FITOPLANKTON RIJEKE DUNAV U EKSTREMNIM HIDROLOŠKIM UVJETIMA

KOLOBARIĆ, ANDREA

Master's thesis / Diplomski rad

2018

Degree Grantor / Ustanova koja je dodijelila akademski / stručni stupanj: **Josip Juraj Strossmayer University of Osijek, Department of biology / Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku, Odjel za biologiju**

Permanent link / Trajna poveznica: https://urn.nsk.hr/urn:nbn:hr:181:112091

Rights / Prava: In copyright / Zaštićeno autorskim pravom.

Download date / Datum preuzimanja: **2024-03-29**

ODJEL ZA BIOLOGIJU
Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku

Repository / Repozitorij:

Repository of Department of biology, Josip Juraj Strossmayer University of Osijek

zir.nsk.hr

dabar
DIGITALNI AKADEMSKI ARHIVI I REPOZITORIJI

Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku
Odjel za biologiju
Diplomski sveučilišni studij Biologija; smjer znanstveni

Andrea Kolobarić

Fitoplankton rijeke Dunav u ekstremnim hidrološkim uvjetima

Diplomski rad

Osijek, 2018

TEMELJNA DOKUMENTACIJSKA KARTICA

Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku **Diplomski rad**
Odjel za biologiju
Diplomski sveučilišni studij Biologija; smjer: znanstveni
Znanstveno područje: Prirodne znanosti
Znanstveno polje: Biologija

FITOPLANKTON RIJEKE DUNAV U EKSTREMNIM HIDROLOŠKIM UVJETIMA

Andrea Kolobarić

Rad je izrađen: Zavod za ekologiju voda
Mentor: Dr. sc. Melita Mihaljević, izv. prof.
Komentor: Dr. sc. Dubravka Špoljarić Maronić, doc.

Kratak sažetak diplomskog rada:
Istraživanje dinamike fitoplanktona Dunava provedeno je tijekom 2013. godine obilježene iznimno visokim vrijednostima vodostaja u proljetnom i ranom ljetnom razdoblju. U skladu s hidrološkim prilikama, najniža brojnost i biomasa fitoplanktona utvrđeni su tijekom ekstremno visokog vodostaja u lipnju, a najviše vrijednosti u kolovozu tijekom sušnog razdoblja. Brojnošću i biomasom dominirale su dijatomeje koje toleriraju stresne uvjete plavljenja, a od vrsta su se najviše istaknule dijatomeje *Cyclotella meneghiniana, Ulnaria ulna* i *Stephanodiscus hantzschii*. Ukupno je utvrđeno 20 funkcionalnih skupina fitoplanktona, a veći udio (>5%) u ukupnoj biomasi imale su skupine: **C, D, G, J, L_0, P, S1** i **T_B**. Za procjenu ekološkog stanja rijeke Dunav korišten je Q indeks čije su vrijednosti prema funkcionalnim skupinama ukazale na *loše* ekološko stanje rijeke u travnju te *dobro* ili *izvrsno* ekološko stanje tijekom ostalih mjeseci.

Broj stranica: 39
Broj slika: 15
Broj tablica: 3
Broj literaturnih navoda: 54
Broj priloga: 0
Jezik govornika: hrvatski

Ključne riječi: fitoplankton, rijeka Dunav, funkcionalne skupine, biomasa, dijatomeje

Datum obrane:
Stručno povjerenstvo za obranu:
1. , predsjednik
2. , član
3. , član
4. , zamjena člana

Rad je pohranjen: na mrežnim stranicama Odjela za biologiju te u Nacionalnom repozitoriju završnih i diplomskih radova Nacionalne i sveučilišne knjižnice u Zagrebu.

BASIC DOCUMENTATION CARD **Master thesis**

Josip Juraj Strossmayer University of Osijek
Department of Biology
Graduate university study programme in Biology
Scientific Area: Natural sciences
Scientific Field: Biology

PHYTOPLANKTON OF THE RIVER DANUBE IN EXTREME HYDROLOGICAL CONDITIONS

Andrea Kolobarić

Thesis performed at: Subdepartment of Water Ecology
Supervisor: Melita Mihaljević, PhD, Associate Professor
Cosupervisor: Dubravka Špoljarić Maronić, PhD, Assistant Professor

Short abstract:
The dynamics of the phytoplankton of the Danube River was studied during 2013 which was marked by exceptionally high water levels in the spring and early summer. In accordance with hydrological conditions, the lowest phytoplankton abundance and biomass were found during extremely high water levels in June, while the highest values were recorded in conditions of low water level in August. Stressful flooding conditions resulted in high diatom abundance and biomass with predominance of species *Cyclotella meneghiniana*, *Ulnaria ulna* and *Stephanodiscus hantzschii*. 20 phytoplankton functional groups were found, among which the codons **C, D, G, J, L_0, P, S1** i **T_B** had larger share (>5%) in the total biomass. Q index based on phytoplankton functional groups used for assessment of ecological status of Danube River indicated *poor* ecological status in April, and *good* or *excellent* ecological status during the remaining months of the study.

Number of pages: 39
Number of figures: 15
Number of tables: 3
Number of references: 54
Number of appendices: 0
Original in: Croatian

Keywords: phytoplankton, Danube River, functional groups, biomass, diatoms

Date of the thesis defence:

Reviewers:
1. , chair
2. , member
3. , member
4. , member

Thesis deposited: on the Department of Biology website and the Croatian Digital Theses Repository of the National and University Library in Zagreb.

Najljepše se zahvaljujem izv. prof. dr. sc. Meliti Mihaljević na mentorstvu, prenesenom znanju te nesebično ukazanoj pomoći tijekom izrade ovog diplomskog rada.

Od srca se zahvaljujem doc. dr. sc. Dubravki Špoljarić-Maronić na nesebičnoj pomoći u determinaciji fitoplanktonskih vrsta, stručnim savjetima i vodstvu, a prvenstveno na susretljivosti i ljubaznosti.

Zahvaljujem se majci što mi je omogućila pohađanje studija i cijelo to vrijeme bila oslonac.

Hvala mojim dragim kolegama biolozima i gospodi u referadi što su studij učinili lijepim iskustvom.

Sadržaj

1. UVOD 1
1.1. Ekstremne poplave 1
1.2. Utjecaj klimatskih promjena na vodene ekosustave 2
1.3. Fitoplankton Dunava 4
1.4. Funkcionalne skupine fitoplanktona i Q indeks 5
1.5. Cilj istraživanja 7
2. MATERIJALI I METODE 7
2.1. Područje istraživanja i uzorkovanje 7
2.2. Analiza fizikalno-kemijskih svojstava vode 9
2.3. Analiza fitoplanktona 9
3. REZULTATI 12
3.1. Fizikalno-kemijska svojstva vode 12
3.2. Kvalitativni sastav fitoplanktona 17
3.3. Kvantitativni sastav fitoplanktona 18
3.4. Funkcionalne skupine fitoplanktona 20
3.5. Q indeks 24
4. RASPRAVA 31
5. ZAKLJUČAK 34
6. LITERATURA 35

1. UVOD

1.1. Ekstremne poplave

Poplave su prirodne pojave koje mogu uzrokovati katastrofalne štete i probleme što je čest slučaj kod velikih rijeka uz koje su sagrađene kuće i industrijski objekti. Posebno su važne u močvarama, poplavnim područjima i nizinama zbog oblikovanja prirodnih krajolika, staništa i ekosustava. Prirodna poplavna područja možemo svrstati u biološki najproduktivnije ekosustave na Zemlji, ali su zbog utjecaja čovjeka sve više ugrožena. Zbog ljudskog djelovanja, ali i zbog klimatskih promjena bioraznolikost slatkovodnih sustava brzo se smanjuje, a glavni razlozi su promjene staništa, invazivne vrste i onečišćenje staništa. Nestajanje prirodnih poplavnih ravnica danas je sve veći problem, a pretpostavlja se da će u budućnosti taj problem sve više doći do izražaja (Tockner i sur. 2002). Za Hrvatsku je posebno važan Park prirode Kopački rit koji je jedna od najvećih prirodnih močvara u Europi pod utjecajem rijeka Drave i Dunava. Krajem 20. i početkom 21. stoljeća sve češće su se počele javljati velike poplave, a značajnija poplava dogodila se u proljeće i ljeto 2006. godine zbog topljenja velikih količina snijega i snažnih oborina (Mikhailov i sur. 2008). Ekstremne poplave rijeke Dunav zabilježene su i u lipnju 2013. godine kada je na mjerenoj stanici u Batini zabilježen najveći protok vode od 8,374 m^3/s. Gledano kroz povijest maksimalan protok vode zabilježen je za vrijeme velikih poplava u lipnju 1965. godine i iznosio je 9,250 m^3/s. Ekstremne se poplave također mogu javiti zbog topljenja snijega i leda te zbog kiše. Takva situacija dogodila se krajem svibnja 2013. godine kada je zbog velike količine oborina došlo do poplava u gornjem toku Dunava što se početkom lipnja odrazilo i na nizvodni dio rijeke (ICPDR 2014). Kada govorimo o razvoju fitoplanktona poplave mogu imati različiti učinak. Ako do plavljena dođe u rano proljeće potiče se razvoj fitoplanktona, dok poplave u kasno proljeće i ljeto negativno utječu na razvoj fitoplanktona (Mihaljević i sur. iz 2009). Kada se govori o poplavama ili o ekstremnim sušama utjecaj na fitoplankton je različit i ovisi o taksonomskoj skupini kojoj vrsta pripada (Ilg i sur. 2008). Osim na fitoplankton, ekstremne poplave utječu i na smanjenje količine hranjivih tvari, posebno fosfora, u riječnim područjima (Mihaljević i sur. 2010). Međutim, ispiranje hranjivih tvari s poplavnih područja nakon poplava može rezultirati također povećanjem količine nutrijenata i nakupljanjem organskih tvari. Istraživanjem koje su proveli Mihaljević i suradnici 2010. dokazano je da ekstremne

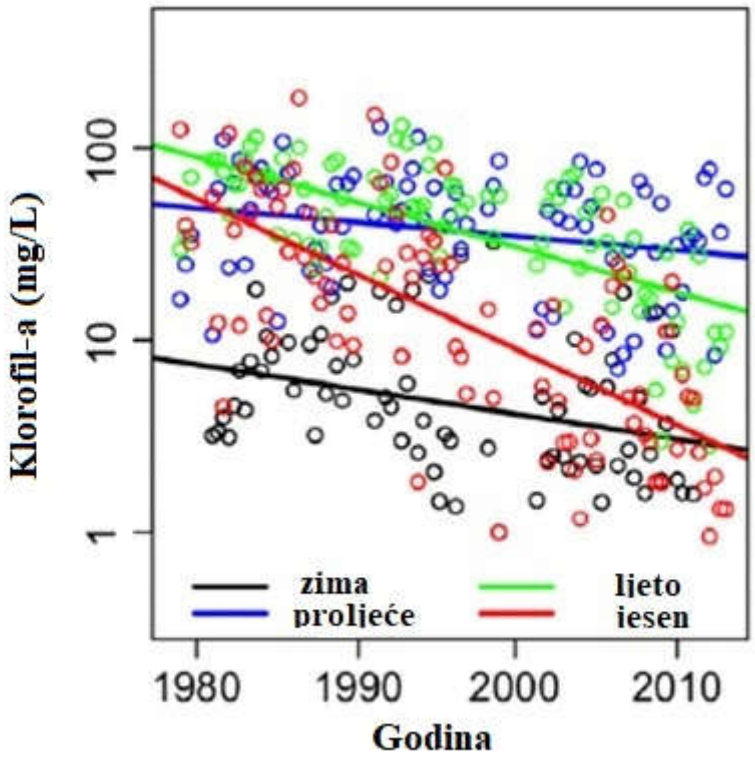
poplave mogu uzrokovati stresne uvjete u poplavnoj nizini rijeke Dunav (Mihaljević i sur. 2010). Prirodnih poplavnih područja danas u svijetu ima sve manje zbog izgradnje brana, mijenjanja toka rijeka, invazivnih vrsta i zagađenosti, što može biti veliki problem u budućnosti jer ove sustave karakterizira velika biološka produkcija i raznolikost flore i faune.

