vol. 21). Cham, Switzerland: Springer Nature.
- Cattaneo, A., Kerimian, T., Roberge, M., Marty, J. (1997). Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophity. *Hydrobiologia*, 354, 101–110.
- Centis, B., Tolotti, M., Salmaso, N. (2010). Structure of the diatom community of the River Adige (North-Eastern Italy) along a hydrological gradient. *Hydrobiologia*, 39, 37–42.
- Chaparro, G., Horváth, Z., O’Farrell, I., Ptacnik, R., Hein, T. 2018. Plankton metacommunities in floodplain wetlands under contrasting hydrological conditions. *Freshwater Biology*, 63, 380–391.
- Clark, K., Karsch-Mizrachi, I., Lipman, D. J., Ostell, J., Sayers, E. W. (2016). GenBank. *Nucleic Acids Research*, 44, D67-D72.
- Clementson, L. A., Richardson, A. J., Rochester, W. A., Oubelkheir, K., Liu, B., D’Sa, E. J., Gusmão, L. F. M., Ajani, P., Schroeder, T., Ford, P. W., Burford, M. A., Saeck, E., Steven, A. D. L. (2021). Effect of a once in 100-year flood on a subtropical coastal phytoplankton community. *Frontiers in Marine Science*, 8, 580516.
- Dembowska, E. A. (2022). Impacts of different hydrological conditions on phytoplankton communities in floodplain lakes of a regulated river (Lower Vistula, Poland). *Hydrobiologia*, 849(11), 2549–2567.
- Di Francesco, S., Biscarini, C., Manciola, P. (2016). Characterization of a flood event through a sediment analysis: The Tescio River case study. *Water*, 8, 308.
- Dipper, F. (2022). *Elements of Marine Ecology* (5th ed.). Elsevier, 580 pp.

- Directive 2000/60/EC. (2000). *Official Journal of the European Communities*, L327, 1–72.
- Dokulil, M. T., Teubner, K. (2000). Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438, 1–12.
- Dragičević, I., Mayer, D., Pavelić, D., Vranjković, A. (2012). Geološki odnosi i recentna sedimentacija u Parku prirode „Kopački rit“. *Zbornik sažetaka znanstveno-stručnog skupa*, Bilje: Javna ustanova Park prirode Kopački rit, 8–9.
- Eiler, A., Drakare, S., Bertilsson, S., Pernthaler, J., Peura, S., Rofner, C., Šimek, K., Yang, Y., Znachor, P., Lindström, E. (2013). Unveiling distribution patterns of freshwater phytoplankton by a next generation sequencing based approach. *PLOS One*, 8(1), e53516.
- Erwin, K. L. (2009). Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management*, 17, 71–84.
- Feng, D., Tan, Z., Pinel, S., Xu, D., Amaral, J. H. F., César Fassoni-Andrade, A., Bonnet, M-P., Bisht, G. (2025). Drivers and impacts of sediment deposition in Amazonian floodplains. *Nature Communications*, 16, 3148.
- Ferencz, B., Toporowska, M., Dawidek, J. (2023). Role of hydrology in cyanobacterial blooms in the floodplain lakes. *Water*, 15, 1547.
- Fernandez-Gomez, B., Richter, M., Schüller, M., Pinhassi, J., González, J. M., Pedrós-Alió, C., Acinas, S. G., Fuchs, B. M., Alonso-Sáez, L., Bertilsson, S., et al. (2013). Ecology of marine Bacteroidetes: a comparative genomics approach. *The ISME Journal*, 7(5), 1026–1037.
- Fonseca da Silva, J. V., Baumgartner, M. T., Miracle, M. R., Déo Dias, J., Rodrigues, L. C., Bonecker, C. C. (2019). Can zooplankton grazing affect the functional features of phytoplankton in subtropical shallow lakes? Experiment in situ in the south of Brazil. *Limnetica*, 38(2), 773–785.
- Funk, A., Martínez-López, J., Borgwardt, F., Trauner, D., Bagstad, K. J., Balbi, S., Magrach, A., Villa, F., Hein, T. (2019). Danube river water quality trends: A qualitative review based on the open access web of science database. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 21, 613–628.

- Garwood, J. C., Hill, P. S., MacIntyre, H. L., Law, B. A. (2015). Grain sizes retained by diatom biofilms during erosion on tidal flats linked to bed sediment texture. *Continental Shelf Research*, 104, 37–44.
- Giongo, A., dos Anjos Borges, L. G., Simão, T. L. L., Eizirik, E., Utz, L. R. P. (2023). Structure and dynamics of periphyton in a Neotropical freshwater lake, with emphasis on ciliates and their relationships with bacterial taxa. *Microbial Ecology*, 86, 187–199.
- Gordon, B. A., Dorothy, O., Lenhart, C. F. (2020). Nutrient retention in ecologically functional floodplains: A review. *Water*, 12, 2762.
- Gralka, M., Szabo, R., Stocker, R., Cordero, O. X. 2020. Trophic interactions and the drivers of microbial community assembly. *Current Biology*, 30, 1176–1188.
- Grizzetti, B., Pistocchi, A., Liqueste, C., Udias, A., Bouraoui, F., van De Bund, W. (2017). Human pressures and ecological status of European rivers. *Scientific Reports*, 7, 205.
- Grossart, H.-P., Massana, R., McMahon, K. D., Walsh, D. A. 2020. Linking metagenomics to aquatic microbial ecology and biogeochemical cycles. *Limnology and Oceanography*, 65, 2–20.
- Guillou, L., Bachar, D., Audic, S., Bass, D., Berney, C., Bittner, L., Boutte, C., Burgaud, G., de Vargas, C., Decelle, J., del Campo, J., Dolan, J. R., Dunthorn, M., Edvardsen, B., Holzmah, M., Kooistra, W. H. C. F., Lara, E., Le Bescot, N., Logares, R., Mahé, F., Massana, R., Montresor, M., Morard, R., Not, F., Pawlowski, J., Probert, I., Sauvadet, A.-L., Siano, R., Stoeck, T., Vaulot, D., Zimmermann, P., Christen, R. (2013). The protist ribosomal reference database (PR2): A catalog of unicellular eukaryote small sub-unit rRNA sequences with curated taxonomy. *Nucleic Acids Research*, 41, D597-D604.
- Guiry, M. D., Guiry, G. M. (2025). *AlgaeBase* [Electronic database]. University of Galway, veljača 2025, <https://www.algaebase.org>
- Habdija, I., Primc, B. (2019). *Limnologija – Ekologija slatkih voda*. Alfa, Zagreb, 351 pp.
- Hagerthey, S. E., Bellinger, B. J., Wheeler, K., Gantar, M., Gaiser, E. (2011). Everglades periphyton: A biogeochemical perspective. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(6), 309–343.

Hageskal, G., Lima, N., Skaar, I. (2009). The study of fungi in drinking water. *Mycological Research*, 113, 165–172.

Halder, J., Vystavna, Y., Wassenaar, L. I. (2022). Nitrate sources and mixing in the Danube watershed: Implications for transboundary river basin monitoring and management. *Scientific Reports*, 12, 2150.

Hanžek, N., Gligora Udovič, M., Kajan, K., Borics, G., Várbiro, G., Stoeck, T., Orlić, S., Stanković, I. (2024). Comparative identification of phytoplankton taxonomic and functional group approach in karst lakes using classical microscopy and eDNA metabarcoding for ecological status assessment. *Hydrobiologia*, 851(4), 1015–1034.

Hanžek, N., Gligora Udovič, M., Kajan, K., Borics, G., Várbiro, G., Stoeck, T., Žutinić, P., Orlić, S., Stanković, I. (2021). Assessing ecological status in karstic lakes through the integration of phytoplankton functional groups, morphological approach, environmental DNA metabarcoding. *Ecological Indicators*, 131, 108166.

Hao, X., Shi, X., Zhao, S., Yu, H., Kang, R., Han, Y., Sun, Y., Wang, S. (2024). Impacts of temperature and nutrient dynamics on phytoplankton in a lake: A case study of Wuliangsuhai Lake, China. *Sustainability*, 16, 11195.

Hašler, P., Pouličková, A., Lysáková, M. (2004). The survival and vitality of cyanobacteria and algae in fishpond bottom sediments. *Czech Phycology*, 4, 133–144.

Havrdová, A., Douda, J., Doudová, J. (2023). Threats, biodiversity drivers and restoration in temperate floodplain forests related to spatial scales. *Science of the Total Environment*, 854, 158743.

Hein, T., Funk, A., Pletterbauer, F., Graf, W., Zsuffa, I., Haidvogel, G., Schinegger, R., Weigelhofer, G. (2019). Management challenges related to long-term ecological impacts, complex stressor interactions, and different assessment approaches in the Danube River Basin. *River Research and Applications*, 35, 500–509.

Hein, T., Schwarz, U., Habersack, H., Nichersu, I., Preiner, S., Willby, N., Weigelhofer, G. (2016). Current status and restoration options for floodplains along the Danube River. *Science of the Total Environment*, 543, 778–790.

- Hering, D., Borja, A., Jones, J. I., Pont, D., Boets, P., Bouchez, A., Bruce, K., Drakare, S., Hänfling, B., Kahlert, M., Leese, F., Meissner, K., Mergen, P., Reyjol, Y., Segurado, P., Vogler, A., Kelly, M. (2018). Implementation options for DNA-based identification into ecological status assessment under the European Water Framework Directive. *Water Research*, 138, 192–205.
- Hohensinner, S., Grupe, S., Klasz, G., Payer, T. (2022). Long-term deposition of fine sediments in Vienna's Danube floodplain before and after channelization. *Geomorphology*, 398, 108038.
- Hope, J. A., Paterson, D. M., Thrush, S. F. (2020). The role of microphytobenthos in soft-sediment ecological networks and their contribution to the delivery of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology*, 108, 815–830.
- Horvatć, J., Mihaljević, M., Stević, F. (2003). Algal growth potential of *Chlorella kessleri* FOTT et NOV. in comparison with in situ microphytoplankton dynamics in the water of Lake Sakadaš marshes. *Periodicum biologorum*, 105, 307–312.
- Hrvatske vode (2016). Metodologija uzorkovanja, laboratorijskih analiza i određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće. Zagreb.
- Hu, Y., Xie, G., Jiang, X., Shao, K., Tang, X., Gao, G. 2020. The relationships between the free-living and particle-attached bacterial communities in response to elevated eutrophication. *Frontiers in Microbiology*, 11, 423.
- Huang, Z., Pan, B., Soininen, J., Liu, X., Hou, Y., Liu, X. (2023a). Seasonal variation of phytoplankton community assembly processes in Tibetan Plateau floodplain. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1122838.
- Huber, P., Diovisalvi, N., Ferraro, M., Acinas, S. G., Anglada, E., de Dios, A., Dziallas, C., Dziuba, M., Gich, F., Grossart, H. P., et al. (2017). Phenotypic plasticity in freshwater picocyanobacteria. *Environmental Microbiology*, 19(3), 1120–1133.
- Huber, P., Metz, S., Unrein, F., Mayora, G., Sarmiento, H., Devercelli, M. 2020. Environmental heterogeneity determines the ecological processes that govern bacterial metacommunity assembly in a floodplain river system. *The ISME Journal*, 14, 2951–2966.

Huo, S., Li, X., Xi, B., Zhang, H., Ma, C., He, Z. (2020). Combining morphological and metabarcoding approaches reveals the freshwater eukaryotic phytoplankton community. *Environmental Sciences Europe*, 32, 37.

Jesus, B., Brotas, V., Ribeiro, L., Mendes, C.R., Cartaxana, P., Paterson, D.M. (2009). Adaptations of microphytobenthos assemblages to sediment type and tidal position. *Continental Shelf Research*, 29, 1624–1634.

Jones, I. D., Smol, J. P. (Eds.). (2023). *Wetzel's Limnology: Lake and river ecosystems* (4th ed.). Academic Press.

Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. U Dodge, D.P. (ur.), *Proceedings of the International Large River Symposium* (Can. Spec. Publ. Aquat. Sci. 106), 110–127.

Junk, W. J., Wantzen, K. M. (2004). The flood pulse concept: New aspects, approaches, and applications – an update. In R. L. Welcomme, T. Petr (Eds.), *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries* (pp. 117-149). Bangkok: Food and Agriculture Organization and Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific.

Jurkiewicz-Karnkowska, E., Biardzka, E. (2011). Chemical and granulometric parameters of bottom sediments in the assessment of floodplain water bodies of the lower Bug River. *Ecological Chemistry and Engineering A*, 18(11), 1455–1465.

Kaleli, A., Ozbayram, G., Akcaalan, R. (2024). Comparative investigation of marine benthic diatom assemblages with morphological and metabarcoding approaches along the coasts of Istanbul metropolis. *Estuaries and Coasts*, 47(2), 473–484.

Kamberović, J., Gligora Udovič, M., Kulaš, A., Tapolczai, K., Orlić, S., Jusufović, A., Gajić, A., Žutinić, P., Ahmić, A., Kalamujić Stroil, B. (2024). The diatom diversity and ecological status of a tufa-depositing river through eDNA metabarcoding vs a morphological approach – A case study of the Una River (Bosnia and Herzegovina). *Microorganisms*, 12(8).

Kassim, N. S., Lee, L. K., Hii, K. S., Mohd Azmi, N. F., Baharudin, S. N., Liu, M., Gu, H., Lim, P. T., Leaw, C. P. (2025). Molecular diversity of benthic harmful dinoflagellates on a tropical reef:

Comparing natural and artificial substrate sampling methods using DNA metabarcoding and morphological analysis. *Harmful Algae*, 142, 102795.