1.2. Utjecaj klimatskih promjena na vodene ekosustave

Glavne posljedice globalnog zagrijavanja u slatkovodnim ekosustavima uključuju povećanje temperature vode, sezonske promjene u režimu miješanja jezera i toku rijeka (Dokulil 2014; Dokulil i sur. 2006). Zbog klimatskih promjena europske se rijeke suočavaju s promjenama slatkovodnih staništa i pogoršanjem kakvoće vode (Van Vliet i sur. 2013). Velike europske rijeke modificirane su i ljudskim djelovanjem zbog kanalizacije i regulacije toka što dodatno može pojačati djelovanje klimatskih promjena u riječnim ekosustavima (Tockner i sur. 2009). Tijekom posljednjih nekoliko desetljeća temperatura vode Dunava znatno je porasla u gornjem i srednjem toku rijeke (Dokulil 2013). U usporedbi sa šezdesetim godinama prošlog stoljeća rijeka Dunav je u osamdesetim godinama bila pod teškim utjecajem eutrofikacije (Garnier i sur. 2002), što je znatno utjecalo na povećanje koncentracije klorofila -a i brojnosti alga u središnjem dijelu rijeke (Kiss, 1985). Eutrofikacija Dunava znatno je utjecala na sastav fitoplanktonskih zajednica (Kiss, 1994; Kiss i Schmidt 1998), ali se danas zbog povećane kontrole ispuštanja otpadnih voda ekološko stanje rijeke značajno poboljšalo. Eutrofikacija je proces obogaćivanja vodenih ekoloških sustava nutrijentima, što rezultira povećanom primarnom proizvodnjom (Hutchinson 1973). Rijeke su vrlo selektivne za fitoplanktonske vrste pa sve promjene okoliša mijenjaju funkcionalnu raznolikost zajednica riječnog fitoplanktona (Reynolds 1994). U radu Abonya i suradnika (2018) dokazano je da su ljudsko djelovanje, globalno zatopljenje i oligotrofikacija imali značajan utjecaj na funkcionalnu raznolikost fitoplanktona u središnjem dijelu Dunava tijekom 34 godine praćenja. Raznolikost vrsta se povećala, ali se smanjila biomasa fitoplanktona (Chl-a) (Slika 1). Koncentracije dušika (N) i fosfora (P) značajno su se smanjile u odnosu na prijašnje godine dok se temperatura vode znatno povećala, osobito za vrijeme ljetnih mjeseci. U fitoplanktonu se manjila relativna biomasa jednostaničnih centričnih dijatomeja, a povećala se biomasa nitastih, izduženih i flagelatnih oblika. Jasan pomak funkcionalnih skupina vidljiv je u sve većoj dominaciji bentonskih dijatomeja u odnosu na planktonske vrste (Abonyi i sur. 2018). Također su ustanovili sve češću pojavu velikih poplava, ali i njihovo kraće trajanje.

Ekstremne hidrološke pojave mogu imati negativni utjecaj na sve vrste slatkovodnih ekoloških sustava (Scheffer i van Nes 2007).

Plavljenje poplavnog područja Kopačkog rita započinje pri vodostaju Dunava višem od 3 m (Mihaljević i sur. 1999), a u posljednjih nekoliko desetljeća dogodile su se brojne promjene staništa koje su uzrokovane ekstremno suhim razdobljima kao u 2003. godini (Mihaljević i sur. 2009) i velikim poplavama kakve su zabilježene u 2006. godini (Mihaljević i sur. 2010). Kvaliteta vode Dunava posljednjih 50 godina je ključna tema (Schmidt 2001), a prvi pokušaj određivanja kakvoće vode napravio je Liepolt (1967) između pedesetih i sedamdesetih godina kada je ustanovljeno da je voda posebno zagađena nizvodno od gradova i industrijskih područja na gornjem Dunavu. Početkom osamdesetih godina izgrađena su postrojenja za pročišćavanje otpadnih voda te se kvaliteta vode gornjeg Dunava poboljšala. Kvaliteta vode u srednjem i donjem dijelu Dunava je između 1950. i 1970. godine bila relativno visoka (Kalchev i sur. 2008), ali se stanje kasnije pogoršalo zbog brzog industrijskog razvoja i slabe kontrole onečišćenja iz zagađenih pritoka. Danas je kvaliteta vode rijeke Dunav uglavnom dobra, ali još uvijek ima nekoliko pritoka s nešto nižom kvalitetom vode za pojedinačne parametre hranjivih tvari (Morava, Iskr, Prut i Olt). U današnje se vrijeme sve više prepoznaju mogućnosti praćenja globalnih klimatskih promjena kroz promjene u funkcionalnim i strukturnim čimbenicima fitoplanktona (Hajnal i Padisak 2008).



Slika 1: Sezonske razlike u koncentraciji klorofila-a u razdoblju od 1979. do 2012. godine na srednjem dijelu Dunava u Mađarskoj (mjesečne prosječne vrijednosti) (preuzeto i prilagođeno prema Abonyi i sur. 2018).

1.3. Fitoplankton Dunava

Fitoplankton predstavlja biljnu (autotrofnu) komponentu planktona, a čine ga cijanobakterije, te jednostanične i kolonijalne alge. Plankton predstavljaju organizmi različitih dimenzija (0,2 µm do 2 cm) koji ne raspolažu znatnijim sposobnostima za kretanje te lebde nošeni strujanjem vode. Provedu dio ili cijeli životni ciklus u otvorenoj vodi (Reynolds 2006). Uz fitoplankton, u primarnoj produkciji rijeka još sudjeluju perifitonske alge, producenti bentosa te makrofiti. Primarna produkcija u rijekama može biti bentička ili planktonska na što utječe zamućenost vode (Murdock i Dodds 2006). Rijeke karakterizira jednosmjeran protok vode pa manji organizmi koji nemaju mogućnost pričvršćivanja za podlogu budu nošeni nizvodno bez mogućnosti povratka. Zbog toga potamoplankton (riječni fitoplankton) teško opstaje u turbulentnim rijekama i najviše ga ima u područjima velikih i sporih rijeka (Lampert i Sommer 2007). Općenito, količina potamoplanktona je vrlo mala u gornjim tokovima rijeka, a

javlja se znatnije tek u srednjim i donjim tokovima gdje je strujanje vode sporije. Riječni fitoplankton razvija se ako brzina vode nije veća od 1 m/s (Wetzel 2001). Osim brzine strujanja vode na razvoj potamoplanktona utječu i drugi čimbenici kao što su temperatura vode, količina hranjivih tvari i svjetlost. Fitoplankton u rijekama može potjecati iz same rijeke i iz okolnih područja (kanala, jezera, močvara, bara i rukavaca) koji se nalaze u poplavnoj dolini (Matoničkin i Pavletić 1972). Za rijeke su posebno važne tzv. „mrtve zone“ koje predstavljaju pogodna staništa za razvoj planktona u većoj koncentraciji nego što je karakteristično za glavni tok. To su obalna područja i poplavne ravnice (Reynolds 2006). U velikim rijekama kao što je Dunav najbolje su razvijene alge skupina Bacillariophyceae i Chlorophyta, slabije su zastupljene Cryptophyta i Cyanobacteria, a najmanje skupine Dynophyta, Chrysophyta i Euglenophyta (Wehr i Descy 1998). Najčešće su dominantne centrične dijatomeje rodova *Cyclotella* i *Stephanodiscus*. Dunav karakterizira velika raznolikost fitoplanktona, a vrstama su posebno brojne zelene klorokokalne alge (Chlorococcales) i dijatomeje (Schmidt 1994). Tijekom godine, ovisno o promjenama abiotičkih i biotičkih čimbenika dolazi do promjena u raznolikosti i brojnosti fitoplanktona.

1.4. Funkcionalne skupine fitoplanktona i Q indeks

Tijekom prijašnjih godina za procjenu promjena fitoplanktona koristila se tradicionalna taksonomska klasifikacija koja je svrstavala alge u rodove, porodice i redove na temelju morfoloških karakteristika. Ova podjela nije davala informacije o određenim ekološkim zahtjevima tih vrsta. Stoga su danas istraživanja fitoplanktona usmjerena na svrstavanje vrsta prema utvrđenim karakterističnim morfološkim i ekološkim svojstvima vodenih ekoloških sustava s obzirom na to da je fitoplankton vrlo osjetljiv na abiotičke i biotičke promjene u okolišu. Razvoj istraživanja funkcionalnih skupina fitoplanktona počeo je vrlo rano, već 1967. godine kada je i nastala ideja o ekološkim kategorijama koje bi se koristile u opisu zajednica voda stajaćica (Hutchinson 1967). Zatim je Reynolds 1980. godine svrstao vrste u 14 funkcionalnih skupina te je naknadno sa suradnicima (Reynolds i sur. 2002) predstavio tzv. Koncept funkcionalnih skupina fitoplanktona s 31 funkcionalnom skupinom. Svrstavanje vrsta u funkcionalne skupine određeno je prema njihovim sličnim morfološkim, fiziološkim i ekološkim obilježjima te prema dimenzijama jedinki, stanica i kolonija (Reynolds i sur. 2002). Koncept je razvijen kako bi objasnio osjetljivost fitoplanktonskih vrsta na stresne uvjete staništa i ograničene resurse. Vrste koje su dobro prilagođene toleriraju ograničavajuće

čimbenike za razliku od onih vrsta koje nisu prilagođene. Tako da različita staništa naseljavaju različite vrste koje imaju odgovarajuće adaptacije za preživljavanje. Vrlo su značajne posebne prilagodbe pojedinih vrsta te njihovi zahtjevi kao što su visoki afinitet za fosforom, silicijem ili svjetlošću. Koncept funkcionalnih skupina uglavnom se primjenjivao na različitim tipovima jezera te je kasnije nadograđen i proširen na 41 funkcionalnu skupinu (Padisák i sur. 2009). Da bi se mogao primijeniti i na rijekama koncept je proširen s još nekoliko funkcionalnih skupina koje su omogućile određivanje ekološkog stanja rijeka (Borics i sur. 2007), a najnovija istraživanja su potvrdila uspješnost ovog koncepta u procjeni ekološkog stanja lotičkih sustava (Abonyi i sur. 2012; Stanković i sur. 2012). Grupiranje vrsta u funkcionalne skupine je izuzetno pojednostavilo istraživanja iz ovog područja i omogućilo lakšu usporedbu rezultata.

Posljednjih nekoliko godina javlja se veća potreba za razvojem novih metoda za procjenu ekološkog stanja jezera, a posebno rijeka. Osnovno obilježje rijeka je da tijekom svog toka mijenjaju trofičko stanje od heterotrofije do autotrofije pa se zbog toga mora mijenjati i način praćenja kakvoće vode. Za procjenu ekološkog stanja rijeka razvijen je Q indeks. Q indeks se računa prema formuli koju su predložili Padisák i suradnici (2005) i obuhvaća vrijednosti u rasponu od 0 do 5, a koristi se kao pokazatelj promjena ekološkog stanja slatkovodnih sustava. Ova metoda ima brojne prednosti jer se zasniva na temeljnim hidrološkim obilježjima rijeka, a njezina primjenjivost nije ograničena na samo jednu regiju. Računanje Q indeksa vrlo je osjetljiva metoda koja može ukazati i na različite antropogene utjecaje (organsko onečišćenje ili pojavu toksičnih elemenata), a podaci se mogu lako elektronski zapisati i obraditi. Naravno, postoje i određeni nedostaci zbog toga što je teško definirati tzv. „prirodne uvjete“ te odrediti dijelove riječnog toka u kojem se pojedine zajednice mogu očekivati ili su dominantne (Borics i sur. 2007). Također, nije poznato koliko "mrtve zone" povećavaju vrijeme zadržavanja vode. Faktor (F) se određuje stručnom prosudbom za svaku funkcionalnu skupinu za određeni vodeni biotop kao što se i vrste koje nisu spomenute u Reynoldsovom sustavu (Reynolds i sur. 2002) razvrstavaju u skupine na temelju stručnog mišljenja. Metoda koristi prosječne vrijednosti biomase pa i u slučaju cvjetanja alga, može ukazivati na dobro ili izvrsno ekološko stanje (Borics i sur. 2007).