Keck, F., Blackman, R. C., Bossart, R., Brantschen, J., Couton, M., Hürlemann, S., Kirschner, D., Locher, N., Zhang, H., Altermatt, F. (2022). Meta-analysis shows both congruence and complementarity of DNA and eDNA metabarcoding to traditional methods for biological community assessment. *Molecular Ecology*, 31(6), 1820–1835.

Keck, F., Couton, M., Altermatt, F. (2023). Navigating the seven challenges of taxonomic reference databases in metabarcoding analyses. *Molecular Ecology Resources*, 23, 742–755.

Keckeis, S., Baranyi, C., Hein, T., Holarek, C., Riedler, P., Schiemer, F. (2003). The significance of zooplankton grazing in a floodplain system of the River Danube. *Journal of Plankton Research*, 25, 243–259.

Kerstens, K., De Vos, P., Gillis, M., Swings, J., Vandamme, P., Stackebrandt, E. (2006). Introduction to the Proteobacteria. In Dworkin, M., Falkow, S., Rosenberg, E., Schleifer, K. H., Stackebrandt, E. (Ur.), *The Prokaryotes*. Springer, New York, NY.

Kezlya, E., Tseplik, N., Kulikovskiy, M. (2023). Genetic markers for metabarcoding of freshwater microalgae: Review. *Biology*, 12(7).

Kim, Y.-S., Yun, H.-S., Lee, J.-H., Lee, K.-L., Choi, J.-S., Won, D. H., Kim, Y. J., Kim, H.-S., Yoon, H.-S. (2024). Comparison of metabarcoding and microscopy methodologies to analyze diatom communities in five estuaries along the southern coast of the Korean Peninsula. *Microbial Ecology*, 87(1), 95.

Kiss, K. T., Genkal, S. I. (1993). Winter blooms of centric diatoms in the River Danube and in its side-arms near Budapest (Hungary). *Hydrobiologia*, 269, 317–325.

Kiss, K. T., Klee, R., Ector, L., Ács, É. (2012). Centric diatoms of large rivers and tributaries in Hungary: morphology and biogeographic distribution. *Acta Botanica Croatica*, 71(2), 311–363.

Kiss, K. T., Párista, É. K., Ács, É., Makk, J. (2000). Comparison of phytoplankton of 80s and late 90s in a large side arm of the Danube River (Soroksár-Danube - Hungary). In Horvatić, J. (Ed.), *Proceedings of 33rd Conference of the International Association for Danube Research*, Osijek,

Croatia, 3–9 September 2000. J. J. Strossmayer University, Faculty of Education, Croatian Ecological Society, Osijek, 103–110.

Komárek, J., Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprokaryota 2: Oscillatoriales. In Büdel, H., Gärtner, G., Krienitz, L., Schagerl, M. (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* (Vol. 19/2, pp. 1–759). Elsevier GmbH.

Kovacs, A., Zavadsky, I. (2021). Success and sustainability of nutrient pollution reduction in the Danube River Basin: recovery and future protection of the Black Sea Northwest shelf. *Water International*, 46(2), 176–194.

Kramer, B. J., Turk-Kubo, K., Zehr, J. P., Gobler, C. J. (2024). Intensification of harmful cyanobacterial blooms in a eutrophic, temperate lake caused by nitrogen, temperature, and CO₂. *Science of The Total Environment*, 915, 169885.

Krauss, G., Schlosser, D., Krauss, G. J. (2005). Aquatic fungi in heavy metal and organically polluted habitats. In Deshmukh, S. K., Rai, M. K. (Ur.), *Biodiversity of fungi: Their role in human life*. Science Publishers, Enfield, 221–246.

Kruk, C., Huszar, V. L. M., Peeters, E. T. H. M., Bonilla, S., Costa, L., et al. (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*, 55, 614–627.

Kulaš, A., Marković, T., Žutinić, P., Kajan, K., Karlović, I., Orlić, S., Keskin, E., Filipović, V., Gligora Udovič, M. (2021). Succession of microbial community in a small water body within the alluvial aquifer of a large river. *Water*, 13(2), 115.

Kulaš, A., Žutinić, P., Gulin Beljak, V., Matoničkin Kepčija, R., Sertić Perić, M., Orlić, S., Sviličić Petrić, I., Marković, T., Gligora Udovič, M. (2023). Diversity of protist genera in periphyton of tufa-depositing karstic river. *Annals of Microbiology*, 73, 10.

Lahti, L., Shetty, S., Blake, T., Salojärvi, J. (2017). Tools for microbiome analysis in R. <http://microbiome.github.com/microbiome>

Law, R. J. 2011. A review of the function and uses of, and factors affecting, stream phytobenthos. *Freshwater Reviews*, 4, 135–166.

- Leavitt, P. R., Hodgson, D. A. (2001). Sedimentary pigments. In J. P. Smol, H. J. B. Birks, W. M. Last (Eds.), *Tracking environmental change using lake sediments* (Vol. 3, pp. 295–325). Dordrecht: Kluwer.
- Lecce, S. A., Pavlowsky, R. T. (2004). Spatial and temporal variations in the grain-size characteristics of historical floodplain deposits, Blue River, Wisconsin, USA. *Geomorphology*, 61, 361–371.
- Lehotský, M., Novotný, J., Szmańda, J. B. (2010). Response of the Danube River floodplain to flood events during 2002–2007 period. *Quaestiones Geographicae*, 29(3), 37–45.
- Letáková, M., Fránková, M., Pouličková, A. (2018). Ecology and applications of freshwater epiphytic diatoms – review. *Cryptogamie, Algologie*, 39(1), 3–22.
- Lindström, E. S., Kamst-Van Agterveld, M. P., Zwart, G. (2005). Distribution of typical freshwater bacterial groups is associated with pH, temperature, and lake water retention time. *Applied and Environmental Microbiology*, 71, 8201–8206.
- Lipko, I. A., Belykh, O. I. (2021). Environmental features of freshwater planktonic actinobacteria. *Contemporary Problems of Ecology*, 14, 158–170.
- Liu, J., Meng, Z., Liu, X., Zhang, X.-H. (2019). Microbial assembly, interaction, functioning, activity and diversification: A review derived from community compositional data. *Marine Life Science & Technology*, 1(1), 112–128.
- Lobo, E. A., Heinrich, C. G., Schuch, M., Wetzel, C. E., Ector, L. (2016). Diatoms as bioindicators in rivers. In Necchi, O., Jr. (Ur.), *River Algae*, Chapter 11. Springer International Publishing, Switzerland, 245–271.
- Lobus, N. V., Kulikovskiy, M. S. 2023. The co-evolution aspects of the biogeochemical role of phytoplankton in aquatic ecosystems: A review. *Biology*, 12, 92.
- Loverde-Oliveira, S. M., Huszar, V. L. M. (2007). Phytoplankton ecological responses to the flood pulse in a Pantanal lake, Central Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(2), 117–130.

- Lučić, M., Jurina, I., Ščančar, J., Mikac, N., Vdović, N. (2019). Sedimentological and geochemical characterization of river suspended particulate matter (SPM) sampled by time-integrated mass flux sampler (TIMS) in the Sava River (Croatia). *Journal of Soils and Sediments*, 19, 989-1004.
- Luef, B., Aspetsberger, F., Hein, T., Huber, F., Peduzzi, P. 2007. Impact of hydrology on free-living and particle-associated microorganisms in a river floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biology*, 52(6), 1043–1057.
- MacKeigan, P. W., Garner, R. E., Monchamp, M.-E., Walsh, D. A., Onana, V. E., Kraemer, S. A., Pick, F. R., Beisner, B. E., Agbeti, M. D., Barbosa da Costa, N., Shapiro, B. J., Gregory-Eaves, I. (2022). Comparing microscopy and DNA metabarcoding techniques for identifying cyanobacteria assemblages across hundreds of lakes. *Harmful Algae*, 113, 102187.
- Magaš, N. (1978a). *Osnovna geološka karta SFRJ 1:100 000, List Osijek L34-86*. Geološki zavod, Zagreb (1981–1987), Savezni geološki institut, Beograd.
- Magaš, N. (1978b). *Osnovna geološka karta SFRJ 1:100 000, Tumač za List Osijek L34-86*. Geološki zavod, Zagreb (1986), Savezni geološki institut, Beograd.
- Makovinska, J., Hlubikova, D. (2014). Phytobenthos of the River Danube. U: Liska, I. (ur.), *The Danube River Basin: The Handbook of Environmental Chemistry* (Vol. 39). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Malashenkov, D. V., Dashkova, V., Zhakupova, K., Vorobjev, I. A., Barteneva, N. S. (2021). Comparative analysis of freshwater phytoplankton communities in two lakes of Burabay National Park using morphological and molecular approaches. *Scientific Reports*, 11, 16130.
- Mănoiu, V.-M., Crăciun, A.-I. (2021). Danube river water quality trends: A qualitative review based on the open access web of science database. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 21, 613-628.
- Martiñá Prieto, D., Devesa-Rey, R., Paradelo, R., Penalta-Rodríguez, M., Díaz-Fierros, F., Barral, M. T. (2016). Monitoring benthic microflora in river bed sediments: A case study in the Anllóns River (Spain). *Journal of Soils and Sediments*, 16(8), 1825–1839.
- McMurdie, P. J., Holmes, S. (2013). phyloseq: An R package for reproducible interactive analysis and graphics of microbiome census data. *PLoS ONE*, 8, e61217.

- Mellado, M., Vera, J. (2021). Microorganisms that participate in biochemical cycles in wetlands. *Canadian Journal of Microbiology*, 67, 771–788.
- Metz, S., Huber, P., Accattatis, V., Lopes dos Santos, A., Bigeard, E., Unrein, F., Chambouvet, A., Not, F., Lara, E., Devercelli, M. (2022). Freshwater protists: Unveiling the unexplored in a large floodplain system. *Environmental Microbiology*, 24, 1731–1745.
- Mihaljević, M., Getz, D., Tadić, Z., Živanović, B., Gucunski, D., Topić, J., Kalinović, I., Mikuska, J. (1999). Kopački Rit – research survey and bibliography. Hrvatska akademija znanosti i umjetnosti, Zagreb.
- Mihaljević, M., Stević, F. (2011). Cyanobacterial blooms in a temperate river-floodplain ecosystem: The importance of hydrological extremes. *Aquatic Ecology*, 45, 335–349.
- Mihaljević, M., Stević, F., Horvatić, J., Hackenberger Kutuzović, B. (2009). Dual impact of the flood pulses on the phytoplankton assemblages in a Danubian floodplain lake (Kopački Rit Nature Park, Croatia). *Hydrobiologia*, 617, 77–88.
- Mihaljević, M., Stević, F., Špoljarić Maronić, D., Žuna Pfeiffer, T. (2015b). Spatial pattern of phytoplankton based on the morphology-based functional approach along a river-floodplain gradient. *River Research and Applications*, 31(2), 228–238.
- Mihaljević, M., Špoljarić Maronić, D., Stević, F., Žuna Pfeiffer, T., Zahirović, V. (2024). Maintenance of high phytoplankton diversity in the Danubian floodplain lake over the past half-century. *Plants*, 13, 2393.
- Mihaljević, M., Špoljarić, D., Stević, F., Cvijanović, V., Hackenberger Kutuzović, B. (2010). The influence of extreme floods from the River Danube in 2006 on phytoplankton communities in a floodplain lake: Shift to a clear state. *Limnologica*, 40, 260–268.
- Mihaljević, M., Žuna Pfeiffer, T. (2012). Colonization of periphyton algae in a temperate floodplain lake under a fluctuating spring hydrological regime. *Fundamental and Applied Limnology*, 180(1), 13–25.
- Mihaljević, M., Žuna Pfeiffer, T., Stević, F., Špoljarić, D. (2013). Dynamics of phytoplankton and periphytic algae in a danubian floodplain lake: A comparative study under altered hydrological conditions. *Fresenius Environmental Bulletin*, 22, 2516–2523.

- Mihaljević, M., Žuna Pfeiffer, T., Vidaković, J., Špoljarić, D., Stević, F. (2015a). The importance of microphytic composition on coarse woody debris for nematode colonization: A case study in a fluvial floodplain environment. *Biodiversity and Conservation*, 24, 1711–1727.
- Miller, A. R., Lowe, R. L., Rotenberry, J. T. (1987). Succession of diatom communities on sand grains. *Journal of Ecology*, 75, 693–709.
- Moënné-Loccoz, Y., Mavingui, P., Combes, C., Normand, P., Steinberg, C. (2015). Microorganisms and biotic interactions. U: Bertrand, J. C., Caumette, P., Lebaron, P., Matheron, R., Normand, P., Sime-Ngando, T. (ur.), *Environmental Microbiology: Fundamentals and Applications*. Springer, Netherlands, 395–444.
- Morrison, R. R., Jones, C. N., Lininger, K., Thoms, M. C., Wohl, E. 2024. Chapter 3 - Resilient floodplains in the Anthropocene. In M. Thoms, I. Fuller (Eds.), *Resilience and riverine landscapes* (pp. 41–68). Elsevier.
- Nicholas, A. P., Walling, D. E. (1996). The significance of particle aggregation in the overbank deposition of suspended sediment on river floodplains. *Journal of Hydrology*, 186, 275–293.
- Nicholas, A. P., Walling, D. E. (1997). Modelling flood hydraulics and overbank deposition on river floodplains. *Earth Surface Processes and Landforms*, 22, 59–77.
- Nicolosi Gelis, M. M., Canino, A., Bouchez, A., Domaizon, I., Laplace-Treytore, C., Rimet, F., Alric, B. (2024). Assessing the relevance of DNA metabarcoding compared to morphological identification for lake phytoplankton monitoring. *Science of the Total Environment*, 914.
- Nõges, T., Järvet, A., Kisand, A., Loigu, E., Skakalski, B., Nõges, P. (2007). Reaction of large and shallow lakes Peipsi and Võrtsjärv to the changes of nutrient loading. *Hydrobiologia*, 584, 253–264.
- Nõges, T., Laugaste, R., Nõges, P., Tõnno, I. (2008). Critical N:P ratio for cyanobacteria and N₂-fixing species in the large shallow temperate lakes Peipsi and Võrtsjärv, North-East Europe. *Hydrobiologia*, 599, 77–86.
- Nones, M., Guo, Y. (2023). Can sediments play a role in river food risk mapping? Learning from selected European examples. *Geoenvironmental Disasters*, 10, 20.

- Nowicka-Krawczyk, P. B., Żelazna-Wieczorek, J. (2017). The genus *Woronichinia* (cyanobacteria) in natural lakes of Drawa National Park (Poland). *Polish Botanical Journal*, 62(2), 253–263.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H. (2022). *vegan: Community Ecology Package* (Version 2.6-4). <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Opreanu, G., Oaie, G., Păun, F. (2007). The dynamic significance of the grain size of sediments transported and deposited by the Danube. *Geo-Eco-Marine*, 13, 111–119.
- Padisák, J., Crossetti, L. O., Naselli-Flores, L. (2009). Use misuse in the application of the phytoplankton functional classification, a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621, 1–19.
- Paerl, H. W. (1988). Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters. *Limnology and Oceanography*, 33, 823–847.
- Paerl, H. W., Huisman, J. (2009). Climate change: A catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1, 27–37.
- Palijan, G. 2012. Abundance and biomass responses of microbial food web components to hydrology and environmental gradients within a floodplain of the River Danube. *Microbial Ecology*, 64, 39–53.
- Palijan, G., Fuks, D. (2006). Alternation of factors affecting bacterioplankton abundance in the Danube River floodplain (Kopački Rit, Croatia). *Hydrobiologia*, 560, 405–415.
- Palmer, M. A., Covich, A. P., Lake, S., Biro, P., Brooks, J. J., Cole, J., Dahm, C., Gibert, J., Goedkoop, W., Martens, K., Verhoeven, J., Van de Bund, W. J. (2000). Linkages between aquatic sediment biota and life above sediments as potential drivers of biodiversity and ecological processes. *BioScience*, 50, 1062–1075.
- Parada, A. E., Needham, D. M., Fuhrman, J. A. (2015). Every base matters: Assessing small subunit rRNA primers for marine microbiomes with mock communities, time series, and global field samples. *Environmental Microbiology*, 18, 1403–1414.

- 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.
- Pavičić, I., Pavelić, D., Duić, Ž., Pavlin, I., Urumović, K., Tot, I. (2022). Prvi rezultati praćenja recentnog taloženja u području Parka prirode Kopački rit. *Hrvatske Vode*, 30, 321–330.
- Pawlowski, J., Bruce, K., Panksep, K., Aguirre, F. I., Amalfitano, S., Apothéloz-Perret-Gentil, L., Baussant, T., Bouchez, A., Carugati, L., Cermáková, K., Cordier, T., Corinaldesi, C., Costa, F. O., Danovaro, R., Dell’Anno, A., Duarte, S., Eisendle, U., Ferrari, B. J. D., Frontalini, F., Frühe, L., Haegerbaeumer, A., Kisand, V., Krolicka, A., Lanzén, A., Leese, F., Lejzerowicz, F., Lyautey, E., Maček, I., Sagova-Marečková, M., Pearman, J. K., Pochon, X., Stoeck, T., Vivien, R., Weigand, A., Fazi, S. (2022). Environmental DNA metabarcoding for benthic monitoring: A review of sediment sampling and DNA extraction methods. *Science of the Total Environment*, 818, 151783.
- Pawlowski, J., Kelly-Quinn, M., Altermatt, F., Apothéloz-Perret-Gentil, L., Beja, P., Boggero, A., Borja, A., Bouchez, A., Cordier, T., Domaizon, I., Feio, M. J., Filipe, A. F., Fornaroli, R., Graf, W., Herder, J., van der Hoorn, B., Jones, J. I., Sagova-Mareckova, M., Moritz, C., Barquín, J., Piggott, J. J., Pinna, M., Rimet, F., Rinkevich, B., Sousa-Santos, C., Specchia, V., Trobajo, R., Vasselon, V., Vitecek, S., Zimmerman, J., Weigand, A., Leese, F., Kahlert, M. (2018). The future of biotic indices in the ecogenomic era: Integrating eDNA metabarcoding in biological assessment of aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment*, 637–638, 1295–1310.
- Pearman, J. K., Biessy, L., Thomson-Laing, G., Waters, S., Vandergoes, M. J., Howarth, J. D., Rees, A., Moy, C., Pochon, X., Wood, S. A. (2020). Local factors drive bacterial and microeukaryotic community composition in lake surface sediment collected across an altitudinal gradient. *FEMS Microbiology Ecology*, 96(6), fiae070.
- Pereira, C. L., Gilbert, M. T. P., Araújo, M. B., Matias, M. G. (2021). Fine-tuning biodiversity assessments: A framework to pair eDNA metabarcoding and morphological approaches. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(12), 2409–2422.
- Pietryczuk, A., Cudowski, A., Hauschild, T., Świsłocka, M., Więcko, A., Karpowicz, M. (2018). Abundance and species diversity of fungi in rivers with various contaminations. *Current Microbiology*, 75, 630–638.

- Pithart, D., Pichlová, R., Bílý, M., Hrbáček, J., Novotná, K., Pechar, L. (2007). Spatial and temporal diversity of small shallow waters in river Lužnice floodplain. *Hydrobiologia*, 584, 256–275.
- Pjevac, P., Hausmann, B., Schwarz, J., Kohl, G., Loy, A., Richter, A. (2021). An economical and flexible dual barcoding, two-step PCR approach for highly multiplexed amplicon sequencing. *Frontiers in Microbiology*, 12, 669776.
- Pliński, M., Komárek, J. (2007). Blue-green algae – Cyanobacteria (Cyanoprokaryota). In Pliński, M. (Ur.), *Flora Zatoki Gdańskiej i wód przyległych (Bałtyk Południowy)* (Vol. 1, pp. 1–172). Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego.
- Pouličková, A., Dvořák, P., Mazalová, P., Hašler, P. (2014). Epipellic microphototrophs: An overlooked assemblage in lake ecosystems. *Freshwater Science*, 33(2), 513–523.
- Preiner, S., Weigelhofer, G., Funk, A., Hohensinner, S., Reckendorfer, W., Schiemer, F., Hein, T. (2018). Danube floodplain Lobau. U Schmutz, S., Sendzimir, J. (ur.), *Riverine Ecosystem Management* (Aquatic Ecology Series, knjiga 8), 491–506. Springer, Cham.
- Pruesse, E., Peplies, J., Glöckner, F. O. (2012). SINA: Accurate high-throughput multiple sequence alignment of ribosomal RNA genes. *Bioinformatics*, 28, 1823–1829.
- Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J., Glöckner, F. O. (2013). The SILVA ribosomal RNA gene database project: Improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Research*, 41, D590–D596.
- Rakitin, A. L., Kulichevskaya, I. S., Beletsky, A. V., Mardanov, A. V., Dedysh, S. N., Ravin, N. V. (2024). Verrucomicrobia of the family Chthoniobacteraceae participate in xylan degradation in boreal peat soils. *Microorganisms*, 12, 2271.
- Ratnasingham, S., Hebert, P. D. N. (2007). bold: The Barcode of Life Data System (<http://www.barcodinglife.org>). *Molecular Ecology Notes*, 7, 355–364.
- Reckendorfer, W., Funk, A., Gschöpf, C., Hein, T., Schiemer, F. (2013). Aquatic ecosystem functions of an isolated floodplain and their implications for flood retention and management. *Journal of Applied Ecology*, 50, 119–128.

Reynolds, C. S. (1988). Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In Sandgren, C. D. (Ur.), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton* (pp. 388–433). Cambridge University Press.

Reynolds, C. S. (2006). *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.

Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Luigi, N. F., Sergio, M. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24, 417–428.

Rimet, F., Gusev, E., Kahlert, M., Kelly, M. G., Kulikovskiy, M., Maltsev, Y., Mann, D. G., Pfannkuchen, M., Trobajo, R., Vasselon, V., Zimmermann, J., Bouchezet, A. (2019). Diat.barcode, an open-access curated barcode library for diatoms. *Scientific Reports*, 9, 15116.

Rodrigues, L. C., Simões, N. R., Bovo-Scomparina, V. M., Jati, S., Santana, N. F., Roberto, M. C., Train, S. (2015). Phytoplankton alpha diversity as an indicator of environmental changes in a neotropical floodplain. *Ecological Indicators*, 48, 334–341.

Round, F. E. (1965). The epipsammon; a relatively unknown freshwater algal association. *British Phycological Bulletin*, 2(6), 456–462.

Sabater, S., Guasch, H., Ricart, M., Romani, A., Vidal, G., Klunder, C., Schmitt-Jansen, M. (2007). Monitoring the effect of chemicals on biological communities. The biofilm as an interface. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 387, 1425–1434.

Salmaso, N., Padisák, J. (2007). Morpho-functional groups phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy; Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*, 578, 97–112.

Salmaso, N., Vasselon, V., Rimet, F., Vautier, M., Elersek, T., Boscaini, A., Donati, C., Moretto, M., Pindo, M., Riccioni, G., Stefani, E., Capelli, C., Lepori, F., Kurmayer, R., Mischke, U., Klemenčič, A. K., Novak, K., Greco, C., Franzini, G., ... Domaizon, I. (2022). DNA sequence and taxonomic gap analyses to quantify the coverage of aquatic cyanobacteria and eukaryotic microalgae in reference databases: Results of a survey in the Alpine region. *Science of the Total Environment*, 834.

Santi, I., Kasapidis, P., Karakassis, I., Pitta, P. (2021). A comparison of DNA metabarcoding and microscopy methodologies for the study of aquatic microbial eukaryotes. *Diversity*, 13, 180.

- Santos, A., van Aerle, R., Barrientos, L., Martinez-Urtaza, J. (2020). Computational methods for 16S metabarcoding studies using Nanopore sequencing data. *Computational and Structural Biotechnology Journal*, 18, 296–305.
- Schiemer, F. (1999). Conservation of biodiversity in floodplain rivers. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement*, 115(3), 423–438.
- Schmidt, A. (1994). Main characteristics of phytoplankton of the Southern Hungarian section of the River Danube. *Hydrobiologia*, 289, 97–108.
- Schmidt, A. (1994). Main characteristics of the phytoplankton of the Southern Hungarian section of the River Danube. *Hydrobiologia*, 289, 97–108.
- Schönbrunner, I. M., Preiner, S., Hein, T. (2012). Impact of drying and re-flooding of sediment on phosphorus dynamics of river-floodplain systems. *Science of the Total Environment*, 432, 329–337.
- Schulte, N. O., Craine, J. M., Leopold, D. R., Devitt, J. K., Fierer, N. (2023). Diversity of freshwater algal assemblages across the United States as revealed by DNA metabarcoding. *Environmental DNA*, 00, 1–20.
- Schwarz, U. (2005). *Landschaftsökologische Charakterisierung des Kopački Rit unter besonderer Berücksichtigung von Flusslandschaftsformen sowie deren Genese und Typologie* [Doktorska disertacija, Sveučilište u Beču].
- SCOR UNESCO. (1966). *Determination of photosynthetic pigments in sea-water*. Paris: UNESCO.
- Seymour, M. (2019). Rapid progression and future of environmental DNA research. *Communications Biology*, 2, 80.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27, 623–656.
- Sharpley, A. N. (1985). The selective erosion of plant nutrients in runoff. *Soil Science Society of America Journal*, 49, 1527–1534.