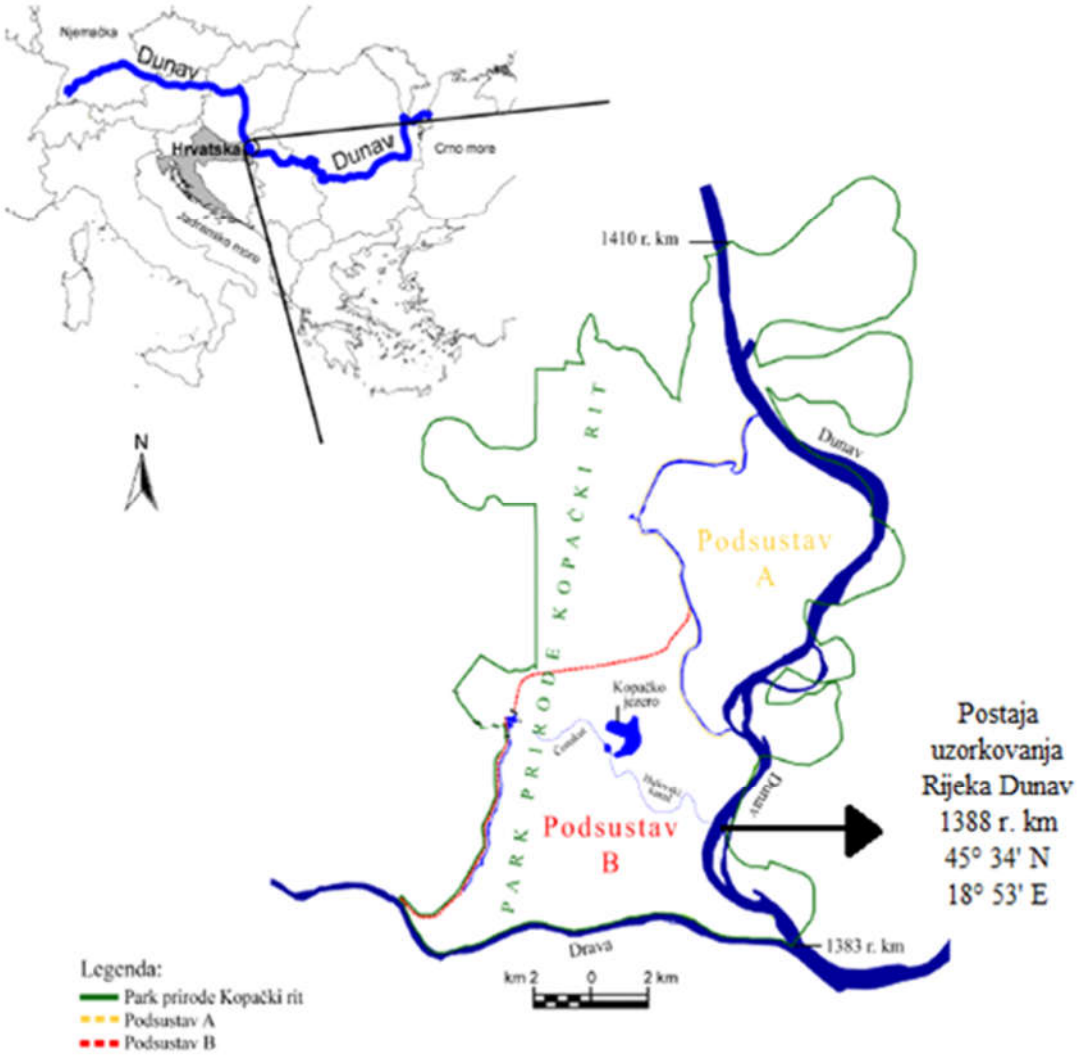
1.5. Cilj istraživanja

Cilj ovog istraživanja je na temelju analize sastava fitoplanktonskih zajednica i dominantnih funkcionalnih skupina utvrditi promjene ekološkog stanja rijeke Dunav, s posebnim naglaskom na utjecaj ekstremno visokih vodostaja tijekom 2013. godine.

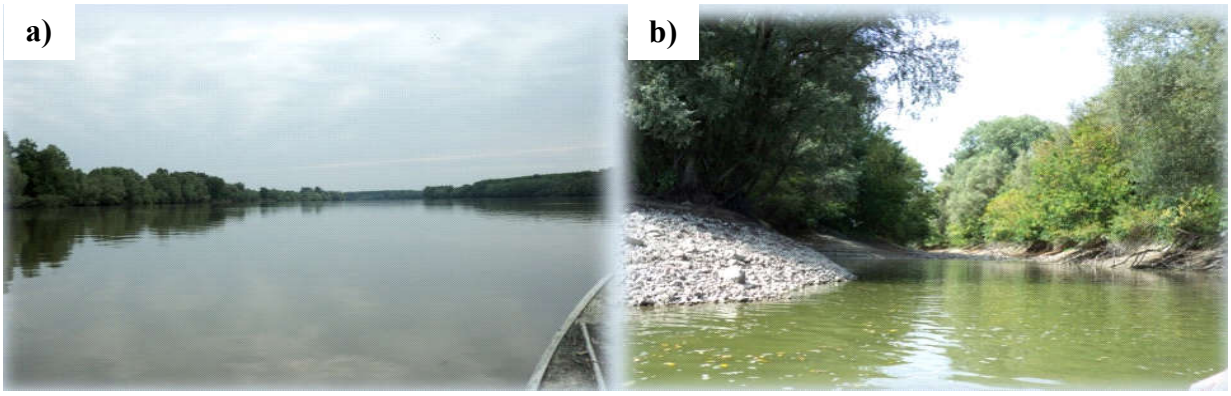
2. MATERIJALI I METODE

2.1. Područje istraživanja i uzorkovanje

Uz riječnu dionicu Dunava od 1383 r. km do 1410 r. km očuvano je prirodno poplavno područje poznato kao Park prirode Kopački rit (Slika 2) koje predstavlja ekološki vrijedno područje koje se sastoji od brojnih kanala i plitkih jezera okruženih šumama (Mihaljević i sur. 1999). Istraživanje je provedeno 2013. godine na 1388 r. km Dunava (Slika 3a) na postaji koja se nalazi 50 metara nizvodno od ušća Hulovskog kanala (Slika 3b). Uzroci vode za fizikalno-kemijske analize uzeti su od ožujka do studenog, dok su uzorci za analizu fitoplanktona uzeti od travnja do studenog 2013. godine.



Slika 2: Postaja uzorkovanja na rijeci Dunav (Zemljovid Parka prirode Kopački rit izradio Filip Stević)



Slika 3. a) Istraživačka postaja na rijeci Dunav (1388. r. km) b) Ulaz u Hulovski kanal

2.2. Analiza fizikalno-kemijskih svojstava vode

Na terenu su korištenjem prijenosnog minilaboratorija WTW Multi 340i (Wissenshaftlich-Technische Werkstätten, Weilheim, Njemačka) izmjereni sljedeći parametri: električna provodljivost, pH vode, koncentracija otopljenog kisika i zasićenje vode kisikom te temperatura vode. Temperatura zraka mjerena je 10 cm iznad površine vode živinim termometrom s podjelom ljestvice 10/1 °C. Prozirnost vode određena je pomoću Secchi ploče promjera 30 cm, a dubina je izmjerena baždarenim konopcem i utegom. Prilikom svakog uzorkovanja na terenu su uzeti uzorci vode za analizu koncentracije amonijevih-iona, organskog dušika po Kjeldahlu, nitrata, ukupnog dušika i ukupnog fosfora. Analize ovih parametara obavljene su standardnim metodama (APHA 1985) u Ekološkom laboratoriju Vodovoda d.d. u Osijeku. Također su uzeti i uzroci vode za određivanje koncentracije klorofila. Analiza je provedena u laboratoriju filtriranjem uzorka kroz filter papir Whatman GF/C, promjera 55 mm s porama veličine 1,2 μm. Filteri su zatim homogenizirani u tarioniku u 90 % acetonu, a pigmenti su ekstrahirani u hladnjaku 24 sata na temperaturi od 4°C. Uzorci su zatim centrifugirani 10 minuta na 3000 okr/min. Pomoću spektrofotometra DR/2010 (Hach Company, SAD) izmjerene su apsobrancije ekstrakata pri valnim duljinama od 630, 645, 663 i 750 nm, a aceton je korišten kao slijepa proba. Koncentracije klorofila-a (Chl-a), klorofila-b (Chl-b) i klorofila-c određene su prema Strickland i Parson (1972) i SCOR-Unesco (1966) uz korištenje sljedećih jednadžbi:

Chl-a (μg/L) = (11,64 x A_{663} – 2,16 x A_{645} + 0,10 x A_{630}) x v/V x d

Chl-b (μg/L) = (20,97 x A_{645} – 3,94 x A_{663} - 3,66 x A_{630}) x v/V x d

Chl-c (μg/L) = (54,22 x A_{630} – 5,53 x A_{663} - 14,81 x A_{645}) x v/V x d,

pri čemu su A630, A645, i A663 vrijednosti apsorbancije pri valnim duljinama od 630, 645, 663 nm od kojih je oduzeta vrijednost apsorbancije pri 750 nm (A750), v predstavlja volumen ekstrakta, V volumen filtrirane vode, a d duljinu kivete.

2.3. Analiza fitoplanktona

Uzorci vode za analizu fitoplanktona uzeti su oko 20 cm ispod površine vode. Za kvalitativnu analizu je 10 L vode procijeđeno kroz fitoplanktonsku mrežicu promjera pora 20 μm. Uzorci su zatim fiksirani u 4%-tnoj otopini formaldehida. Kvalitativna analiza alga provedena je pomoću svjetlosnog mikroskopa (Carl Zeiss Jenna) pri povećanjima od 12,5x, 25x i 40x uz dodatnu pomoć digitalne kamere i računalnog softwera Motic Images Plus (Motic China

Group, Kina). Za određivanje vrsta korišteni su standardni ključevi za determinaciju alga (Komárek 1973; Hindak i sur. 1975; Pascher 1976; Hindak i sur. 1978; Anagnostidis i Komárek 1985; Komárek i Anagnostidis 1989; Hindak 1997-1990). Nomenklatura vrsta usklađena je prema bazi podataka AlgaeBase (Guiry i Guiry 2018). Zastupljenost pojedinih vrsta označena je brojevima od 1 do 5 (1 - pojedinačno zastupljene vrste, 3 - dobro zastupljene vrste, 5 - masovno zastupljene vrste) (Pantle i Buck, 1955).

Za kvantitativnu analizu fitoplanktona uzeto je 100 mL neprofiltriranog uzorka vode koji je fiksiran Lugolovom otopinom prema Uthermöhl metodi (Uthermöhl 1958). Za određivanje brojnosti fitoplanktona korištene su sedimentacijske komorice proizvođača HydroBios (Njemačka) volumena 10 mL. Sedimentirane fitoplanktonske jedinke brojane su inverznim mikroskopom (Axiovert 25, Carl Zeiss®, Inc, Göttingen, Njemačka) pod povećanjem od 600x. Brojano je najmanje 30 polja ili 200 jedinki. Izračunat je prosječan broj jedinki u volumenu koji je određen površinom dna i dubinom komorice te je brojnost svake vrste prikazana kao broj jedinki po litri (jed./L). Iz volumena svake jedinke izračunata je biomasa fitoplanktona tako da je za 1 cm^3 volumena uzet ekvivalent biomase od 1 mg (Javornický i Komárková 1973; Sournia 1978). Vrste su zatim svrstane u određene funkcionalne skupine koje su predložili Reynolds i sur. (2002) te revidirali Padisák i sur. (2009). Dominantnima su smatrane one vrste alga koje su činile najmanje 5% ukupnog broja jedinki u uzorku.

Za određivanje ekološkog stanja na temelju fitoplanktona osim koncentracije Chl-a određen je i riječni potamoplanktonski indeks koji se računa u nekoliko koraka:

1) Računanje Q_r indeksa
2) Normalizacija Q_r indeksa i
3) Normalizacija vrijednosti

Q_r indeks je izračunat prema slijedećoj formuli pri čemu se dobiju vrijednosti između 0 i 5:

$$Q = \sum_{i=1}^{n} pi\ Fi$$

gdje je:

p_i = relativni udio i-te funkcionalne grupe - jednak je ni/N

n_i = biomasa i-te funkcionalne grupe

N = ukupna biomasa svih funkcionalnih grupa

F_i = faktor

Brojčana vrijednost faktora (F) pojedine funkcionalne grupe fitoplanktona je unaprijed zadana (Tablica 1).

Tablica 1. Popis kodona funkcionalnih grupa fitoplanktona velikih rijeka s pripadajućim faktorima (F)

Funkcionalna grupa	Faktor (F)	Funkcionalna grupa	Faktor (F)
A	4	**E**	3
B	4	**F**	3
C	4	**G**	1
D	4	**J**	2
T_C	2	**K**	2
T_D	3	**H_1**	1
T_B	5	**H_2**	1
N	3	**U**	2
P	3	**L_0**	1
T	3	**L_M**	1
S_1	0	**M**	0
S_2	0	**R**	1
S_N	0	**V**	0
Z	3	**W_0**	1
X_3	3	**W_1**	1
X_2	4	**W_2**	3
X_1	3	**W_S**	3
Y	3	**Q**	1
Y_{PH}	2		

Konačna Q_r vrijednost indeksa izračunata je tako da je Q indeks podijeljen s 5 pri čemu se dobije vrijednost između 0 i 1:

$$Qr = \frac{Q}{5}$$

Zatim je Q_r vrijednost normalizirana prema jednadžbi za određeni tip tekućice (Tablica 2).