- Shen, H., Xu, H., Zhang, X., Zhu, T., Jiang, W., Li, X. (2024). Succession characteristics of phytoplankton functional groups and ecological assessment in a cold spring-type urban lake, China. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1435078.
- Shen, M., Wang, H., Liu, Y., Zhang, Y., Li, T., Wang, J., et al. (2019). Trophic status is associated with community structure and metabolic potential of planktonic microbiota in Plateau Lakes. *Frontiers in Microbiology*, 10, 1–15.
- Shepard, F. P. (1954). Nomenclature based on sand-silty-clay ratios. *Journal of Sedimentary Petrology*, 24, 151–154.
- Skácelová, O., Zapomilová, E. (2010). Remarks on the occurrence and ecology of several interesting cyanobacterial morphospecies found in South Moravian wetlands. *Acta Musei Moraviae, Scientiae Biologicae (Brno)*, 95(1), 201–221.
- Sridhar, K. R., Krauss, G., Bärlocher, F., Raviraja, N. S., Wennrich, R., Baumbach, R., Krauss, G. J. (2001). Decomposition of alder leaves in two heavy metal-polluted streams in Central Germany. *Aquatic Microbial Ecology*, 26, 73–80.
- Stanić, I., Kajan, K., Selak, L., Orlić, S. (2025). Environmental drivers of microbial assembly and stability in lakes across biogeographical regions. *Ecological Indicators*, 172, 113324.
- Steger, K., Taeyen Kim, A., Ganzert, L., Grossart, H.-P., Smart, D. R. (2019). Floodplain soil and its bacterial composition are strongly affected by depth. *FEMS Microbiology Ecology*, 95, fiz014.
- Stević, F. (2011). *Složenost utjecaja poplava na strukturu i dinamiku fitoplanktona poplavnog područja* [Doktorska disertacija, Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Institut Ruđer Bošković, Zagreb]. Sveučilišni poslijediplomski interdisciplinarni doktorski studij Zaštita prirode i okoliša.
- Stević, F., Čerba, D., Turković-Čakalić, I., Žuna Pfeiffer, T., Vidaković, J., Mihaljević, M. (2013). Interrelations between *Dreissena polymorpha* colonization and autotrophic periphyton development – A field study in a temperate floodplain lake. *Fundamental and Applied Limnology*, 183(2), 107-119.
- Stilinović, B., Plenković-Moraj, A. (1995). Bacterial and phytoplanktonic research of Ponikve artificial lake on the island of Krk. *Periodicum Biologorum*, 97, 351–358.

- Stoeck, T., Bass, D., Nebel, M., Christen, R., Jones, M. D. M., Breiner, H. W., Richards, T. A. (2010). Multiple marker parallel tag environmental DNA sequencing reveals a highly complex eukaryotic community in marine anoxic water. *Molecular Ecology*, 19, 21–31.
- Strickland, J. D. H., Parsons, T. R. (1972). *A practical handbook of seawater analysis* (Bulletin 167). Ottawa: Fisheries Research Board of Canada.
- Sumaiya, S., Czuba, J. A., Schubert, J. T., David, S. R., Johnston, G. H., Edmonds, D. A. (2021). Sediment transport potential in a hydraulically connected river and floodplain-channel system. *Water Resources Research*, 57, e2020WR028852.
- Šarčević Kopic, I. (2008). Utjecaj dinamike plavljenja na sastav epiksilonu u poplavnom području Dunava. Magistarski rad. Sveučilište u Zagrebu. Prirodoslovno-matematički fakultet, Biološki odsjek, Zagreb.
- Šimunović, M., Kulaš, A., Žutinić, P., Gligora Udovič, M. (2023). Phytoplankton diversity of a natural karst lake combining morphological and molecular approaches. *Water (Switzerland)*, 15(7).
- Tadić, L., Bonacci, O., Dadić, T. (2014). Dynamics of the Kopački Rit (Croatia) wetland floodplain water regime. *Environmental Earth Sciences*, 71, 3559–3570.
- Tang, X., Xie, G., Shao, K., et al. (2020). Contrast diversity patterns and processes of microbial community assembly in a river-lake continuum across a catchment scale in northwestern China. *Environmental Microbiome*, 15, 10.
- Thomaz, S. M., Bini, L. M., Bozelli, R. L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579, 1–13.
- Tockner, K., Zarfl, C., Robinson, C. T. (Eds.). (2022). *Rivers of Europe* (2nd ed.). Academic Press.
- Toet, S., Huibers, L. H. F. A., Van Logtestijn, R. S. P., Verhoeven, J. T. A. (2003). Denitrification in the periphyton associated with plant shoots and in the sediment of a wetland system supplied with sewage treatment plant effluent. *Hydrobiologia*, 501, 29–44.
- Tolotti, M., Boscaini, A., Salmaso, N. (2010). Comparative analysis of phytoplankton patterns in two modified lakes with contrasting hydrological features. *Aquatic Sciences*, 72, 213–226.

- Trevisan, R., Poggi, C., Squartini, A. (2010). Factors affecting diatom dynamics in the alpine lakes of Colbricon (Northern Italy): A 10-year survey. *Journal of Limnology*, 69, 199–208.
- Tzafesta, E., Saccomanno, B., Zangaro, F., Vadrucci, M., Specchia, V., Pinna, M. (2022). DNA barcode gap analysis for multiple marker genes for phytoplankton species biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems. *Biology*, 11, 1277.
- Urvoy, M., Gourmelon, M., Serghine, J., Rabiller, E., L'Helguen, S., Labry, C. (2022). Free-living and particle-attached bacterial community composition, assembly processes, and determinants across spatiotemporal scales in a macrotidal temperate estuary. *Scientific Reports*, 12, 13897.
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 9, 1–38.
- Vadeboncoeur, Y., Kalff, J., Christoffersen, K., Jeppesen, E. (2006). Substratum as a driver of variation in periphyton chlorophyll and productivity in lakes. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(2), 379–392.
- Vadeboncoeur, Y., Lodge, D. M., Carpenter, S. R. (2001). Whole-lake fertilization effects on distribution of primary production between benthic and pelagic habitats. *Ecology*, 82, 1065–1077.
- Vasselon, V., Rivera, S. F., Ács, É., Almeida, S. B., Andree, K. B., Apothéloz-Perret-Gentil, L., Bailet, B., Baričević, A., Beentjes, K. K., Bettig, J., Bouchez, A., Capelli, C., Chardon, C., Duleba, M., Elersek, T., Genthon, C., Jablonska, M., Jacas, L., Kahlert, M., ... Paix, B. (2025). Proficiency testing and cross-laboratory method comparison to support standardisation of diatom DNA metabarcoding for freshwater biomonitoring. *Metabarcoding and Metagenomics*, 9, 35–70.
- Vidaković, J., Bogut, I. (2007). Periphyton nematode assemblages in association with *Myriophyllum spicatum* L. in Lake Sakadaš, Croatia. *Russian Journal of Nematology*, 15(1), 78–88.
- Vivien, R., Casado-Martinez, C., Lafont, M., Ferrari, B. J. D. (2020). Effect thresholds of metals in stream sediments based on in situ oligochaete communities. *Environments*, 7, 31.

- Wang, L. F., Tong, J. X., Li, Y., Zhu, J. X., Zhang, W. L., Niu, L. H., et al. (2021). Bacterial and fungal assemblages and functions associated with biofilms differ between diverse types of plastic debris in a freshwater system. *Environmental Research*, 196, 110371.
- Wang, Y., Fan, Z., Wang, W., Zhou, Z., Ye, X. (2022). Effects of flood on phytoplankton diversity and community structure in floodplain lakes connected to the Yangtze River. *Diversity*, 14, 581.
- Wang, Y., Pan, J., Yang, J., Zhou, Z., Pan, Y., Li, M. 2020. Patterns and processes of free-living and particle-associated bacterioplankton and archaeoplankton communities in a subtropical river-bay system in South China. *Limnology and Oceanography*, 65, 161–179.
- Ward, J. V., Stanford, J. A. 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management*, 11, 105–119.
- Weigelhofer, G., Hein, T., Kucera-Hirzinger, V., Zornig, H., Schiemer, F. (2011). Hydrological improvement of a former floodplain in an urban area: Potential and limits. *Ecological Engineering*, 37, 1507–1514.
- Weilhöfer, C. L., Pan, Y., Eppard, S. (2008). The effects of river floodwaters on floodplain wetland water quality and diatom assemblages. *Wetlands*, 28(2), 473–486.
- Wenskus, F., Hecht, C., Horchler, P., Januschke, K., Rieland, G., Scholz, M., Weber, A., Hering, D. (2025). Unravelling direct and indirect effects of river-floodplain connectivity on biodiversity: Insights from the Elbe River floodplains. *Biodiversity and Conservation*.
- Werner, V. R., Dornelles Martins, M., Oliveira da Silva, F. (2018). Cyanobacteria from a Brazilian subtropical freshwater water body. *Brazilian Journal of Botany*, 41, 901–921.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. New York: Springer-Verlag.
- Wolfram, G., Höss, S., Orendt, C., Schmitt, C., Adamek, Z., Bandow, N., Großchartner, M., Kukkonen, J. V. K., Leloup, V., Lopez Doval, J. C., Muñoz, I., Traunspurger, W., Tuikka, A., Van Liefferinge, C., von der Ohe, P. C., de Deckere, E. (2012). Assessing the impact of chemical pollution on benthic invertebrates from three different European rivers using a weight-of-evidence approach. *Science of the Total Environment*, 438, 498–509.

- Wood, P. J., Armitage, P. D. (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21, 203–217.
- Wu, M., Zhang, M., Ding, W., Lan, L., Liu, Z., Miao, L., Hou, J. (2021). Microbial carbon metabolic functions in sediments influenced by resuspension event. *Water*, 13, 7.
- Wu, Y. (2017). *Periphyton: Function and application in environmental remediation*. Elsevier.
- Wu, Y., Li, T., Yang, L. (2012). Mechanisms of removing pollutants from aqueous solutions by microorganisms and their aggregates: A review. *Bioresource Technology*, 107, 10–18.
- Yang, S., Zhang, J., Liu, X., Li, M., Chen, Q., Wang, J., et al. (2024). Microbial community structure and diversity attached to the periphyton in different urban aquatic habitats. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(5).
- Zhang, J., Zhang, X., Liu, Y., Xie, S., Liu, Y. (2014). Bacterioplankton communities in a high-altitude freshwater wetland. *Annals of Microbiology*, 64, 1405–1411.
- Zhang, N., Li, H., Jeppesen, E., Li, W. (2013). Influence of substrate type on periphyton biomass and nutrient state at contrasting high nutrient levels in a subtropical shallow lake. *Hydrobiologia*, 710(1), 129–141.
- Zhao, Z., Wang, W., Li, F., Chen, Y., Liu, H., Zhang, C., et al. (2024). The microbial community structure and nitrogen cycle of high altitude pristine saline lakes on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Frontiers in Microbiology*, 15, 1–13.
- Zhong, X., Berdjeb, L., Jacquet, S. (2013). Temporal dynamics and structure of picocyanobacteria and cyanomyoviruses in two large and deep peri-alpine lakes. *FEMS Microbiology Ecology*, 86, 312–326.
- Zhou, S. L., Sun, Y., Zhang, Y. R., Huang, T. L., Zhou, Z. Z., Li, Y., et al. (2020). Pollutant removal performance and microbial enhancement mechanism by water-lifting and aeration technology in a drinking water reservoir ecosystem. *Science of the Total Environment*, 709, 135848.

Zwart, G., Crump, B. C., Agterveld, M. P., Hagen, F., Han, S.-K. (2002). Typical freshwater bacteria: An analysis of available 16S rRNA gene sequences from plankton of lakes and rivers. *Aquatic Microbial Ecology*, 28, 141–155.

Zwoliński, Z. (1992). Sedimentology and geomorphology of overbank flows on meandering river floodplains. *Geomorphology*, 4(6), 367–379.

Žuna Pfeiffer, T. (2012). Naseljavanje i razvoj alga u obraštajnim zajednicama poplavnog područja Dunava (Doktorski rad). Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Institut Ruđer Bošković, Zagreb. Poslijediplomski sveučilišni interdisciplinarni (doktorski) studij Zaštita prirode i okoliša, Osijek.

Žuna Pfeiffer, T., Mihaljević, M., Špoljarić, D., Stević, F., Plenković-Moraj, A. (2015). The disturbance-driven changes of periphytic algal communities in a Danubian floodplain lake. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 416, 02.

8. PRILOG

8. PRILOG

Prilog 1. Raznolikost fitoplanktona i fitobentosa na istraživanim postajama 2021. godine (D – Dunav; H – kanal Hulovo; C – kanal Čonakut; K – Kopačko jezero; S- Sakadaško jezero; P – fitoplankton; B – fitobentos)

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
Heterokontophyta											
Achnanthes inflata (Kützing) Grunow	ACHINF				*		*				*
Achnanthidium druartii Rimet & Couté	ACHDRU								*		*
Achnanthidium eutrophilum (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	ACHEUT				*		*		*		*
Achnanthidium minutissimum (Kützing) Czarnecki	ACHMIN		*		*		*		*		*
Achnanthidium pyrenaicum (Hustedt) H.Kobayasi	ACHPYR		*				*		*		
Achnanthidium sp. 1	ACHSP1		*		*		*		*		*
Actinocyclus normanii (W.Gregory ex Greville) Hustedt	ACTNOR		*		*				*		
Actinoptychus sp. 1	ACTSP1						*				
Adlafia minuscula (Grunow) Lange-Bertalot	ADLMIN				*				*		
Adlafia sp. 1	ADLSP1		*						*		*
Amphipleura pellucida (Kützing) Kützing	AMPPEL								*		
Amphora copulata (Kützing) Schoeman & R.E.M.Archibald	AMPCOP		*		*		*		*		*
Amphora ovalis (Kützing) Kützing	AMPOVA		*		*	*	*	*	*	*	*
Amphora pediculus (Kützing) Grunow	AMPPED		*		*		*		*		*
Anomoeoneis sphaerophora Pfitzer	ANOSPH				*		*		*		
Asterionella formosa Hassall	ASTFOR	*	*	*	*	*		*	*	*	*