Tablica 2. Regresijske jednadžbe za normalizaciju Q_r indeksa (y – normalizirana vrijednost Q_r indeksa (NQ_r); x – vrijednost Q_r indeksa)

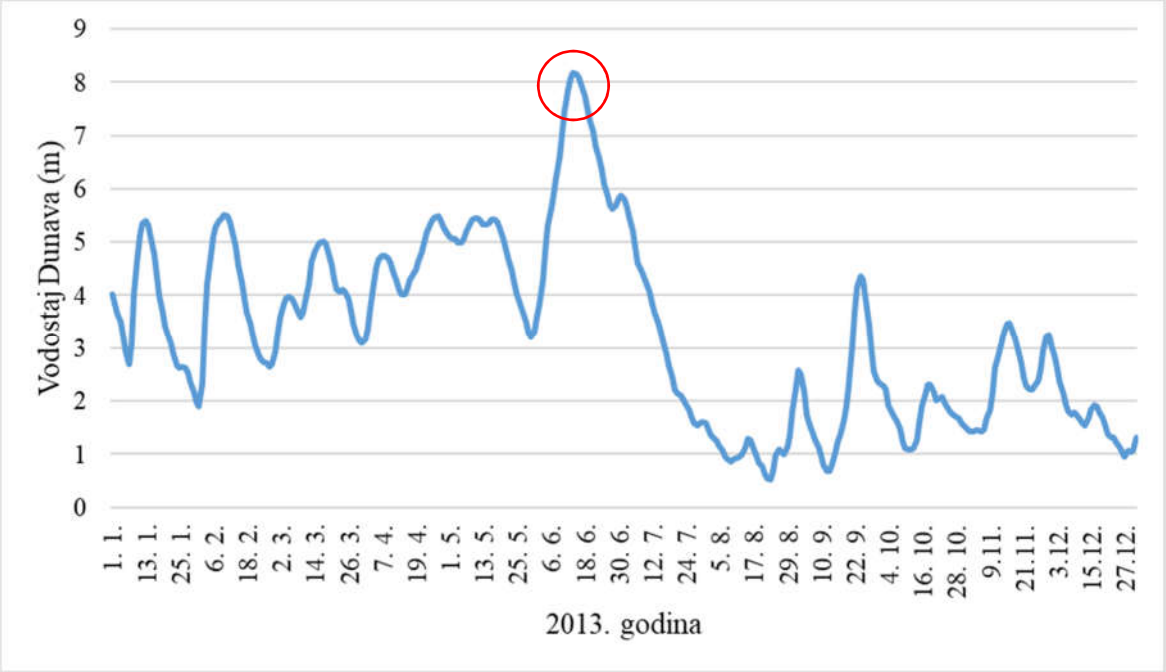
Oznaka HR tipa	Regresijska jednadžba
HR-R_5A HR-R_5B HR-R_5C	y = 1,205x2-0,1805x-0,0063
HR-R_5D	y = 0,7334x2+0,3253x-0,0137

Dunav pripada nizinskim vrlo velikim tekućicama u silikatnoj podlozi (HR-R_5D).

3. REZULTATI

3.1. Fizikalno-kemijska svojstva vode

Prema vodostaju Dunava 2013. godine (Slika 4) vidljivo je razdoblje izuzetno visokih vodostaja tijekom cijelog proljeća, sve do pojave ekstremno visoke vrijednosti u lipnju od 8,17 m. U tom je razdoblju bilo poplavljeno više od 90% površine Kopačkog rita. U kolovozu vodostaj naglo opada te je tada ujedno zabilježena i najniža vrijednost (0,64 m). Kasno ljetno i jesensko razdoblje bilo je obilježeno nižim vodostajima (Slika 4).

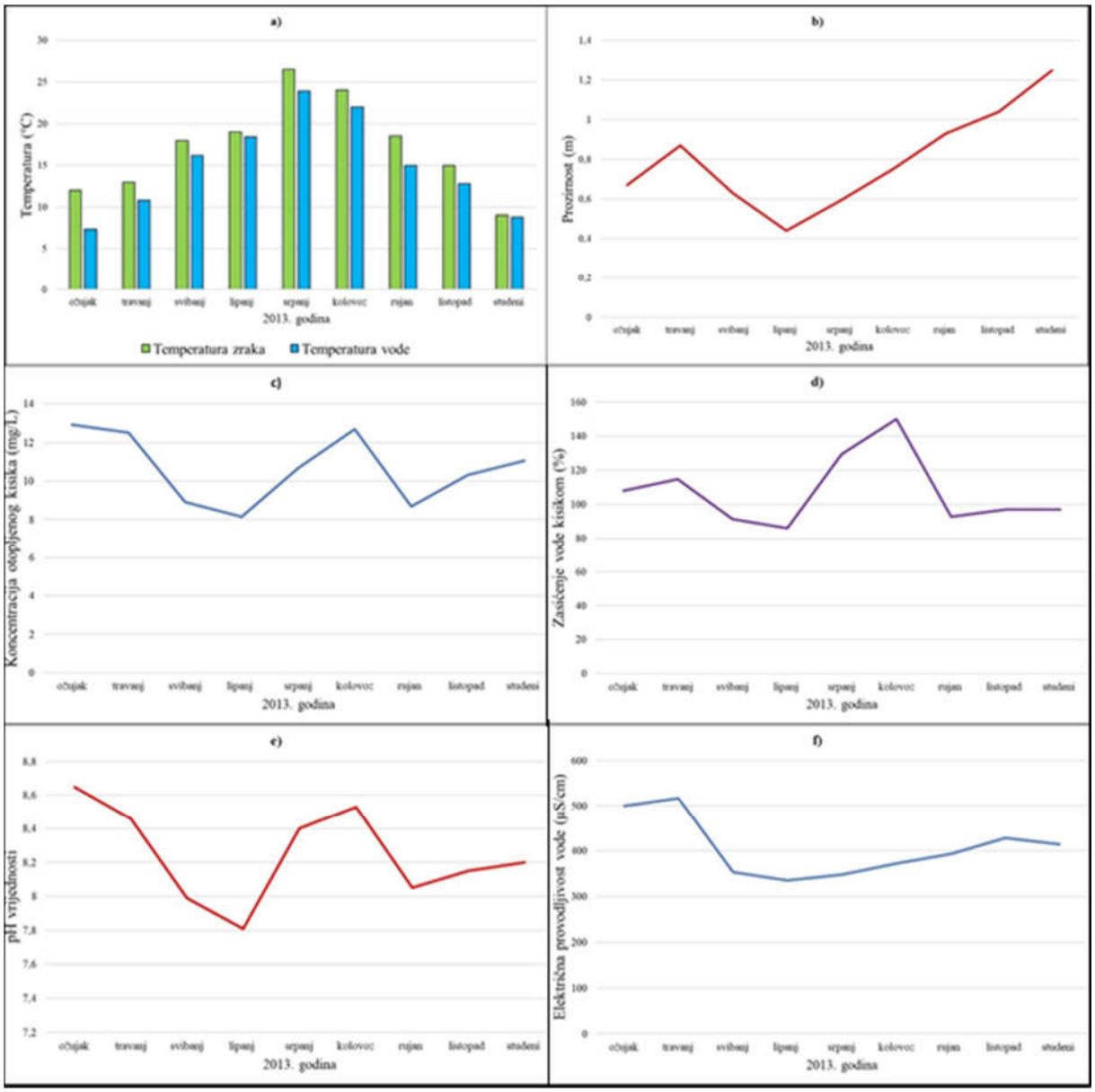


Slika 4: Promjene vodostaja rijeke Dunav na mjernoj postaji Apatin (1404,4 r.km) tijekom 2013. godine

Najviša temperatura zraka zabilježena je u srpnju (26,5 °C), a najniža u studenom (9 °C). Sličnu dinamiku pratila je i temperatura vode s najvišim vrijednostima u srpnju (23,9 °C) i niskim u ožujku (7,3 °C) i studenom (8,8 °C) (Slika 5 a).

Dubina vode na mjernoj postaju na Dunavu mijenjala se od 9,46 do 13,42 m. Prozirnost je bila najveća u vrijeme nižih vodostaja, a najviša vrijednost je zabilježena u studenom (1,25 m) dok su najniže vrijednosti zabilježene u lipnju (0,44 m) kada je vodostaj bio najviši (Slika 5b).

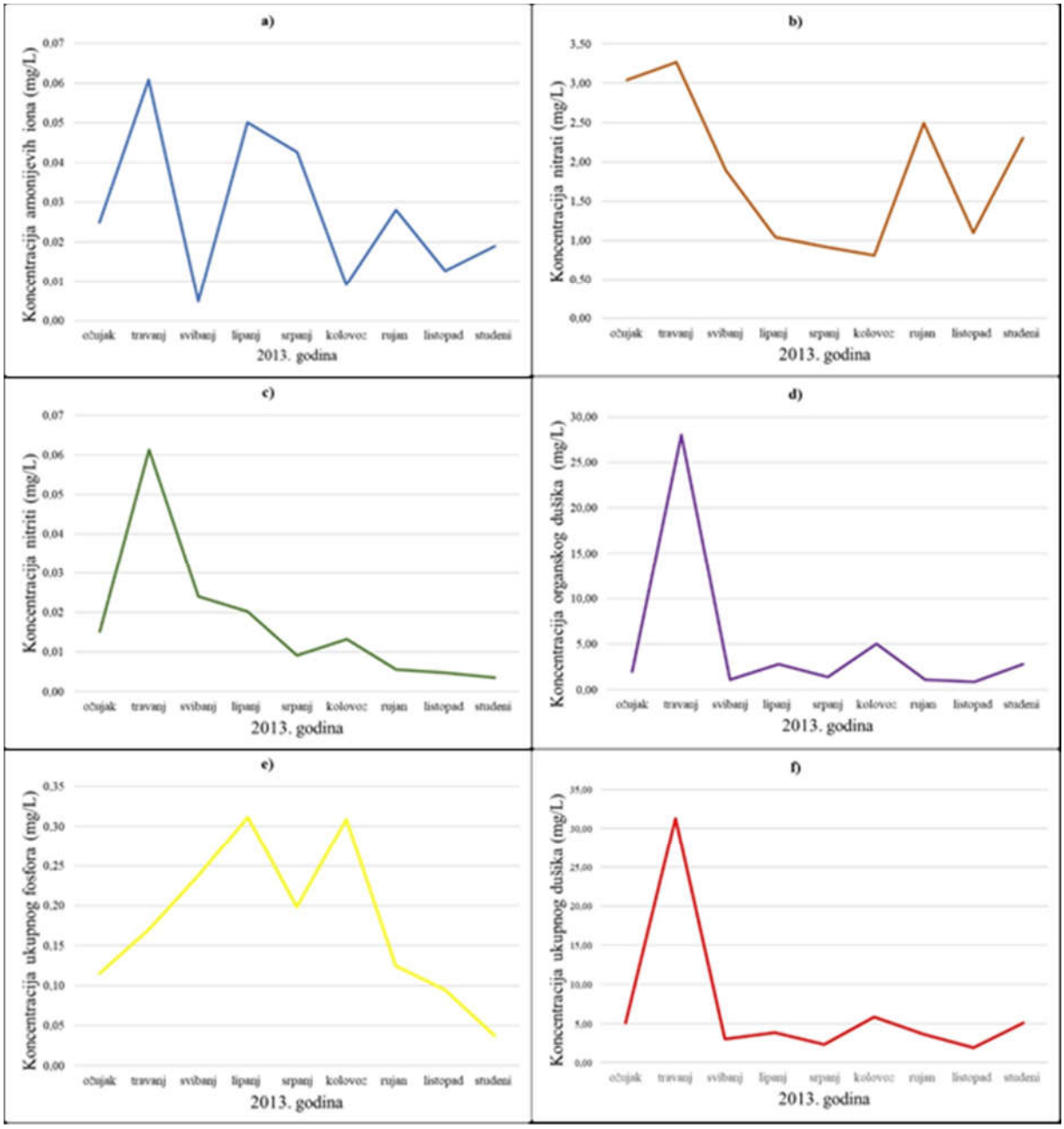
Koncentracija otopljenog kisika mijenjala se u rasponu od 12,92 mg/L u ožujku do 8,15 mg/L u lipnju (Slika 5c). Zasićenost vode kisikom bila je najveća u kolovozu (150,1 %), a najmanja u lipnju (86 %) (Slika 5d). Tijekom istraživanog razdoblja pH vrijednosti vode su bile iznad 8, osim u svibnju i lipnju. Najviša pH vrijednost zabilježena je u ožujku (8,65), a najniža u lipnju (7,81) (Slika 5e). Električna provodljivost vode mijenjala se u rasponu od 335 µS/cm (lipanj) do 517 µS/cm (travanj) (Slika 5f).



Slika 5: Promjene temperature zraka i vode (a), prozirnosti (b), koncentracije otopljenog kisika u vodi (c), zasićenja vode kisikom (d), pH vrijednosti (e) i električne provodljivosti vode (f) rijeke Dunav (1388 r. km) tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine

Najviša koncentracija amonijevih iona u vodi zabilježena je u travnju (0,06 mg/L), a najniža u svibnju (0,01 mg/L) (Slika 6a). Koncentracije nitrata kretale su se od najvećih vrijednosti u travnju (3,27 mg/L) do najnižih u kolovozu (0,81 mg/L) (Slika 6b). Tijekom travnja zabilježena je i najviša koncentracija nitrita koja je iznosila 0,06 mg/L, nakon čega je slijedio nagli pad do najniže vrijednosti u studenom (0,004 mg/L) (Slika 6c). Sličnu dinamiku pratile su i promjene koncentracije organskog dušika s najvišim vrijednostima u travnju (28,00 mg/L), a najnižim tijekom ljetnih, jesenskih i zimskih mjeseci (Slika 6d). Sukladno su se mijenjale i koncentracije ukupnog dušika u vodi te su se vrijednosti kretale u rasponu od 2,33

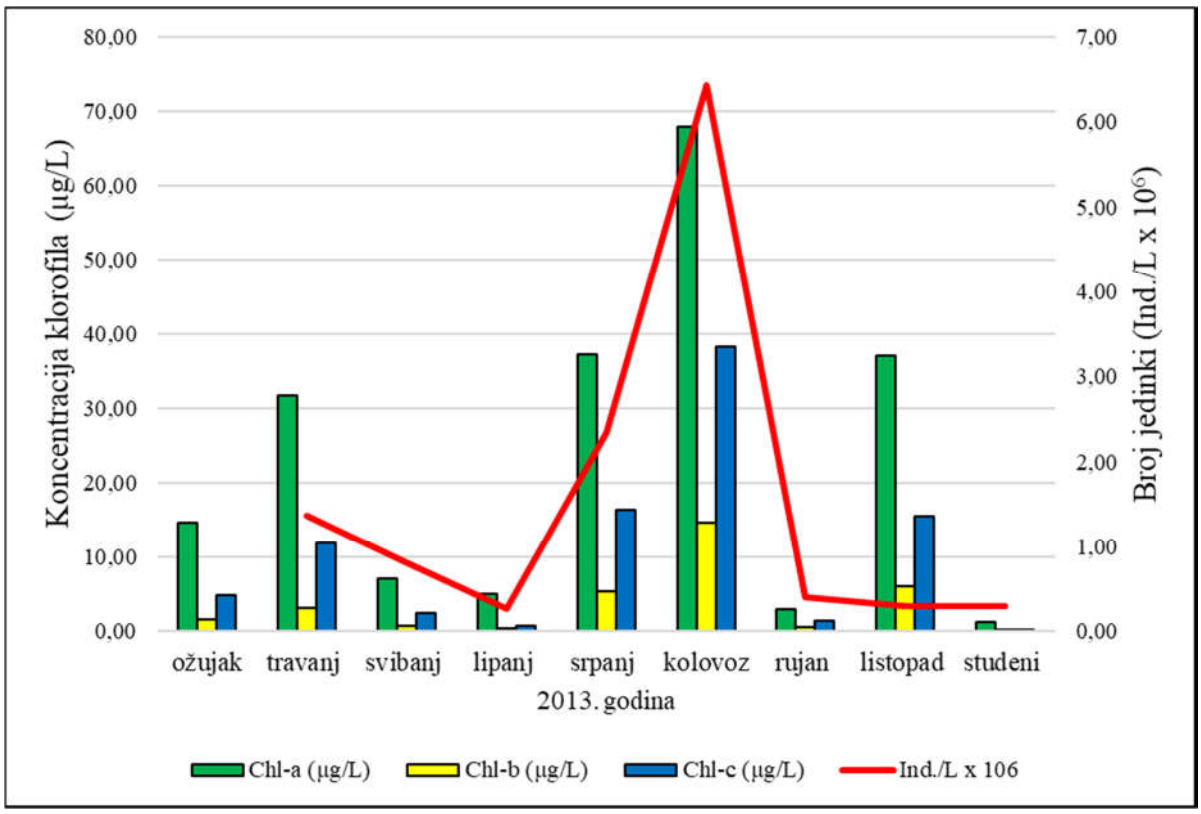
mg/L (srpanj) do iznimno visoke vrijednosti (31,29 mg/L) u travnju (Slika 6e). Najviše koncentracije ukupnog fosfora zabilježene su u kasnom proljetnom (0,24 mg/L) i ljetnom razdoblju (0,31 mg/L) (Slika 6f).



Slika 6: Promjene koncentracije amonijevih iona (a), nitrata (b), nitrita (c), organskog dušika (d), ukupnog fosfora (e) i ukupnog dušika (mg/L) (f) u vodi rijeke Dunav (1388 r. km) tijekom istraživanog razdoblja u 2013. godini.

Koncentracija Chl-a u vodi bila je najviša u kolovozu (67,86 µg/L), a najniža u studenom (1,16 µg/L). Sličan trend pratile su koncentracije Chl-b (14,73 µg/L u kolovozu i 0,07 µg/L u

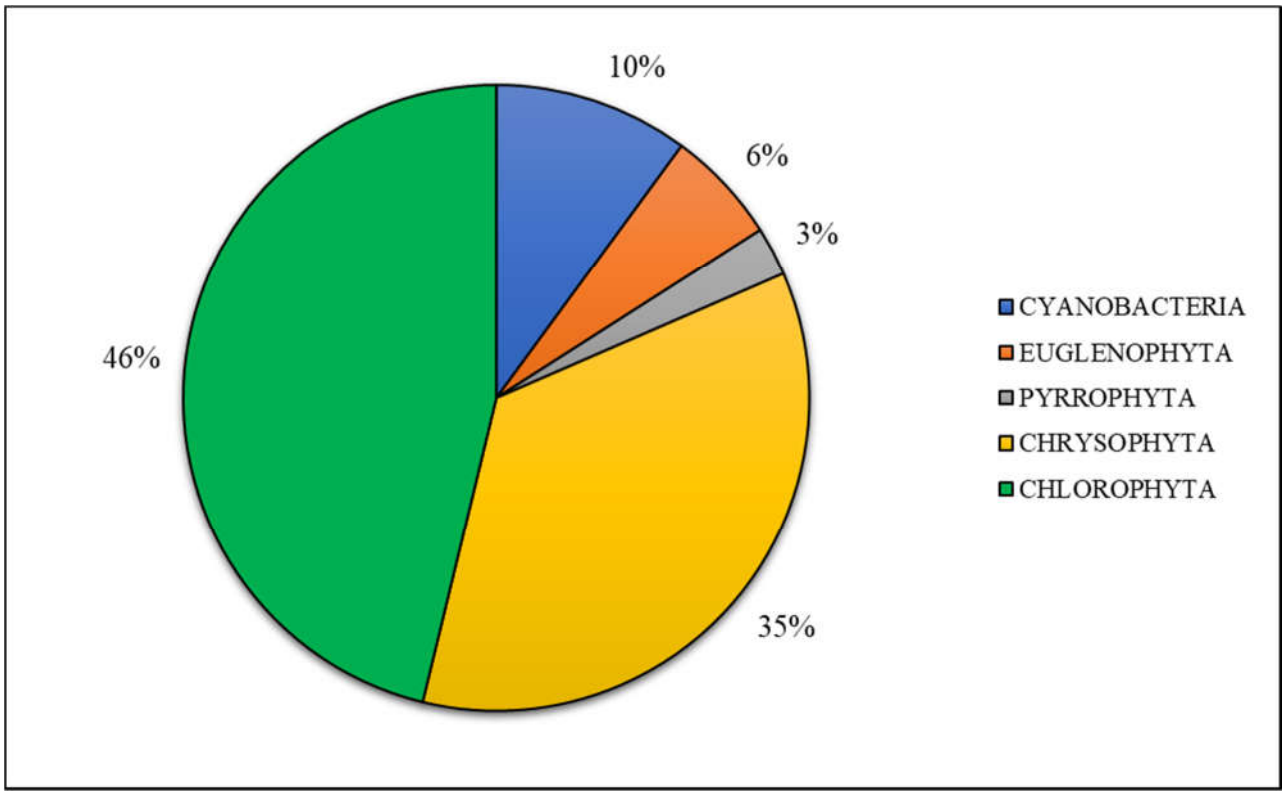
studenom) i Chl-c (38,29 µg/L u kolovozu i 0,02 µg/L u studenom). Srednja vrijednost koncentracije Chl-a tijekom istraživanja je iznosila 16,18 µg/L. U vrijeme velikih poplava u svibnju i lipnju utvrđene su vrlo male koncentracije klorofila, niže od 10 µg/L (Slika 7).



Slika 7: Promjene broja jedinki fitoplanktona i koncentracije klorofila u vodi rijeke Dunav tijekom istraživanog razdoblja u 2013. godini.

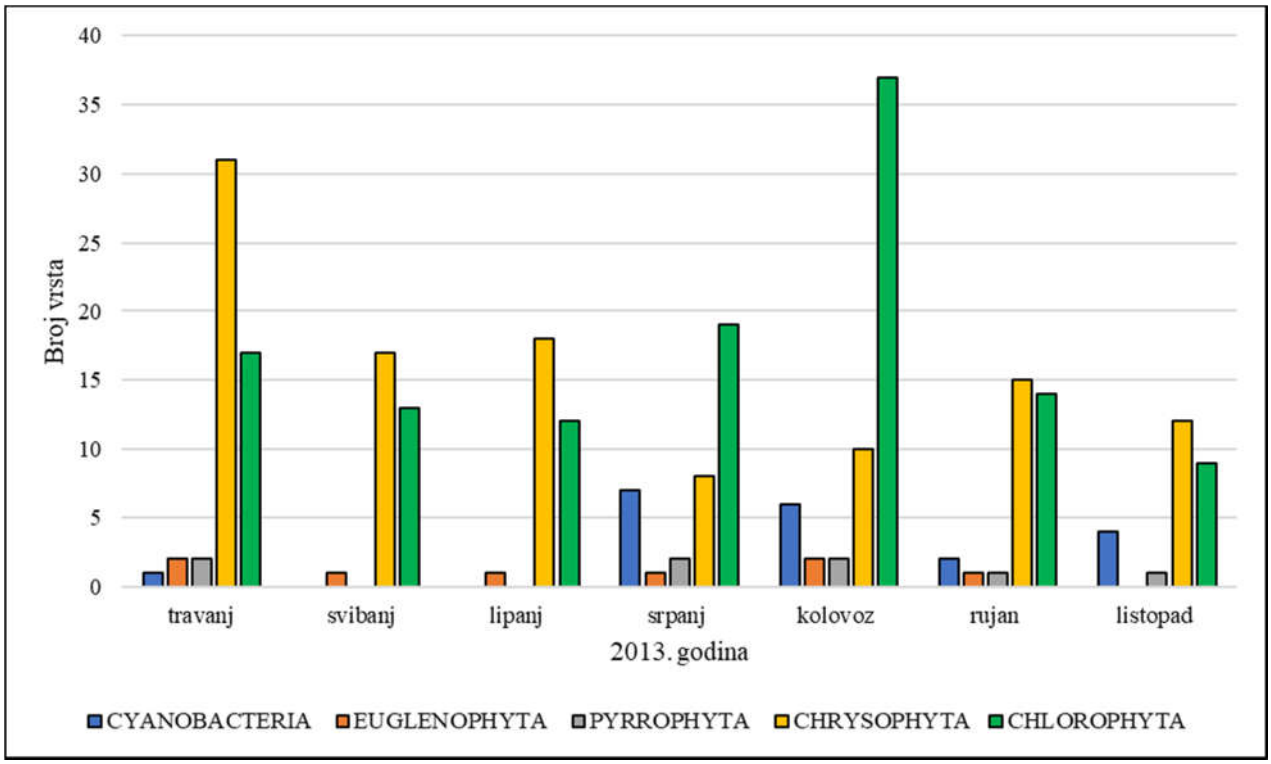
3.2. Kvalitativni sastav fitoplanktona

Kvalitativnom analizom fitoplanktona ukupno je utvrđeno 119 vrsta. Najviše vrsta pripadalo je skupini Chlorophyta (46%), a najmanji broj vrsta skupini Euglenophyta (3%) (Slika 8).



Slika 8: Postotna zastupljenost pojedinih sistematskih skupina u kvalitativnom sastavu fitoplanktona Dunava tijekom istraživanog razdoblja u 2013. godini.

Najviše fitoplanktonskih vrsta utvrđeno je u kolovozu (57 vrsta), a najmanje u listopadu (26 vrsta). Tijekom travnja, svibnja, lipnja, rujna i listopada najviše je vrsta pripadalo skupini Chrysophyta, a u srpnju i kolovozu u kvalitativnom sastavu su dominirale vrste iz skupine Chlorophyta (Slika 9).