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	AULGRA	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.Müller) Simonsen	AULGRAA		*		*		*		*		*
<i>Aulacoseira pusilla</i> (F.Meister) A.Tuji & A.Houki	AULPUS	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Aulacoseira curvata</i> Houk, Klee & H.Tanaka	AULCUR		*		*				*		
<i>Brebissonia lanceolata</i> (C.Agardh) R.K.Mahoney & Reimer	BRELAN		*		*		*				
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	CALAMP				*				*		*
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	CALBAC		*		*		*		*		*
<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve	CALSIL				*		*		*		*
<i>Centrtractus belonophorus</i> (Schmidle) Lemmermann	CENBEL					*			*	*	*
<i>Characiopsis borziana</i> Lemmermann	CHABOR						*		*		*
<i>Characiopsis gibba</i> (A.Braun) Borzí	CHAGIB						*				*
<i>Characiopsis naegelii</i> (A.Braun) Lemmermann	CHANA										*
<i>Characiopsis tuba</i> (Hermann) Lemmermann	CHATUB										*
<i>Chromulina</i> sp. 1	CHRSP1				*		*				*
<i>Chrysococcus rufescens</i> Klebs	CHRRUF	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Cocconeis euglypta</i> Ehrenberg	COCEUG		*		*		*		*		
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	COCPED		*		*		*		*		*
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	COCPLA		*		*		*		*		*
<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) D.G.Mann	CRAACC		*		*		*				*
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D.G.Mann	CRACUS				*				*		*
<i>Cyclostephanos dubius</i> (Hustedt) Round	CYCDUB	*	*	*	*	*	*		*		*
<i>Cyclostephanos invisitatus</i> (M.H.Hohn & Hellerman) E.C.Theriot, Stoermer & Håkanasson	CYCINV		*		*		*		*		*
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	CYCATO		*		*		*		*		*
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	CYMAFF		*		*		*		*		*

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Cleve	CYMASP						*				
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) O.Kirchner	CYMCIS				*						
<i>Cymbella compacta</i> Østrup	CYMCOM		*								
<i>Cymbella neocistula</i> Krammer	CYMNEO										*
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	CYMTUM	*			*	*	*	*		*	*
<i>Cymbopleura naviculiformis</i> (Auerswald ex Heiberg) Krammer	CYMNAV										*
<i>Diatoma ehrenbergii</i> Kützing	DIAEHR		*		*		*		*		
<i>Diatoma moniliformis</i> (Kützing) D.M.Williams	DIAMON		*		*				*		
<i>Diatoma tenuis</i> C.Agardh	DIATEN				*		*		*		*
<i>Diatoma vulgaris</i> Bory	DIAVUL		*		*		*		*		*
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof	DINBAV										*
<i>Dinobryon crenulatum</i> West & G.S.West	DINCRE									*	
<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof	DINDIV			*		*		*		*	*
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehrenberg	DINSER										*
<i>Dinobryon sociale</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	DINSOC										*
<i>Diploneis</i> sp. 1	DIPSP1		*						*		
<i>Discostella asterocostata</i> (B.Q.Lin, S.Q.Xie & S.X.Cai) Houk & Klee	DISAST	*	*		*		*		*		*
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee	DISPSE		*		*				*		*
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	DISSTE		*		*		*		*		*
<i>Encyonema cespitosum</i> Kützing	ENCCES				*						
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse) D.G.Mann	ENCMIN		*		*		*		*		*
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann	ENCNIL		*		*				*		*
<i>Encyonema ventricosum</i> (C.Agardh) Grunow	ENCVEN		*		*				*		

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	EPIADN		*		*		*				
<i>Epithemia gibba</i> (Ehrenberg) Kützing	EPIGIB				*				*		*
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt	EUNBIL		*		*		*		*		*
<i>Eunotia</i> sp. 1	EUNSP1								*		
<i>Fallacia lenzii</i> Lange-Bertalot	FALLEN		*		*		*		*		*
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle & D.G.Mann	FALPYG		*		*		*		*		*
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	FRACAP		*		*		*		*		*
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	FRACRO		*		*		*		*		*
<i>Fragilaria rumpens</i> (Kützing) G.W.F.Carlson	FRARUM		*								
<i>Fragilaria saxoplanctonica</i> Lange-Bertalot & S.Ulrich	FRASAX		*		*						*
<i>Fragilaria</i> sp. 1	FRASP1		*		*		*		*		*
<i>Fragilaria tenera</i> (W.Smith) Lange-Bertalot	FRATEN			*		*	*	*		*	
<i>Fragilaria tenera</i> var. <i>nanana</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot & S.Ulrich	FRATENN		*		*		*		*		*
<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) J.B.Petersen	FRAVAU		*		*		*		*		*
<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni	FRUVUL		*		*		*		*		
<i>Gomphonella olivacea</i> (Hornemann) Rabenhorst	GOMOLI		*		*		*		*		*
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	GOMACU				*	*	*				*
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg	GOMAUG				*				*		
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	GOMGRA					*	*		*		
<i>Gomphonema minutum</i> (C.Agardh) C.Agardh	GOMMIN		*								*
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	GOMPAR		*		*		*		*		*
<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot	GOMPSE				*						
<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) E.Reichardt & Lange-Bertalot	GOMPUM		*		*				*		*

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Gomphonema subclavatum</i> (Grunow) Grunow	GOMSUB		*		*		*		*		*
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	GOMTRU		*		*		*		*		
<i>Grunowia sinuata</i> (Thwaites ex W.Smith) Rabenhorst	GRUSIN				*		*		*		
<i>Grunowia solgensis</i> (A.Cleve) Aboal	GRUSOL						*		*		*
<i>Grunowia tabellaria</i> (Grunow) Rabenhorst	GRUTAB								*		
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	GYRACU		*		*	*	*	*	*		*
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	GYRATT		*								
<i>Gyrosigma scalproides</i> (Rabenhorst) Cleve	GYRSCA		*		*		*		*		*
<i>Halamphora montana</i> (Krasske) Levkov	HALMON		*		*		*		*		*
<i>Halamphora veneta</i> (Kützing) Levkov	HALVEN		*		*		*		*		*
<i>Hannaea arcus</i> (Ehrenberg) R.M.Patrick	HANARC		*						*		
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	HANAMP		*		*	*	*		*		*
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	HIPCAP	*	*		*		*		*	*	*
<i>Hippodonta costulata</i> (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski	HIPCOS				*						*
<i>Humidophila contenta</i> (Grunow) Lowe, Kociolek, Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová	HUMCON		*		*				*		*
<i>Iconella linearis</i> (W.Smith) Ruck & Nakov	ICOLIN				*				*		*
<i>Iconella tenera</i> (W.Gregory) Ruck & Nakov	ICOTEN				*		*		*		
<i>Karayevia</i> sp. 1	KARSP1				*						
<i>Kephyrion rubri-claustri</i> Conrad	KEPRUB	*		*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Lemnicola hungarica</i> (Grunow) Round & Basson	LEMHUN		*		*				*		
<i>Lindavia balatonis</i> (Pantocsek) Nakov, Guillory, Julius, Theriot & Alverson	LINBAL								*		
<i>Lindavia bodanica</i> (Eulenstein ex Grunow) T.Nakov, Guillory, Julius, Theriot & Alverson	LINBOD								*		*
<i>Lindavia radiosa</i> (Grunow) De Toni & Forti	LINRAD	*	*		*				*		*

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch) D.G.Mann ex Rarick, S.Wu, S.S.Lee & Edlund	LUTGOE		*		*		*				
<i>Mallomonas caudata</i> Iwanoff	MALCAU										*
<i>Mallomonas ploesslii</i> Perty	MALPLO										*
<i>Mayamaea atomus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	MAYATO		*		*						
<i>Melosira varians</i> C.Agardh	MELVAR	*	*		*		*	*	*		*
<i>Meridion circulare</i> (Greville) C.Agardh	MERCIR		*		*		*		*		*
<i>Navicula antonii</i> Lange-Bertalot	NAVANT		*		*		*		*		*
<i>Navicula capitatoradiata</i> H.Germain ex Gasse	NAVCAP		*		*				*		*
<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs	NAVCIN		*		*		*		*		*
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	NAVCRY		*		*		*		*		*
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	NAVCRYT		*		*		*		*		*
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	NAVGRE		*		*		*		*		*
<i>Navicula lanceolata</i> Ehrenberg	NAVLAN	*	*		*		*		*		*
<i>Navicula menisculus</i> Schumann	NAVMEN		*		*		*		*		*
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	NAVRAD		*		*						*
<i>Navicula recens</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	NAVREC		*		*		*		*		*
<i>Navicula reinhardtii</i> (Grunow) Grunow	NAVREI	*	*		*						*
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	NAVRHY		*								
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	NAVROS				*		*		*		*
<i>Navicula slesvicensis</i> Grunow	NAVSLE		*		*				*		*
<i>Navicula</i> sp. 1	NAVSP1		*	*	*		*		*		*
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory	NAVTRI		*		*		*		*		*
<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot	NAVTRIV		*		*	*	*		*		*

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Navicula upsaliensis</i> (Grunow) M.Peragallo	NAVUPS		*		*		*	*	*		*
<i>Navicula veneta</i> Kützing	NAVVEN										*
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg	NAVVir		*	*	*		*		*		*
<i>Navigeia decussis</i> (Østrup) Bukhtiyarova	NAVDEC		*		*				*		*
<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pfitzer	NEIAFI				*				*		*
<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve	NEIDUB								*		*
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	NITACI	*	*	*	*	*		*	*	*	*
<i>Nitzschia acicularis</i> var. <i>closterioides</i> Grunow	NITACICLO			*				*			
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	NITAMP		*		*		*		*		*
<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch	NITCLA		*		*		*		*		*
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst	NITDIS		*		*		*		*		*
<i>Nitzschia filiformis</i> (W.Smith) Van Heurck	NITFIL						*				*
<i>Nitzschia fonticola</i> (Grunow) Grunow	NITFON		*		*		*		*		*
<i>Nitzschia fruticosa</i> Hustedt	NITFRU	*						*			
<i>Nitzschia fusiformis</i> Grunow	NITFUS								*		
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	NITGRAC						*				*
<i>Nitzschia heufleriana</i> Grunow	NITHEU		*		*		*				*
<i>Nitzschia holsatica</i> Hustedt	NITHOL			*							
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	NITINC		*		*		*		*		*
<i>Nitzschia linearis</i> W.Smith	NITLIN		*	*	*	*	*		*	*	*
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	NITPAL	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Nitzschia paleacea</i> (Grunow) Grunow	NITPALC		*		*		*	*	*		*
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	NITREC		*	*	*	*	*		*		*

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W.Smith	NITSIG		*	*	*		*	*	*		*
<i>Nitzschia</i> sp. 1	NITSP1										*
<i>Nitzschia subacicularis</i> Hustedt	NITSUB		*		*		*	*	*	*	*
<i>Nitzschia tenuis</i> W.Smith	NITTEN				*				*		
<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch	NITVER				*		*		*		*
<i>Odontidium mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing	ODOMES		*		*				*		
<i>Ophiocytium capitatum</i> Wolle	OPHCAP			*			*	*	*		*
<i>Pantocsekiella ocellata</i> (Pantocsek) K.T.Kiss & Ács	PANOCE		*		*				*		*
<i>Pantocsekiella costei</i> (J.C.Druart & F.Straub) K.T.Kiss & E.Ács	PANCOS		*		*		*		*		*
<i>Paraplaconeis placentula</i> (Ehrenberg) Kulikovskiy & Lange-Bertalot	PARPLA				*				*		*
<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützing) Rabenhorst	PINBRE				*		*		*		*
<i>Pinnularia gibba</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	PINGIB				*				*		*
<i>Pinnularia grunowii</i> Krammer	PINGRU								*		
<i>Pinnularia</i> sp. 1	PINSP1						*				
<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer	PINVIR										*
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	PINVIRS			*	*		*		*		*
<i>Placoneis elginensis</i> (W.Gregory) E.J.Cox	PLAELG				*		*				*
<i>Placoneis gastrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky	PLAGAS										*
<i>Placonesis</i> sp. 1	PLASP1										*
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	PLAFRE		*		*				*		*
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot	PLALAN		*		*		*		*		*
<i>Planothidium rostratoholarcticum</i> Lange-Bertalot & Bak	PLAROS				*				*		*

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Platessa</i> sp. 1	PLATSP1										*
<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compère	PLELAE							*			
<i>Prestauroneis protracta</i> (Grunow) Kulikovskiy & Glushchenko	PREPRO										*
<i>Psammothidium</i> sp. 1	PSASP1							*			
<i>Pseudofallacia monoculata</i> (Hustedt) Y.Liu, Kociolek & Q.Wang	PSEMON							*			*
<i>Pseudokephyrion pseudospirale</i> Bourrelly	PSEPSE										*
<i>Pseudostaurostrum enorme</i> (Ralfs) Chodat	PSEENO							*			
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) D.M.Williams & Round	PSEBRE		*		*			*			*
<i>Pseudostaurosira parasitica</i> (W.Smith) E.Morales	PSEPAR		*		*	*		*			*
<i>Pseudostaurosira subconstricta</i> (Grunow) Kulikovskiy & Genkal	PSESUB		*								
<i>Reimeria sinuata</i> (W.Gregory) Kociolek & Stoermer	REISIN		*		*	*		*			*
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot	RHOABB		*		*			*			*
<i>Sellaphora bacillum</i> (Ehrenberg) D.G.Mann	SELBAC					*		*			*
<i>Sellaphora nigri</i> (De Notaris) Wetzel & Ector	SELNIG		*		*	*		*			*
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky	SELPUP		*		*	*		*			*
<i>Skeletonema potamos</i> (C.I.Weber) Hasle	SKEPOT	*	*	*	*	*		*	*	*	*
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg	STAANC				*						
<i>Staurosira construens</i> Ehrenberg	STACON		*		*	*		*			*
<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) D.M.Williams & Round	STAPIN		*		*			*			*
<i>Stephanocyclus meneghinianus</i> (Kützing) Kulikovskiy, Genkal & Kociolek	STEMEN	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	STEHAN	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Stephanodiscus klamathensis</i> Houk, Klee & H.Tanaka	STEKLA				*						
<i>Stephanodiscus neoastrea</i> Håkansson & Hickel	STENEO	*	*		*						*
<i>Stephanodiscus parvus</i> Stoermer & Håkansson	SETPAR				*			*			*