Slika 9: Promjene broja vrsta po pojedinim sistematskim skupinama fitoplanktona u Dunavu tijekom istraživanog razdoblja u 2013. godini

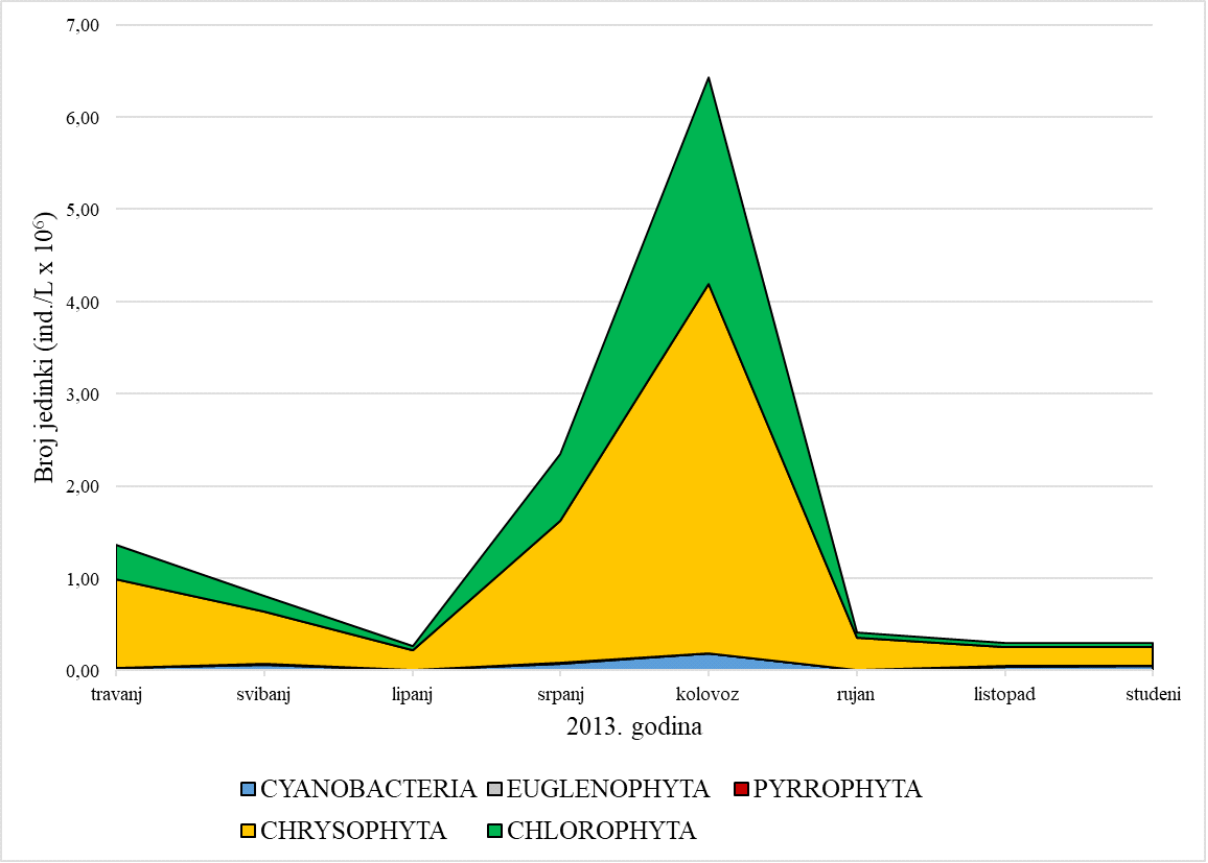
3.3. Kvantitativni sastav fitoplanktona

Brojnost fitoplanktona kretala se od najniže vrijednosti (0,26 x 10^6 ind./L) za vrijeme najvišeg vodostaja u lipnju do najvećih vrijednosti od 6,43x10^6 ind./L u kolovozu kada je vodostaj bio najniži. Srednja vrijednost broja jedinki iznosila je 1,53 x 10^6 ind./L.

Najbrojnije su bile vrste iz odjeljka Chrysophyta čija se brojnost kretala od 0,20 x 10^6 ind./L u studenom do 4,01 x 10^6 ind./L u kolovozu. Tijekom cijelog razdoblja istraživanja bile su prisutne i vrste iz skupine Chlorophyta, a njihova se brojnost kretala u rasponu od 0,04 x 10^6 ind./L u listopadu do 2,24 x 10^6 ind./L u kolovozu. Ostale skupine (Cyanobacteria, Euglenophyta i Pyrrophyta) bile su prisutne samo za vrijeme određenih mjeseci i nisu se isticale velikom brojnošću (Slika 10).

Najzastupljenije vrste tijekom svih mjeseci istraživanja bile su *Cyclotella meneghiniana* i *Stephanodiscus hantzschii* iz skupine centričnih dijatomeja (skupina Chrysophyta, razred Bacillariophyceae), a brojnošću se također isticala i dijatomeja *Nitzschia acicularis*. Vrsta *Aulacoseira granulata* bila je brojna u lipnju i srpnju, a *Lindavia comta* u srpnju, kolovozu i rujnu. Iz skupine Chlorophyta najveću brojnost imale su vrste *Monoraphidium contortum* u

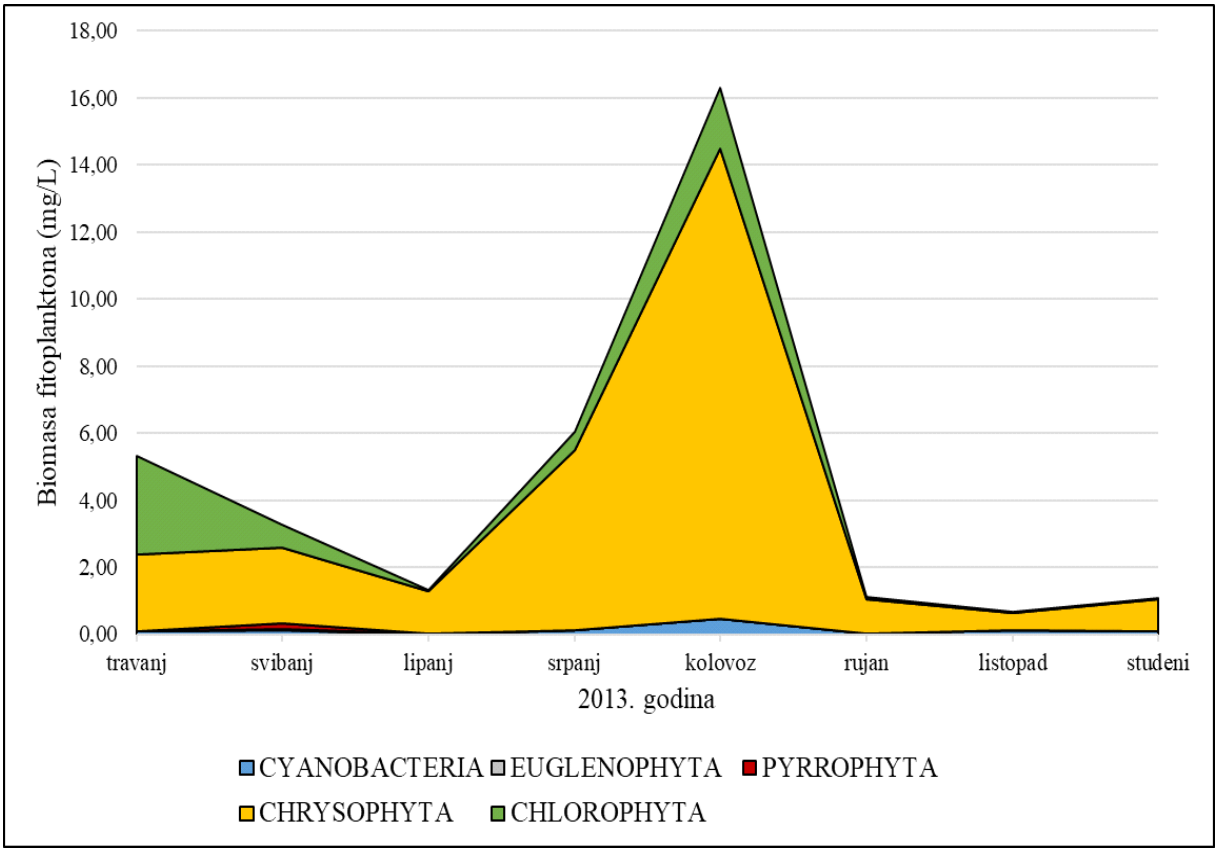
svibnju, lipnju, kolovozu, listopadu i studenom, *Closterium limneticum* u travnju i *Scenedesmus quadricauda* u rujnu.



Slika 10: Promjene ukupnog broja jedinki pojedinih sistematskih skupina fitoplanktona u rijeci Dunav tijekom istraživanog razdoblja u 2013. godini

Ukupna biomasa fitoplanktona mijenjala se u granicama od 1,08 mg/L u studenom do 16,31 mg/L u kolovozu. Srednja vrijednost ukupne biomase iznosila je 4,39 mg/L.

Vrijednosti ukupne biomase fitoplanktona mijenjale su se u skladu s promjenama u brojnosti fitoplanktona. U ukupnoj biomasi također su dominirale skupine Chrysophyta i Chlorophyta s najvećom ukupnom biomasom u kolovozu (Slika 11). Biomasom su se najviše isticale vrste *Stephanodiscus hantzschii* u travnju i listopadu, *Melosira varians* u kolovozu i studenom, *Craticula cuspidata* u svibnju i *Diatoma vulgaris* u lipnju.



Slika 11: Promjene ukupne biomase pojedinih sistematskih skupina fitoplanktona u rijeci Dunav tijekom istraživanog razdoblja u 2013. godini

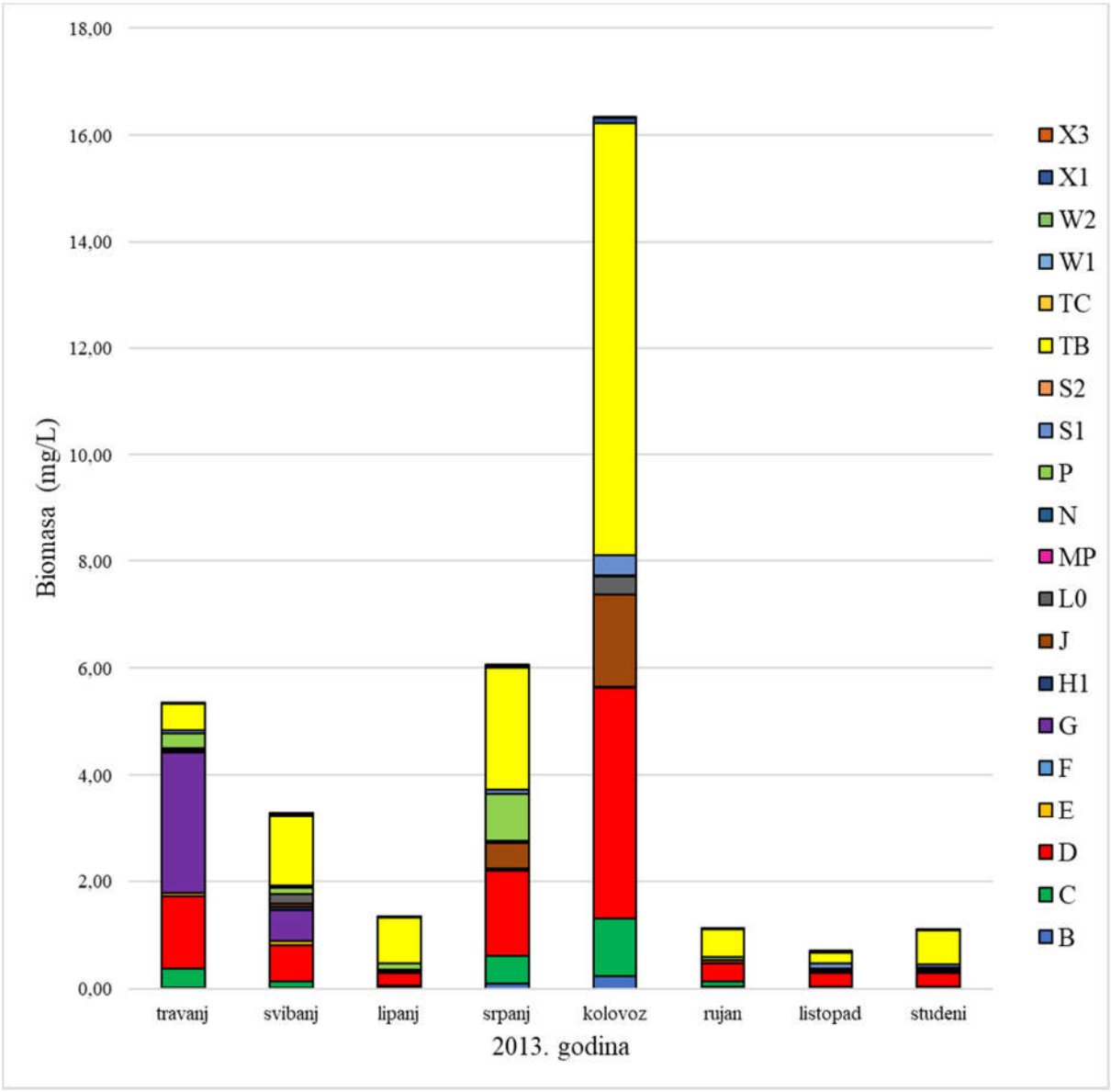
3.4. Funkcionalne skupine fitoplanktona

Utvrđene fitoplanktonske vrste svrstane su u 20 funkcionalnih skupina: **B, C, D, E, F, G, H1, J, L_0, MP, N, P, S1, S2, T_B, T_C, W1, W2, X1** i **X3** (Slika 12). Među navedenim funkcionalnim skupinama osam je skupina (**C, D, G, J, L_0, P, S1** i **T_B**) bilo zastupljeno s više od 5% udjela u ukupnoj biomasi fitoplanktona tijekom barem jednog mjeseca u istraživanom razdoblju.