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Stephanodiscus</i> sp. 1	STESP1							*			
<i>Surirella angusta</i> Kützing	SURANG			*		*		*		*	
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	SURBRE		*	*		*		*		*	
<i>Surirella librile</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	SURLIB	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Surirella minuta</i> Brébisson ex Kützing, nom. illeg.	SURMIN		*	*		*		*		*	
<i>Surirella</i> sp. 1	SURSP1		*	*				*		*	
<i>Synura uvella</i> Ehrenberg	SYNUVE	*		*		*		*		*	*
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngbye) Kützing	TABFEN		*								
<i>Tabularia fasciculata</i> (C.Agardh) D.M.Williams & Round	TABFAS			*				*			
<i>Tribonema minus</i> (Wille) Hazen	TRIMIN					*					
<i>Tryblionella angustata</i> W.Smith	TRYANG			*				*		*	
<i>Tryblionella angustatula</i> (Lange-Bertalot) Cantonati & Lange-Bertalot	TRYANGU							*			
<i>Tryblionella brunoi</i> (Lange-Bertalot) Cantonati & Lange-Bertalot	TRYBRU			*				*			
<i>Tryblionella debilis</i> Arnott ex O'Meara	TRYDEB		*								
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) Frenguelli	TRYHUN		*	*		*		*		*	
<i>Tryblionella levidensis</i> W.Smith	TRYLEV			*				*		*	
<i>Tryblionella salinarum</i> (Grunow) Pelletan	TRYSAL			*				*		*	
<i>Tryblionella apiculata</i> W.Gregory	TRYAPI			*				*			
<i>Tryblionella calida</i> (Grunow) D.G.Mann	TRYCAL			*		*		*			
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	ULNACU	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	ULNULN		*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Witkowskia anglophila</i> (Lange-Bertalot) Kulikovskiy, Glushchenko, Mironov & Kociolek	WITANG		*								

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
Euglenophyta											
<i>Colacium vesiculosum</i> Ehrenberg	COLVES							*		*	
<i>Euglena agilis</i> H.J.Carter	EUGAGI			*						*	
<i>Euglena ehrenbergii</i> G.A.Klebs	EUGEHR			*							
<i>Euglena gracilis</i> G.A.Klebs	EUGGRA									*	
<i>Euglena viridis</i> (O.F.Müller) Ehrenberg	EUGVIR					*		*		*	*
<i>Euglenaformis proxima</i> (P.A.Dangeard) M.S.Bennett & Triemer	EUGPRO							*		*	
<i>Flexiglena variabilis</i> (G.A.Klebs) Zakryś & Łukomska	FLEVAR			*		*		*		*	*
<i>Lepocinclis acus</i> (O.F.Müller) B.Marin & Melkonian	LEPACU			*				*	*		
<i>Lepocinclis caudata</i> (A.M.Cunha) Pascher	LEPCAU					*		*		*	
<i>Lepocinclis fusiformis</i> (H.J.Carter) Lemmermann	LEPFUS									*	
<i>Lepocinclis marssonii</i> Lemmermann	LEPMAR							*		*	
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann	LEPOVU							*	*	*	
<i>Lepocinclis oxyuris</i> (Schmarda) B.Marin & Melkonian	LEPOXY	*		*						*	
<i>Lepocinclis</i> sp.1	LEPSP1									*	
<i>Lepocinclis spirogyroides</i> B.Marin & Melkonian	LEPSPI							*			
<i>Lepocinclis steinii</i> (Lemmermann) Lemmermann	LEPSTE					*				*	
<i>Lepocinclis tripteris</i> (Dujardin) B.Marin & M.Melkonian	LEPTRI							*			
<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky	MONPYR							*	*	*	*
<i>Peranema trichophorum</i> (Ehrenberg) F.Stein	PERTRI									*	

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Phacus curvicauda</i> Svirenko	PHACUR							*		*	
<i>Phacus inflexus</i> Pochmann	PHAINF							*		*	
<i>Phacus limnophilus</i> (Lemmermann) E.W.Linton & Karnkowska	PHALIM			*				*		*	
<i>Phacus pleuronectes</i> (O.F.Müller) Nitzsch ex Dujardin	PHAPLE							*		*	*
<i>Phacus pusillus</i> Lemmermann	PHAPUS							*		*	
<i>Phacus salinus</i> (F.E.Fritsch) E.W.Linton & Karnkowska	PHASAL							*			
<i>Phacus</i> sp. 1	PHASP1									*	
<i>Phacus stokesii</i> var. <i>minor</i> Kiss	PHASTOM									*	
<i>Phacus suecicus</i> Lemmermann	PHASUE					*				*	
<i>Strombomonas acuminata</i> (Schmarda) Deflandre	STRACU			*							
<i>Trachelomonas cylindrica</i> Ehrenberg	TRACYL							*		*	
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein	TRAHIS				*	*		*		*	
<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann	TRAOBL	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Trachelomonas planctonica</i> Svirenko	TRAPLA			*				*		*	*
<i>Trachelomonas verrucosa</i> A.Stokes	TRAVER							*		*	
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	TRAVOL	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Dinoflagellata											
<i>Apocalathium aciculiferum</i> (Lemmermann) Craveiro, Daugbjerg, Moestrup & Calado	APOACI			*		*		*		*	*
<i>Glenodinium</i> sp. 1	GLESP1									*	*
<i>Glenodinium</i> sp. 2	GLESP2							*			
<i>Gymnodinium</i> sp. 1	GYMSP1				*					*	
<i>Parvodinium pusillum</i> (Penard) Carty	PARPUS									*	
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.Müller) Ehrenberg	PERCIN			*						*	
<i>Peridinium</i> sp.	PERSP			*		*					

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
Cyanobacteria											
<i>Anabaena catenula</i> Kützing ex Bornet & Flahault	ANACAT							*			
<i>Anabaenopsis arnoldii</i> Aptekar	ANAARN			*		*		*		*	
<i>Aphanizomenon</i> sp. 1	APHSP1								*		*
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G.S.West	APHDEL					*		*	*	*	*
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek	APHHOL			*		*		*		*	
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek	APHINC			*				*			
<i>Aphanocapsa planctonica</i> (G.M.Smith) Komárek & Anagnostidis	APHPLA			*		*		*		*	
<i>Aphanothece</i> sp. 1	APHOSP1								*		
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	CHRMIN					*		*			*
<i>Dolichospermum planctonicum</i> (Brunnthal) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	DOLPLA			*		*	*	*	*		*
<i>Dolichospermum solitarium</i> (Klebahn) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	DOLSOL							*		*	
<i>Dolichospermum spiroides</i> (Klebahn) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	DOLSPI							*			
<i>Gomphosphaeria aponina</i> Kützing	GOMAPO										*
<i>Komvophoron</i> sp. 1	KOMSP1				*				*		*
<i>Leptolyngbya</i> sp. 1	LEPTSP1		*		*		*		*		*
<i>Leptolyngbya</i> sp. 2	LEPTSP2	*		*		*		*	*	*	*
<i>Limnothrix redekei</i> (Goor) Meffert	LIMRED								*		*
<i>Merismopedia elegans</i> A.Braun ex Kützing	MERELE										*
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing	MERGLA			*	*	*		*	*	*	*
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	MERTEN					*	*	*	*	*	*
<i>Merismopedia tranquilla</i> (Ehrenberg) Trevisan	MERTRA			*		*		*		*	*
<i>Oscillatoria limosa</i> C.Agardh ex Gomont	OSCLIM		*		*				*		*
<i>Oscillatoria tenuis</i> C.Agardh ex Gomont	OSCTEN		*		*		*		*		*

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Phormidium granulatum</i> (N.L.Gardner) Anagnostidis	PHOGRA			*		*		*		*	
<i>Planktolynghya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	PLALIM					*				*	
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	PLAAGA					*				*	
<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	PSECAT	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher	PSEGal										*
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek	PSELIM	*		*		*	*	*	*	*	*
<i>Rhabdogloea smithii</i> (Chodat & F.Chodat) Komárek	RHASMI			*		*		*		*	
<i>Romeria</i> sp. 1	ROMSP1							*			
<i>Snowella lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák	SNOLAC		*			*		*		*	
<i>Spirulina major</i> Kützing ex Gomont	SPIMAJ									*	
<i>Synechococcus</i> sp.	SYNSP					*					
<i>Woronichinia compacta</i> (Lemmermann) Komárek & Hindák	WORCOM			*		*		*		*	
Cryptista											
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	CRYERO	*		*						*	
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	CRYMAR	*		*		*		*		*	
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	CRYOVA	*		*		*		*	*	*	*
<i>Cryptomonas pyrenoidifera</i> Geitler	CRYPYR	*									
<i>Cryptomonas</i> sp. 1	CRYSP1					*		*		*	*
<i>Plagioselmis lacustris</i> (Pascher & Ruttner) Javornický	PLALAC	*		*		*		*		*	
<i>Plagioselmis nannoplantica</i> (Skuja) G.Novarino, I.A.N.Lucas & Morrall	PLANAN	*		*		*		*	*	*	*
<i>Rhodomonas</i> sp. 1	RHOSP1		*		*	*		*		*	

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
Chlorophyta											
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	ACTHAN	*									*
<i>Ankistrodesmus arcuatus</i> Korshikov	ANKARC	*		*		*		*		*	*
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	ANKFAL		*				*		*		*
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda	ANKFUS			*				*		*	
<i>Carteria</i> sp. 1	CARSP1								*		*
<i>Chlamydomonas</i> sp. 1	CHLSP1										*
<i>Chlorella</i> sp. 1	CHLOSP1						*		*		*
<i>Chlorotetraedron incus</i> (Teiling) Komárek & Kovácik	CHLINC					*		*			*
<i>Cladophora</i> sp. 1	CLASP1		*				*		*		*
<i>Closteriopsis acicularis</i> (Chodat) J.H.Belcher & Swale	CLOACI								*		*
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	COEMIC	*		*		*		*	*	*	*
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	COEAST								*		
<i>Coenococcus nygaardii</i> (Komárek) Hindák	COENYG										*
<i>Coenococcus planctonicus</i> Korshikov	COEPLA										*
<i>Coenocystis</i> sp. 1	COESP1										*
<i>Crucigenia lauterbornii</i> (Schmidle) Schmidle	CRULAU					*					
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	CRUQUA		*		*				*		*
<i>Desmodesmus abundans</i> (Kirchner) E.H.Hegewald	DESABU	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Desmodesmus bicaudatus</i> (Dedusenko) P.M.Tsarenko	DESBIC	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Desmodesmus brasiliensis</i> (Bohlin) E.Hegewald	DESBRA						*				*
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald	DESDEN						*				*
<i>Desmodesmus intermedius</i> (Chodat) E.Hegewald	DESINT										*
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald	DESOPO		*		*		*		*		*
<i>Desmodesmus pannonicus</i> (Hortobágyi) E.Hegewald	DESPAN								*		*

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) E.Hegewald	DESSPI										*
<i>Desmodesmus dispar</i> (Brébisson) E.Hegewald	DESDIS							*			
<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>carinatus</i> (Lemmermann) E.Hegewald	DESOPC							*			
<i>Dichotomococcus curvatus</i> Korshikov	DICCUR										*
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	EUDELE			*							*
<i>Gloeotila</i> sp. 1	GLOSP1							*			*
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	GOLRAD										*
<i>Hyalogonium klebsii</i> Pascher	HYAKLE										*
<i>Keratococcus bicaudatus</i> (A.Braun ex Rabenhorst) J.B.Petersen	KERBIC							*			
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	KIRLUN					*		*			*
<i>Kirchneriella obesa</i> (West) West & G.S.West	KIROBE					*					
<i>Kirchneriella irregularis</i> (G.M.Smith) Korshikov	KIRIRR										*
<i>Koliella longiseta</i> (Vischer) Hindák	KOLLON	*	*	*		*	*	*	*	*	*
<i>Lacunastrum gracillimum</i> (West & G.S.West) H.A.McManus	LACGRA										*
<i>Lagerheimia citrifomis</i> (J.W.Snow) Collins	LAGCIT							*			
<i>Lagerheimia genevensis</i> (Chodat) Chodat	LAGGEN	*		*		*		*		*	*
<i>Lagerheimia marssonii</i> Lemmermann	LAGMAR					*					
<i>Lagerheimia wratislawiensis</i> Schröder	LAGWRA			*		*		*		*	
<i>Lagerheimia longiseta</i> (Lemmermann) Printz	LAGLON										*
<i>Lemmermannia tetrapedia</i> (Kirchner) Lemmermann	LEMTET	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Messastrum gracile</i> (Reinsch) T.S.Garcia	MESGRA							*			
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	MICPUS							*			*
<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda	MONSIM	*	*					*			

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	MONCON	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová	MONGRI		*	*	*	*	*	*	*		*
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G.M.Smith) Komárková-Legnerová	MONIRR				*		*		*		*
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard	MONKOM					*		*		*	
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	MONMIN	*		*		*		*		*	*
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (H.C.Wood) C.Bock	MUCPUL				*			*	*		*
<i>Mucidosphaerium</i> sp.	MUCSP	*									
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i> (G.S.West) Korshikov	NEPSUB										*
<i>Nephrocytium agardhianum</i> Nägeli	NEPAGA						*				
<i>Oedogonium</i> sp. 1	OEDSP1				*						*
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	OOCLAC									*	*
<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory	PANMOR	*		*				*			*
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	PEDDUP			*	*		*		*		*
<i>Phacotus lenticularis</i> (Ehrenberg) Diesing	PHALEN		*		*		*		*		*
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle	PLALAU			*		*				*	*
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> G.M.Smith	PLAGEL										*
<i>Polytoma</i> sp. 1	POLSP1										*
<i>Pseudocharacium obtusum</i> (A.Braun) Petry-Hesse	PSEOBT								*		*
<i>Pseudodidymocystis inconspicua</i> (Korshikov) Hindák	PSEINC		*		*		*		*		*
<i>Pseudodidymocystis planctonica</i> (Korshikov) E.Hegewald & Deason	PSEPLA	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E.Hegewald	PSEBOR		*				*		*		*
<i>Pteromonas cordiformis</i> Lemmermann, nom. illeg.	PTECOR										*
<i>Quadricoccus laevis</i> Fott	QUALAE										*

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
<i>Raphidocelis danubiana</i> (Hindák) Marvan, Komárek & Comas	RAPDAN	*		*		*	*	*	*	*	*
<i>Raphidonema planctonicum</i> (Hindák) Hoham	RAPPLA				*		*		*		*
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	SCEECO	*	*		*		*	*	*	*	*
<i>Scenedesmus intermedius</i> var. <i>acaudatus</i> Hortobagyi	SCEINTA								*		*
<i>Scenedesmus obtusus</i> f. <i>disciformis</i> (Chodat) Compère	SCEOBT								*		
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen	SCEOBT			*							
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	SCEQUA	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Scenedesmus velitaris</i> Komárek	SCEVEL								*		
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	SCHSET	*		*				*			
<i>Schroederia spiralis</i> (Printz) Korshikov	SCHSPI						*		*		*
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E.Hegewald	STAITET					*			*	*	*
<i>Tetrademus dimorphus</i> (Turpin) M.J.Wynne	TETDIM								*		*
<i>Tetrademus lagerheimii</i> M.J.Wynne & Guiry	TETLAG	*		*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Tetrademus obliquus</i> (Turpin) M.J.Wynne	TETOBL		*		*	*	*	*	*	*	*
<i>Tetraëdron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg	TETMIN			*		*	*	*	*	*	*
<i>Tetraëdron trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg	TETTRIG							*			
<i>Tetraëdron trilobulatum</i> (Reinsch) Hansgirg	TETTRIL			*		*		*	*	*	
<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansgirg	TETCAU			*		*		*	*	*	*
<i>Tetraëdron triangulare</i> Korshikov	TETTRI						*				*
<i>Tetraselmis</i> sp. 2	TETSP2							*			
<i>Tetrastrum elegans</i> Playfair	TETELE										*
<i>Tetrastrum glabrum</i> (Y.V.Roll) Ahlstrom & Tiffany	TETGLA	*	*	*		*	*	*	*	*	*
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i> (Schröder) Lemmermann	TETSTA		*	*	*			*			*
<i>Treubaria triappendiculata</i> C.Bernard	TRETRI							*			*
<i>Ulothrix zonata</i> (F.Weber & Mohr) Kützing	ULOZON						*				
<i>Verrucodesmus verrucosus</i> (Y.V.Roll) E.Hegewald	VERVER										*
<i>Willea apiculata</i> (Lemmermann) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko	WILAPI			*		*	*	*	*	*	*

Svojta	Kod	D		H		C		K		S	
		P	B	P	B	P	B	P	B	P	B
Charophyta											
Closterium venus Kützing ex Ralfs	CLOVEN		*								
Closterium gracile Brébisson ex Ralfs	CLOGRA				*				*		
Cosmarium granatum Brébisson ex Ralfs	COSGRA								*		
Cosmarium laeve Rabenhorst	COSLAE					*			*		*
Cosmarium pygmaeum W.Archer	COSPYG								*		*
Elakatothrix gelatinosa Wille	ELAGEL			*				*		*	*
Elakatothrix sp. 1	ELASP1										*
Mougeotia sp. 1	MOUSP1										*
Staurostrum gracile Ralfs ex Ralfs	STAGRA								*		
Staurostrum tetracerum Ralfs ex Ralfs	STATET					*		*			*

9. ŽIVOTOPIS

9. ŽIVOTOPIS

Nikolina Bek rođena je 11. veljače 1992. godine u Osijeku. Nakon osnovne škole Milka Cepelića u Vuki i srednjoškolskog obrazovanja u I. Gimnaziji Osijek, upisuje Sveučilišni preddiplomski studij Biologija na Odjelu za biologiju Sveučilištu Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku gdje 2014. godine stječe titulu sveučilišne prvostupnice biologije. Završetkom preddiplomskog studija upisuje Sveučilišni diplomski studij Zaštita prirode i okoliša na Odjelu za biologiju. Također je tijekom 2014./2015. godine pohađala Pedagoško-psihološko-didaktičko-metodičku izobrazbu na Filozofskom fakultetu Sveučilišta Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku. U zimskom semestru akademske godine 2015./2016. sudjelovala je u Erasmus+ programu mobilnosti na University of Natural Resources and Life Sciences u Beču. Obranom diplomskog rada „Struktura i dinamika mikrofitskih zajednica vodenih biotopa u različitim ekološkim uvjetima“ 2017. godine stječe titulu magistre zaštite prirode i okoliša. Tijekom studija aktivno sudjeluje u radu Zavoda za ekologiju voda, Odjela za biologiju, Sveučilišta u Osijeku pod mentorstvom izv. prof. dr. sc. Tanje Žune Pfeiffer, a 2018./2019. stručno se osposobljavala za rad bez zasnivanja radnog odnosa kao stručni suradnik na projektu Zavoda za ekologiju voda financiranom sredstvima Zaklade Adris.

Od prosinca 2019. zaposlena je kao asistentica na Odjelu za biologiju gdje kontinuirano sudjeluje u nastavnom i znanstvenom radu. U nastavnom radu pristupnica sudjeluje u izvođenju vježbi iz kolegija Opća botanika i Stablašice te provođenju Terenske nastave 1 - botanika i zoologija, i Terenske nastave 2 – botanika na Sveučilišnom prijediplomskom studiju Biologija.

Sveučilišni poslijediplomski interdisciplinarni (doktorski) studij Zaštita prirode i okoliša Sveučilišta Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku i Instituta Ruđer Bošković u Zagrebu upisala je 2020. godine. Svoje znanje proširuje boravcima na inozemnim institucijama – boravila je i radila na Institutu za botaniku i botaničkoj bašti "Jevremovac" Biološkog fakulteta, Univerziteta u Beogradu u vremenskom trajanju od 21. 11. do 2. 12. 2022. godine. U razdoblju od 5. do 18. prosinca 2022. sudjelovala je u Erasmus+ programu mobilnosti na Univerzitetu u Nišu, Prirodoslovno-matematičkom fakultetu. Također je sudjelovala u online radionici "Metabarcoding of diatoms and phytoplankton for biomonitoring" organizatora UB-ICTM, INRAE i NIVA u sklopu projekta BIOLAWEB od 29. do 31. ožujka 2023. godine. U Mainzu je od 15. do 19. travnja 2024. sudjelovala na radionici Phylogeny & Evolution (stručno usavršavanje) u organizaciji Sveučilišta u Mainzu i Sveučilišta u Zagrebu.

Bila je član tima/suradnik na više od deset znanstveno-istraživačkih/stručnih projekata, a trenutačno je suradnik na tri tekuća projekta (<https://www.croris.hr/osobe/profil/35758>). Koautor je dva poglavlja u knjigama, sedam znanstvenih i jednog stručnog rada, jednog rada u zborniku i 45 kongresnih priopćenja.

Predstavnica je suradnika u Povjerenstvu za unaprjeđenje i osiguranje kvalitete visokog obrazovanja na Odjelu za biologiju te članica International Society for Applied Phycology, Hrvatskog botaničkog društva i udruge Alumni BiolOs. Osim toga, godinama aktivno sudjeluje u organizaciji i provođenju radionica u svrhu popularizacije znanosti te je za ak. 2021./2022. godinu dobila nagradu za izvrsnost u popularizaciji znanosti i promidžbi Odjela.

Poglavlja u knjigama:

1. Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; Stević, Filip; **Bek, Nikolina** (2021) Selenium in Algae: Bioaccumulation and Toxicity // Plant Growth and Stress Physiology / Gupta, Dharmendra K.; Palma, José M. (ur.): Springer, 261-281.
2. Štolfa Čamagajevac, Ivna; Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; **Bek, Nikolina**; Lončarić, Zdenko (2019) Nitric oxide and hydrogen peroxide in plant response to biotic stress // Nitric oxide and hydrogen peroxide signaling in higher plants / Gupta, Dharmendra K.; Palma, José M.; Corpas, Francisco J. (ur.): Springer, 221-243.

Radovi:

1. Žuna Pfeiffer, Tanja; Djedović, Ivana; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; **Bek, Nikolina** (2025). Invazivne biljne vrste na području Velimirovca i Lile, prigradskim naseljima grada Našica. U Zbornik radova sa znanstvenog skupa “Znanstveni sabor Slavonije i Baranje” održanog 17. i 18. listopada 2024. u Osijeku (str. 389–404). Hrvatska akademija znanosti i umjetnosti, Zavod za znanstveni i umjetnički rad u Osijeku.
2. Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; **Bek, Nikolina**; Štolfa Čamagajevac, Ivna; Galir Balkić, Anita; Stević, Filip; Maksimović, Ivana; Mihaljević, Melita; Lončarić,

- Zdenko (2024) Distribution of selenium: A case study of the Drava, Danube and associated aquatic biotopes. *Chemosphere*, doi: 10.1016/j.chemosphere.2024.141596
3. Stević, Filip; Žuna Pfeiffer, Tanja; Galir Balkić, Anita; Špoljarić Maronić, Dubravka; **Bek, Nikolina**; Skuzin, Ivana; Matanović, Morena; Martinović, Ana; Glibota, Doris (2023) Microscopic food webs under vanishing winters. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 23(3), 361-374.
 4. Galir Balkić, Anita; Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; **Bek, Nikolina**; Stević, Filip; Bogut, Irella; Nikolašević, Rahela; Radočaj, Dorijan; Kezerle, Antonija (2023) The effects of early spring stocking in an agricultural lake: a trophic cascade hypothesis. *Hydrobiologia*, doi: 10.1007/s10750-023-05308-1
 5. Žuna Pfeiffer, Tanja; Mandir, Tomislav; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; **Bek, Nikolina**; Martinović, Ana (2023) Distribution of the tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle), invasive plant species, in Osijek. *Glasilo Future*, 6(1), 28-42.
 6. Galir Balkić, Anita; Žuna Pfeiffer, Tanja; Čmelar, Karla; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; **Bek, Nikolina**; Martinović, Ana; Nikolašević, Rahela (2022) Footprint of the plastisphere on freshwater zooplankton. *Environmental research*, 212 (Part D), 113563, 11. doi:10.1016/j.envres.2022.113563
 7. Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; Galir Balkić, Anita; **Bek, Nikolina**; Martinović, Ana; Mandir, Tomislav; Nikolašević, Rahela; Janjić, Doris (2022) Plastisphere development in relation to the surrounding biotic communities. *Environmental pollution*, 306, 119380, 9. doi:10.1016/j.envpol.2022.119380
 8. Šag, Matej; Žuna Pfeiffer, Tanja; **Bek, Nikolina**; Ožura, Marko; Miloloža, Tihana (2021) A finding of invasive alien beetle species *Acanthoscelides pallidipennis* (Motschulsky, 1874) in pods of indigo bush (*Amorpha fruticosa* L.). *Entomologia Croatica*, 20 (1) 38-45.
 9. Žuna Pfeiffer, Tanja; Krstin, Ljiljana; Špoljarić Maronić, Dubravka; Hmura, Marija; Eržić, Ivana; **Bek, Nikolina**; Stević, Filip (2020) An ethnobotanical survey of useful wild plants in the north-eastern part of Croatia (Pannonian region). *Plant biosystems*, 154 (4) 463-473.