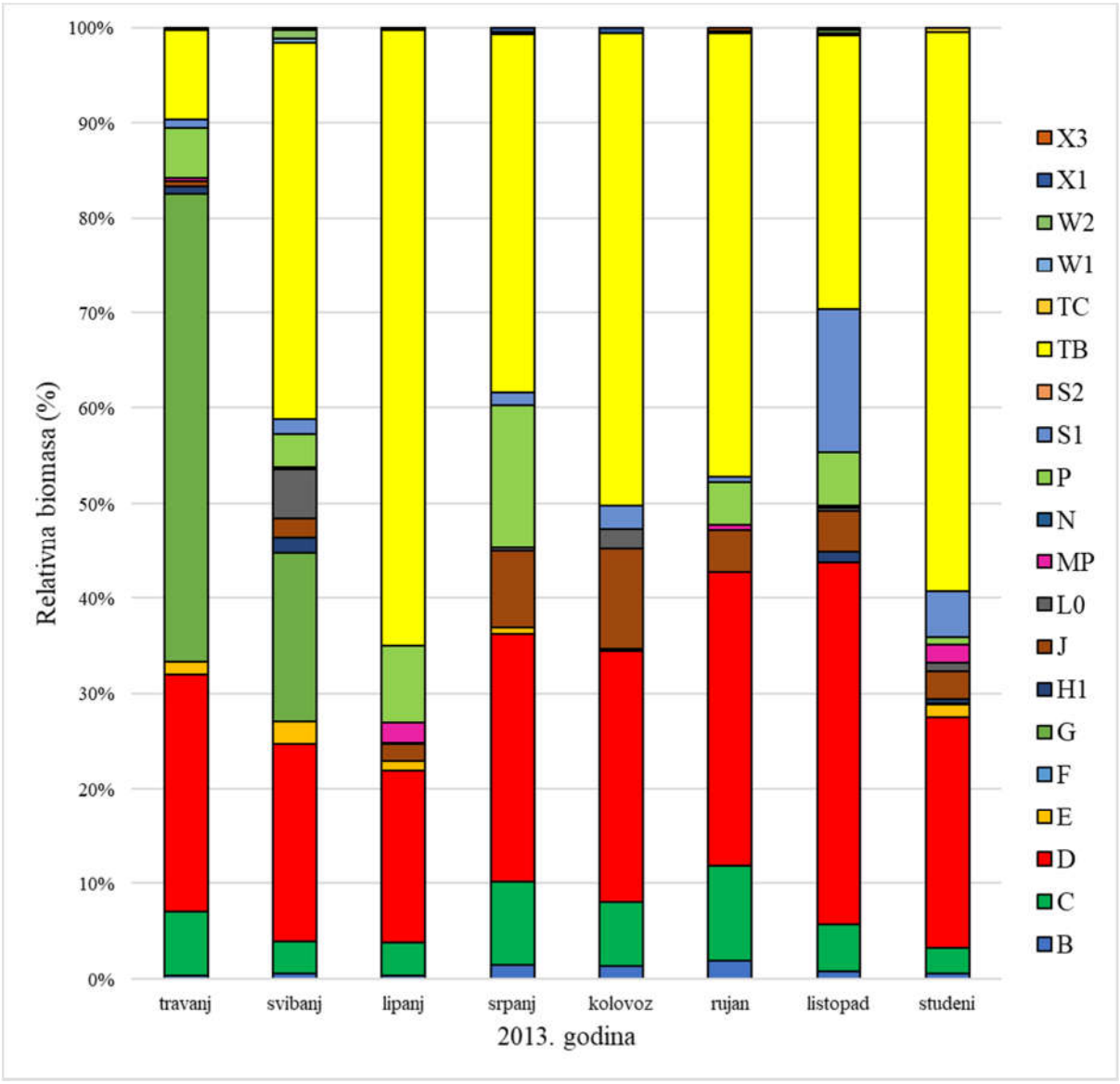
U travnju su dominirale funkcionalne skupine **G** (49,23%), **D** (25,02%), **T_B** (9,35%), **C** (6,71%) i **P** (5,32%), a u svibnju skupine **T_B** (39,52%), **D** (20,79%), **G** (17,65%) i **Lo** (5,19%). U lipnju su dominirale funkcionalne skupine **T_B** (64,85 %), **D** (18,06 %) i **P** (7,96 %). U srpnju je također dominirala skupina **T_B** s udjelom od 37,59%, uz dobru zastupljenost skupina **D** (26,04 %), **P** (14,99 %) i **C** (8,69 %). Dominacija skupine **T_B** nastavila se i u kolovozu (49,74 %) i rujnu (46,58 %). U kolovozu su dobru zastupljenost imale i skupine **D** (26,41%), **J** (10,52%) i **C** (6,68%), a u rujnu skupine **D** (30,88%) i **C** (9,95%). U listopadu

skupina **D** postaje dominantna s 37,96 % u odnosu na skupinu **T_B** (28,90 %), a osim njih biomasu veću od 5% imale su i skupine **S1** (14,99 %) i **P** (5,63 %). U listopadu ponovno dominira skupina **T_B** (58,85%), a također se ističe i skupina **D** s udjelom od 24,25% (Slika 13).

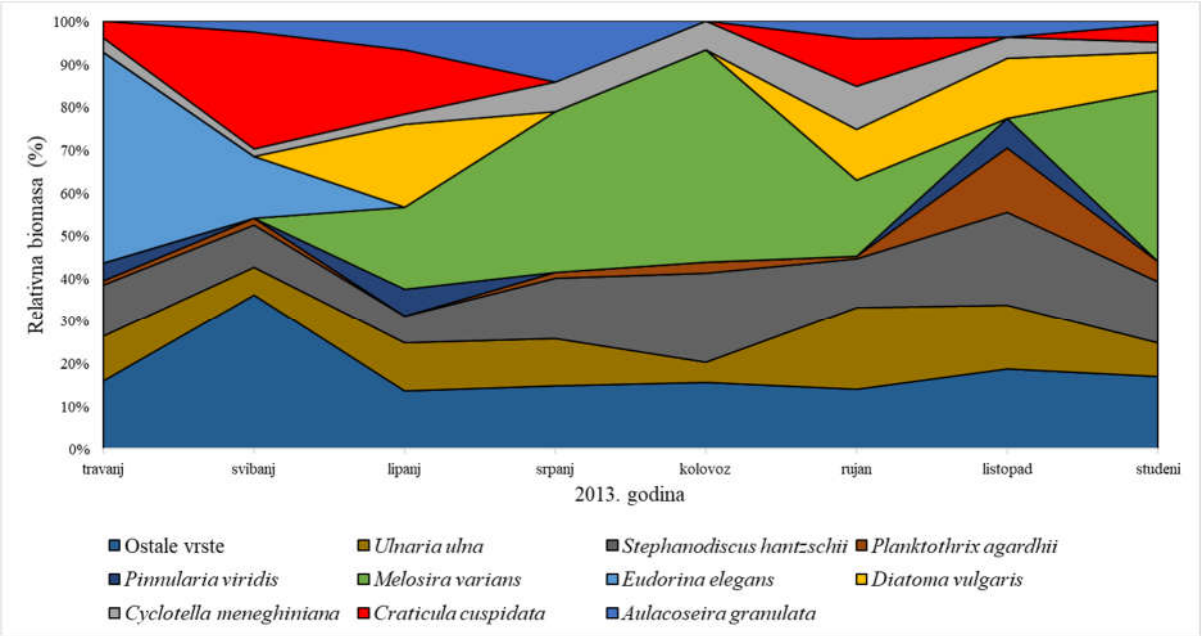
U skupini **T_B** najbolje je bila razvijena vrsta *Melosira varians* koja je u kolovozu činila 49,70% ukupne biomase, *Craticula cuspidata* s 27,15% u svibnju i 11,06% u rujnu te *Diatoma vulgaris* čija je ukupna biomasa u lipnju bila 19,32 %. Iz skupine **D** najviše su se istaknule vrste *Stephanodiscus hantzschii* čija je ukupna biomasa tijekom svih mjeseci bila veća od 5%, s najvećom vrijednošću u kolovozu (20,94%) te *Ulnaria ulna* s udjelom od 19,10% u rujnu. U skupini **G** dominantna je bila *Eudorina elegans* s udjelom od 49,23% u travnju. U skupini **C** jedino se istaknula vrsta *Cyclotella meneghiniana* s biomasom većom od 5% u srpnju (6,89%), kolovozu (6,64%) i rujnu (2,39%). U skupini **P** dominirala je *Aulacoseira granulata* u lipnju (6,69%) i srpnju (14,23%). Više od 5% biomase imala je i vrsta *Planktothrix agardhii* iz skupine **S1** u listopadu (14,99%) (Slika 14).



Slika 12: Promjene ukupne biomase fitoplanktona prema funkcionalnim skupinama u rijeci Dunav tijekom istraživanog razdoblja u 2013. godini



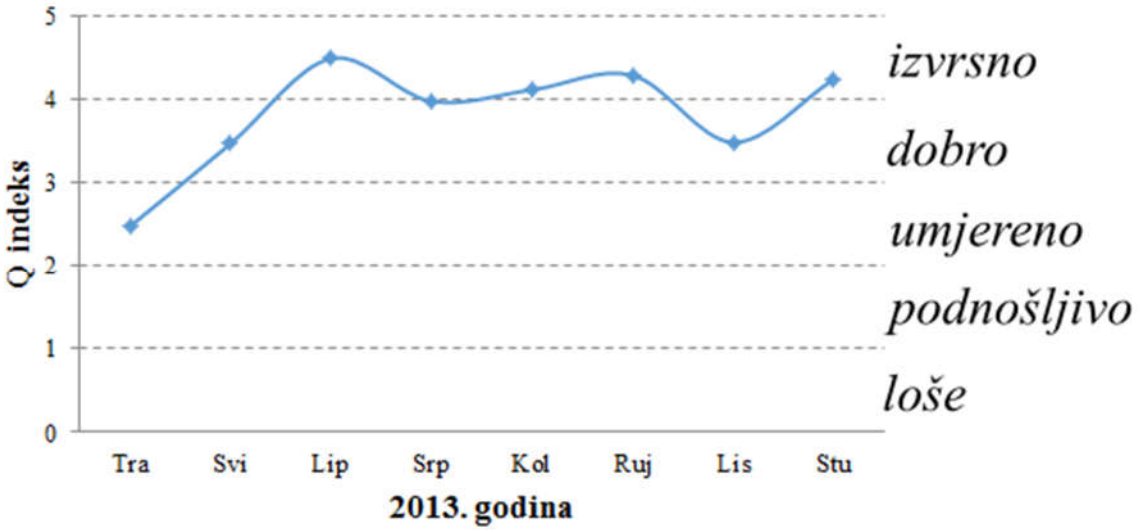
Slika 13: Zastupljenost pojedinih funkcionalnih skupina u ukupnoj biomasi fitoplanktona rijeke Dunav tijekom istraživanog razdoblja u 2013. godini.



Slika 14: Zastupljenost dominantnih vrsta u ukupnoj biomasi fitoplanktona rijeke Dunav tijekom istraživanog razdoblja u 2013. godini

3.5. Q indeks

Najniža vrijednost Q indeksa (2,48) zabilježena je travnju kada je velik udio ukupne biomase činila funkcionalna skupina **G** čiji faktor iznosi 1, a ukazuje na *loše* ekološko stanje rijeke Dunav. Najviša vrijednost (4,49) zabilježena je u lipnju za vrijeme najvišeg vodostaja. Tada je ekološko stanje vode bilo *izvrsno* ponajviše radi visokog udjela skupina $\mathbf{T_B}$ (64,85 %) čiji faktor iznosi 5, te skupine **D** (18,06 %) čiji je faktor 4. Srednja godišnja vrijednost Q indeksa 2013. godine iznosila je 3,82 što upućuje na *dobro* ekološko stanje.



Slika 15: Promjene vrijednosti Q indeksa i ekološkog stanja rijeke Dunav tijekom 2013. godine

Tablica 3: Zastupljenost vrsta pojedinih funkcionalnih skupina u ukupnoj biomasi fitoplanktona rijeke Dunav tijekom istraživanog razdoblja u 2013. godini

		Relativna biomasa fitoplanktona (%)							
FG	**Vrste svrstane u funkcionalne skupine**	**IV.**	**V.**	**VI.**	**VII.**	**VIII.**	**IX.**	**X.**	**XI.**
B	*Aulacoseira italica* (Ehrenberg) Simonsen						0,105		
	Lindavia comta (Kützing) Nakov, Gullory, Julius, Theriot & Alverson	0,287	0,506	0,37	1,453	1,354	1,785	0,811	0,513
	UKUPNO:	0,287	0,506	0,37	1,453	1,354	1,89	0,811	0,513
C	*Asterionella formosa* Hassall	3,256	1,567	0,917	1,802				0,318
	Aulacoseira ambigua (Grunow) Simonsen					0,033			
	Cyclotella meneghiniana Kützing	3,458	1,816	2,551	6,892	6,644	9,945	4,893	2,388
	UKUPNO:	6,714	3,383	3,468	8,694	6,676	9,945	4,893	2,706
D	*Nitzschia acicularis* (Kützing) W. Smith	0,606	0,214	0,188	0,231	0,397	0,044	0,926	0,749
	Nitzschia fruticosa Hustedt		0,094		0,215	0,077			
	Nitzschia recta Hantzsch ex Rabenhorst		0,11						0,268
	Nitzschia sigmoidea (Nitzsch) W.Smith		3,276						
	Stephanodiscus hantzschii Grunow	12,16	9,882	6,196	14,123	20,936	11,504	21,732	14,44
	Ulnaria acus (Kützing) Aboal	1,925	0,708	0,249	0,244	0,175	0,231	0,272	0,862
	Ulnaria ulna (Nitzsch) Compere	10,33	6,51	11,429	11,23	4,827	19,098	15,033	7,927
	UKUPNO:	25,022	20,794	18,061	26,043	26,412	30,876	37,964	24,245
E	*Dinobryon divergens* O. E. Imhof	1,309	2,311	1,014					1,407
	Mallomonas caudata Iwanoff				0,663				
	UKUPNO:	1,309	2,311	1,014	0,663	0	0	0	1,407
F	*Monoraphidium mirabile* (West & G. S. West) Pankow	0,019			0,028	0,02			0,02
	Oocystis lacustris Chodat		0,048			0,03	0,039		
	Radiococcus nimbatus (De Wildeman) Schmidle					0,142			
	UKUPNO:	0,019	0,048	0	0,028	0,192	0,039	0	0,02