Konferencije:

1. Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; **Bek, Nikolina** (2025) Opasne ljepotice // "Znanstvena postignuća u biologiji" Međužupanijski stručni skup za učitelje i nastavnike biologije, Osijek.
2. Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; **Bek, Nikolina** (2025) Invazivne biljne vrste i klimatske promjene // ClimEmpower Konferencija "Osnaživanje regija suočenih s klimatskim izazovima", Osijek.
3. Žuna Pfeiffer, Tanja; Djedović, Ivana; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; **Bek, Nikolina** (2024) Invazivne biljne vrste na području Velimirovca i Lile, prigradskim naseljima grada Našica // Znanstveni sabor Slavonije i Baranje, Osijek.
4. Žuna Pfeiffer, Tanja; Bionda, Katarina; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; **Bek, Nikolina**; Šag, Matej; Zahirović, Vanda (2024) Distribution of invasive plant species in the area of Vođinci // 13th International Symposium "Kopački Rit: past, present, future 2024", Osijek.
5. **Bek, Nikolina**; Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; Orlić, Sandi; Galir Balkić, Anita; Zahirović, Vanda; Šag, Matej (2024) Deciphering phytoplankton dynamics across hydrological changes // 8th Congress of the International Society for Applied Phycology, Porto.
6. **Bek, Nikolina**; Selak, Lorena; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; Pjevac, Petra; Orlić, Sandi; Žuna Pfeiffer, Tanja (2024) Spatial and temporal changes in cyanobacterial assemblages across the floodplain aquatic network identified by eDNA metabarcoding // 2nd European GREEN conference, Vodice.
7. Špoljarić Maronić, Dubravka; **Bek, Nikolina**; Žuna Pfeiffer, Tanja; Stević, Filip; Zahirović, Vanda; Šag, Matej; Galir Balkić, Anita (2024) Cyanobacterial dynamics in a floodplain lake - coupling between benthic and pelagic populations // 10th International Conference WATER FOR ALL, Plitvice Lakes.
8. Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; **Bek, Nikolina**; Čamagajevac, Ivna Štolfa; Galir Balkić, Anita; Stević, Filip; Maksimović, Ivana; Mihaljević, Melita; Lončarić,

- Zdenko (2023) Distribution of selenium: A case study of the Drava, Danube and associated aquatic biotopes // Symposium of the Croatian Society of Plant Biologists 2023, Osijek/online.
9. **Bek, Nikolina**; Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip (2023) What is found in the sediment of Lake Sakadaš (Kopački Rit Nature Park)? // 5th Young Scientists' Day Conference, Osijek.
 10. Komljenović, Tea; Nađ, Katarina; Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; **Bek, Nikolina**; Stević, Filip (2023) Results of phytoplankton research in 2023 as part of the Naturavita project // 12th Symposium with International Participation "Kopački Rit: past, present, future 2023", Osijek.
 11. **Bek, Nikolina**; Zahirović, Vanda; Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Šag, Matej; Stević, Filip; Galir Balkić, Anita; Kezerle, Antonija (2023) Phytoplankton diversity of Sakadaš Lake under the conditions of a long dry period // 12th Symposium with International Participation "Kopački Rit: past, present, future 2023", Osijek.
 12. Stević, Filip; Kristić, Tea; Peharda, Katarina; Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; **Bek, Nikolina** (2023) Cyanobacteria as a tool for freshwater quality monitoring // 1st European Green Conference, Vodice.
 13. Kristić, Tea; Peharda, Katarina; Gligora Udovič, Marija; **Bek, Nikolina**; Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Šušnjara, Mirela; Stević, Filip (2022) Phytoplankton and phytobenthos study in the wider area of Kopački Rit within the Naturavita project // 14th Croatian biological congress with International Participation, Pula.
 14. Šag, Matej; Zahirović, Vanda; **Bek, Nikolina**; Žuna Pfeiffer, Tanja; Sadiković, Jasmin; Kovačević, Kristina; Stević, Filip; Špoljarić Maronić, Dubravka (2022) Comparison of microphyte diversity before and after revitalization of the Ilovac channel // 11th Symposium with International Participation "Kopački Rit: past, present, future 2022", Osijek.
 15. Peharda, Katarina; Kristić, Tea; Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; Gligora Udovič, Marija; **Bek, Nikolina**; Šušnjara, Mirela; Stević, Filip (2022)

- Phytoplankton diversity in the wider area of the Kopački rit within the Naturavita project
// 11th Symposium with International Participation "Kopački Rit: past, present, future 2022", Osijek.
16. Žuna Pfeiffer, Tanja; Stević Filip; Špoljarić Maronić, Dubravka; **Bek, Nikolina**; Zahirović, Vanda; Mihaljević, Melita (2022) Long-term studies on microphytes in the Danube floodplain of Kopački Rit (Croatia) // Treći kongres biologa Srbije, Zlatibor.
 17. Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; Šimić, Mario; **Bek, Nikolina**; Šag, Matej; Krstin, Ljiljana (2022) Phytotoxic effect of indigobush (*Amorpha fruticosa* L.) on periphyton development // 19th Ružička days 2022 "Today science - tomorrow industry", Vukovar.
 18. (Department of Botany, Institute of Ecology and Earth Sciences, University of Tartu) Žuna Pfeiffer, Tanja; Damjanović, Sanela; Aavik, Tsipe; Reinula, Iris; Kaldra, Marianne; **Bek, Nikolina**; Martinović, Ana; Krstin, Ljiljana; Katanić, Zorana; Stević, Filip et al. (2022) Analysis of cowslip populations in the Municipality of Mrkopalj (Gorski Kotar) // 7th Croatian Botanical Symposium with international participation, Zagreb.
 19. Galir Balkić, Anita; Žuna Pfeiffer, Tanja; **Bek, Nikolina**; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; Skuzin, Ivana (2022) What do rotifers do in winter? // XVI International Rotifer Symposium, Zagreb.
 20. Galir Balkić, Anita; Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; **Bek, Nikolina**; Stević, Filip; Jedvaj, Elena; Nikolašević, Rahela; Davidović, Ramona-Ana; Grabovac, Ivana (2022) Effects of fish introduction on zooplankton community in an agricultural lake // XVI International Rotifer Symposium, Zagreb.
 21. Kligl, Kristina; Grebenar, Roko; Stević, Filip; Žuna Pfeiffer, Tanja; Galir Balkić, Anita; Špoljarić Maronić, Dubravka; **Nikolina, Bek**; Majić Vidaković, Tajana (2022) Preliminary research of phyto- and zooplankton structure in common carp ponds // 2nd International Students' GREEN Conference (ISC GREEN 2022), Osijek.
 22. Žuna Pfeiffer, Tanja; Krznar, Marta; **Bek, Nikolina**; Stević, Filip; Špoljarić Maronić, Dubravka; Galir Balkić, Anita; Majić Vidaković, Tajana (2022) Diversity of epiphytic

microphytes in common carp ponds // 9th International Scientific and Professional Conference: Water for all, Osijek.

23. **Bek, Nikolina**; Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip (2021) Microphytes in the floodplain area of Kopački Rit // 3rd Young Scientist Day - PhD Conference, Osijek.
24. Žižanović, Bruna; Glavaš, Petar; Vujičić, Karla; Lučić, Lukrecija; **Bek, Nikolina**; Špoljarić Maronić, Dubravka; Galir Balkić, Anita; Stević, Filip; Žuna Pfeiffer, Tanja (2021) Phytoplankton diversity in shallow artificial pond during the late spring // 10th Symposium with International Participation "Kopački Rit: past, present, future 2021", Osijek.
25. Matanović, Morena; Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; Galir Balkić, Anita; **Bek, Nikolina**; Šag, Matej; Kezerle Antonija; Subakov Simić, Gordana; Stević, Filip (2021) Structure and dynamics of phytoplankton during the winter period in Sakadaš Lake (Nature Park Kopački Rit) // 10th Symposium with International Participation "Kopački Rit: past, present, future 2021", Osijek.
26. **Bek, Nikolina**; Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Galir Balkić, Anita; Vdović, Neda; Šag, Matej; Zahirović, Vanda; Stević, Filip; Kezerle Antonija (2021) Diatoms in the sediment of Lake Sakadaš and Lake Kopačko (Nature Park Kopački Rit) // 10th Symposium with International Participation "Kopački Rit: past, present, future 2021", Osijek.
27. Krstin, Ljiljana; Žuna Pfeiffer, Tanja; Turk, Ivana; Špoljarić Maronić, Dubravka; Katanić, Zorana; **Bek, Nikolina**; Martinović, Ana (2021) Application of medicinal plants in the area of Baranja // 13th International Scientific and Professional Conference: With food to health, Osijek.
28. Kalčić, Mihaela; **Bek, Nikolina**; Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja (2021) The importance of botanical illustration in studies of the representative medicinal plants of the family Lamiaceae // 13th International Scientific and Professional Conference: With food to health, Osijek.

29. Mihaljević, Melita; Kolobarić, Andrea; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; Žuna Pfeiffer, Tanja; **Bek, Nikolina** (2021) Extreme floods of the Danube in 2013 – track changes of the ecological state of the river applying the phytoplankton assemblage index // 43rd IAD Conference, Rivers and Floodplains in the Anthropocene: Upcoming Challenges in the Danube River Basin, online.
30. **Bek, Nikolina**; Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; Stević, Filip; Kezerle, Antonija (2020) Diversity of algae and cyanobacteria on different types of macrophytes // 9th Symposium with international participation "Kopački Rit: past, present, future 2020", online.
31. Mandir, Tomislav; Nikolašević, Rahela; Martinović, Ana; Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; Stević, Filip; **Bek, Nikolina**; Šag, Matej; Dvořák, Petr (2020) Diversity of phytoplankton and microphytes in epixylon in Lake Sakadaš // 9th Symposium with international participation "Kopački Rit: past, present, future 2020", online.
32. Špoljarić Maronić, Dubravka; Štolfa Čamagajevac, Ivna; Žuna Pfeiffer, Tanja; Stević, Filip; Pilipović, Ana; Sabo, Nikolina; **Bek, Nikolina** (2019) The influence of selenite on growth and antioxidative response in green microalga *Monoraphidium* cf. *contortum* // Seventh European Phycological Congress, Zagreb.
33. **Bek, Nikolina**; Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; Nikolašević, Rahela; Davidović, Ramona-Ana; Šag, Matej; Galir Balkić, Anita; Stević, Filip; Kezerle, Antonija (2019) Early spring microphyte composition in Lake Jošava (Eastern Croatia) // Sixth Croatian Botanical Symposium 2019, Zagreb.
34. Šag, Matej; Sebek, Pavel; Kozel, Peter; Čížek, Lukaš; Turić, Nataša; **Bek, Nikolina**; Zahirović, Vanda; Turković Čakalić, Ivana (2019) *Sinodendron cylindricum* (Linnaeus, 1758) – new species from Lucanidae family in Kopački rit Nature Park // 8th Symposium with international participation "Kopački Rit: past, present, future 2019", Kopačevo.
35. Šormaz, Sara; Ilić, Mirta; Grgošević, Matija; Seletković, Matej; Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; **Bek, Nikolina**; Stević, Filip (2019) The vascular flora of the grassland area at the cemetery in Bilje // 8th Symposium with international participation "Kopački Rit: past, present, future 2019", Kopačevo.

36. Kovačević, Kristina; Sadiković, Jasmin; **Bek, Nikolina** (2019) Revitalization of canal Ilovac // 8th Symposium with international participation "Kopački Rit: past, present, future 2019", Kopačevo.
37. Žuna Pfeiffer, Tanja; Hmura, Marija; Krstin, Ljiljana; Eržić, Ivana; Špoljarić Maronić, Dubravka; Katanić, Zorana; **Bek, Nikolina** (2019) Wild plants in traditional medicine of the Našice area // 12th International Scientific and Professional Conference: With food to health, Osijek/Tuzla.
38. Minarik, Ana; Bilušić, Iva; Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; **Bek, Nikolina** (2019) The use and safety of well water in the area of the settlements Jelisavac and Našička Breznica // 8th International Conference WATER FOR ALL, Osijek.
39. **Bek, Nikolina**; Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; Kezerle, Antonija (2019) Microphyte community structure on *Ceratophyllum demersum* in drainage channels (Baranja, Eastern Croatia) // 3rd Symposium of Freshwater Biology, Zagreb.
40. **Bek, Nikolina**; Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Stević, Filip; Kezerle, Antonija (2018) Diversity of sediment-associated microphytes in the Danube River and Lake Sakadaš // 7th Symposium with international participation "Kopački Rit: past, present, future 2018", Kopačevo.
41. Ožura, Marko; Duplić, Aljoša; Posavec Vukelić, Vida; **Bek, Nikolina**; Šag, Matej (2018) Contribution to the knowledge on the distribution of the common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) in Croatia // 3rd Croatian symposium on invasive species with International Participation, Zagreb.
42. Krstin, Ljiljana; Eržić, Ivana; Žuna Pfeiffer, Tanja; Hmura, Marija; Špoljarić Maronić, Dubravka; Katanić, Zorana; **Bek, Nikolina** (2018) The use of wild plants in Đakovština area for food and healing // 11th International Scientific and Professional Conference „With food to health“, Split.
43. **Bek, Nikolina**; Špoljarić Maronić, Dubravka; Žuna Pfeiffer, Tanja; Štolfa Čamagajevac, Ivna; Lončarić, Zdenko; Maksimović, Ivana; Stević, Filip; Kezerle, Antonija; Pilipović,

- Ana (2017) Selenium distribution in water biotopes of Kopački Rit floodplain // 2nd Symposium on Freshwater Biology, Zagreb.
44. Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; **Bek, Nikolina**; Stević, Filip; Kezerle, Antonija (2017) Cyanobacteria as ubiquitous colonizers: a case study from floodplain lake // 15th Symposium on Aquatic Microbial Ecology, Zagreb.
45. **Bek, Nikolina**; Žuna Pfeiffer, Tanja; Špoljarić Maronić, Dubravka; Štolfa Čamagajevac, Ivna; Lončarić, Zdenko; Maksimović, Ivana; Stević, Filip; Cindrić, Jelena; Pilipović, Ana (2016) Selenium in water biotopes of Kopački rit // 5th Symposium with international participation "Kopački Rit: past, present, future 2016", Bilje.