G	*Eudorina elegans* Ehrenberg	49,228	14,478						
	Pandorina morum (O. F. Müller) Bory		3,176						
	UKUPNO:	49,228	17,655	0	0	0	0	0	0
H_1	*Aphanizomenon flosaquae* Ralfs ex Bornet & Flahault		0,408						0,497
	Dolichospermum solitarium (Klebahn) Wacklin, L. Hoffmana & Komárek		1,319						
	Dolichospermum spiroides (Klebhan) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	0,688						1,167	
	UKUPNO:	0,688	1,727	0	0	0	0	1,167	0,497
J	*Actinastrum hantzschii* Lagerheim				1,15	1,53			
	Coelastrum microporum Nägeli	0,115	0,506	0,089		0,25	0,165	0,195	0,616
	Crucigenia quadrata Morren	0,032	0,028		0,024	0,017	0,023	0,027	
	Crucigenia tetrapedia (Kirchner) Kuntze							0,021	0,013
	Desmodesmus intermedius (Chodat) E. Hegewald		0,041				0,034	0,02	
	Desmodesmus magnus (Meyen) Tsarenko				1,115	0,399	1,58	0,622	0,787
	Desmodesmus opoliensis (P. G. Richter) E. Hegewald					0,127		0,066	
	Desmodesmus pannonicus (Hortobágyi) E. Hegewald			0,284		0,5			
	Golenkinia radiata Chodat					0,004			
	Lagerheimia genevensis (Chodat) Chodat	0,023	0,02		0,017				
	Micractinium pusillum Fresenius	0,18	0,318		0,822	1,766	0,259	0,611	
	Ophiocytium capitatum var. longispinum (Möbius) Lemmermann				0,194				0,137
	Pediastrum duplex Meyen				0,992	0,711		1,107	
	Scenedesmus quadricauda (Turpin) Brébisson	0,25	0,661	0,774	0,76	1,498	1,257	0,848	1,074
	Stauridium tetras (Ehrenberg) E. Hegewald				0,155				
	Tetradesmus lagerheimii M. J. Wynne & Guiry		0,231	0,406	2,793	3,145	1,131	0,89	0,282
	Tetradesmus obliquus (Turpin) M. J. Wynne			0,207		0,437			
	Willea rectangularis (A. Braun) D. M. John, M. J. Wynne & P. M. Tsarenko		0,142			0,132			
	UKUPNO:	0,599	1,947	1,76	8,023	10,517	4,448	4,406	2,908

L_0	*Chroococcus minutus* (Kützing) Nägeli		0,022		0,039			0,086	0,109
	Chroococcus turgidus (Kützing) Nägeli		0,116					0,224	
	Glenodinium sp.					0,855			
	Merismopedia tenuissima Lemmermann		0,33	0,097	0,38	0,408			0,804
	Peridiniopsis polonica (Woloszynska) Bourrelly					0,855			
	Peridinium volzii Lemmermann		4,719						
L_0	**UKUPNO:**	0	5,188	0,097	0,419	2,117	0	0,31	0,914
MP	*Pseudanabaena catenata* Lauterborn						0,055	0,065	
	Rhopalodia gibba (Ehrenberg) Otto Müller			2,205					
	Surirella brebissonii Krammer & Lange-Bertalot	0,309	0,273				0,445		
	Ulothrix tenuissima Kützing								1,943
	UKUPNO:	0,309	0,273	2,205	0	0	0,5	0,065	1,943
N	*Tabellaria fenestrata* (Lyngbye) Kützing							0,085	
	UKUPNO:	0	0	0	0	0	0	0,085	0
P	*Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen		2,539	6,687	14,234		4,138	3,665	0,773
	Centronella reicheltii Max Voigt					0,044			
	Closterium acutum Brébisson	1,151							
	Closterium ehrenbergii Meneghini ex Ralfs	0,713							
	Closterium gracile Brébisson ex Ralfs		0,268						
	Closterium limneticum Lemmermann	2,747	0,661	0,193	0,76				
	Closterium maculatum W. N. Hastings	0,709		0,183			0,34		
	Staurastrum gracile Ralfs ex Ralfs			0,894				1,961	
	UKUPNO:	5,32	3,468	7,957	14,994	0,044	4,478	5,625	0,773
S_1	*Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek	0,883	1,558		1,344	2,407	0,635	14,993	4,744
	UKUPNO:	0,883	1,558	0	1,344	2,407	0,635	14,993	4,744
S_2	*Spirulina sp.*							0,017	

	UKUPNO:	0	0	0	0	0	0	0,017	0
TB	*Amphora ovalis* (Kützing) Kützing	0,431	1,522	0,334					0,463
	Brebissionia lanceolata (C. Agardh) R. K. Mahoney & Reimer								2,86
	Caloneis amphisbaena (Bory) Cleve						0,824		
	Cocconeis placentula Ehrenberg		0,202	0,177			0,219	0,13	
	Craticula cuspidata (Kützing) D. G. Mann	3,846	27,146	14,892			11,06		4,132
	Cymatopleura solea W. Smith		3,846	1,125					
	Cymbella tumida (Brébisson) Van Heurck			0,462					
	Diatoma vulgaris Bory			19,321			11,958	14,119	8,934
	Encyonema ventricosum (C. Agardh) Grunow			0,256			0,238	0,562	0,178
	Fragilaria capucina Desmazieres							1,297	
	Gomphonema olivaceum (Hornemann) Brébisson			0,08					
	Gomphonema parvulum (Kützing) Kützing			0,025					
	Gyrosigma acuminatum (Kützing) Rabenhorst		0,781	0,685			1,272	1,502	0,951
	Gyrosigma attenuatum (Kützing) Rabenhorst		2,658						
	Hippodonta capitata (Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski			0,025			0,092		
	Melosira varians C. Agardh			19,12	37,572	49,696	17,749		39,785
	Navicula cryptocephala Kützing		0,706	0,413			0,959	1,586	0,574
TB	*Navicula lanceolata* Ehrenberg	0,712	0,837	1,102			1,023	1,208	0,51
	Navicula oblonga (Kützing) Kützing		0,453				0,369		
	Navicula rhynchocephala Kützing		0,589	0,31			0,576	0,453	
	Navicula viridula (Kützing) Ehrenberg	0,248	0,655					0,42	0,266
	Nitzschia gracilis Hantzsch							0,444	
	Nitzschia palea (Kützing) W. Smith		0,124	0,065	0,021	0,046	0,081	0,191	0,075
	Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenberg	4,113		6,372				6,984	
	Placoneis elginensis (W. Gregory) E. J. Cox			0,086			0,16		0,12
	UKUPNO:	9,35	39,52	64,852	37,593	49,742	46,582	28,896	58,848

T_C	*Planktolyngbya limnetica* (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg		0,018	0,016	0,031				0,131
	Pseudanabaena limnetica (Lemmermann) Komárek		0,036				0,246	0,145	0,276
	UKUPNO:	0	0,054	0,016	0,031	0	0,246	0,145	0,408
W_1	*Phacus caudatus* Hübner		0,393						
	Phacus longicauda (Ehrenberg) Dujardin			0,098	0,192				
	UKUPNO:	0	0,393	0,098	0,192	0	0	0	0
W_2	*Trachelomonas oblonga* Lemmermann							0,382	
	Trachelomonas volvocina (Ehrenberg) Ehrenberg		0,889						
	UKUPNO:	0	0,889	0	0	0	0	0,382	0
X_1	*Ankistrodesmus arcuatus* Korshikov	0,01							
	Ankistrodesmus fusiformis Corda		0,045	0,04	0,156	0,112		0,087	
	Monoraphidium contortum (Thuret) Komárková-Legnerová	0,043	0,031	0,047	0,171	0,113	0,031	0,051	0,074
	Monoraphidium griffithii (Berkeley) Komárková-Legnerová		0,157		0,136	0,292			
	UKUPNO:	0,053	0,233	0,087	0,463	0,516	0,031	0,138	0,074
X_3	*Koliella longiseta* (Vischer) Hindak	0,22	0,053	0,015	0,061	0,022		0,102	
	Schroederia setigera(Schröder) Lemmermann						0,33		
	UKUPNO:	0,22	0,053	0,015	0,061	0,022	0,33	0,102	0

4. RASPRAVA

U posljednjih nekoliko desetljeća sve je češća pojava ekstremnih poplava, a njihova učestalost povezuje se sa sve izraženijim klimatskim promjenama. Velike poplave u slivu rijeke Dunav također su sve učestalije (Junk et al. 1989). Proučavanje poplavnih područja postalo je intenzivnije od objavljivanja FPC koncepta (eng. *The flood pulse concept*). Koncept se temelji na spoznaji da rijeke i njihova poplavna područja pripadaju dinamičkom sustavu te su povezani snažnim interakcijama hidroloških i ekoloških procesa (Junk et al. 1989). Poznato je također da u takvom sustavu poplave utječu na sastav i gustoću fitoplanktonskih zajednica. Općenito, planktonski organizmi rijeka uglavnom potječu od okolnih vodenih biotopa (jezera, močvara ili poplavnih područja), međutim, u velikim nizinskim rijekama poput Dunava u donjem toku, karakteristično je dugo vrijeme zadržavanja vode zbog kojeg dolazi do razvoja pravog potamoplanktona (Stanković i sur. 2012). Za vrijeme visokih vodostaja protok vode je veći te su riječne struje puno jače što nepovoljno utječe na razvoj fitoplanktona (Kiss i sur. 2000). To potvrđuju dobivene vrijednosti brojnosti i biomase fitoplanktona u našem istraživanju koje su bile najniže u lipnju (0,26 x 10^6 ind./L, 1,32 mg/L) za vrijeme najviših vodostaja. Nakon opadanja razine vode uvjeti za razvoj fitoplanktona postaju povoljniji, smanjena je brzina kretanja vode te se povećava prozirnost zbog lakšeg taloženja čestica na dno korita (Kiss i sur. 1996). Dobiveni rezultati pokazuju da je najveća brojnost (6,43 x 10^6 ind./L) i ukupna biomasa (16,31 mg/L) fitoplanktona u Dunavu utvrđena u kolovozu za vrijeme najnižih vodostaja.

Za procjenu biomase fitoplanktona također se utvrđuje koncentracija klorofila-a u vodi, pigmenta koji je neophodan za fotosintezu, a nalazimo ga u svim skupinama alga te predstavlja važan parametar za ocjenu ekološkog stanja vodenih biotopa. Klorofil-a se uz koncentraciju nitrata i ukupnog fosfora koristi također kao pokazatelj stupnja eutrofikacije rijeka (Web1). Klorofil-b je karakterističan samo za alge skupina Chlorophyta i Euglenophyta, a klorofil-c za skupine Dynophyta i Chrysophyta (Rowan, 1989). Srednja vrijednost koncentracije klorofila-a tijekom istraživanja iznosila je 16,18 μg/L te prema ovom parametru rijeku Dunav možemo svrstati u kategoriju „dobrog ekološkog stanja“ (Uredba o standardu kakvoće vode NN 73/2013). Općenito, Dunav karakteriziraju visoke koncentracije nutrijenata, posebno dušikovih spojeva (Stanković i sur. 2013). Tako su u travnju utvrđene značajno visoke koncentracije dušikovih spojeva (nitrata, nitrita, amonijevih iona i organskog dušika) te posljedično visoke vrijednosti ukupnog dušika. Unatoč tome, prema srednjoj

vrijednosti koncentracije nitrata koja je iznosila 1,87 mg/L, kao i prema koncentraciji ukupnog fosfora (0,18 mg/L) Dunav je prema Uredbi o standardu kakvoće voda (NN 73/2013) također pripadao kategoriji „dobrog stanja“. Ekstremno visoki vodostaj utjecao je na koncentraciju otopljenog kisika u vodi te je u lipnju zabilježena najniža vrijednost ovog parametara. Lipanj također karakteriziraju i niske vrijednosti pH i električne provodljivosti vode.

Kvalitativnom analizom fitoplanktona ukupno je utvrđeno 119 vrsta, najviše u kolovozu, a među njima je najveći broj vrsta pripadao skupini Chlorophyta i Chrysophyta. Brojnost fitoplanktona kretala se u granicama od 0,26 x 10^6 ind./L u lipnju pri najvišem vodostaju do 6,43 x 10^6 ind./L u kolovozu za vrijeme najnižih vodostaja. Tijekom cijelog istraživanog razdoblja u Dunavu su brojnošću dominirale vrste skupine Chrysophyta uz dobru zastupljenost alga skupine Chlorophyta i vrlo malu zastupljenost ostalih skupina. Najbrojnije su bile centrične dijatomeje *Cyclotella meneghiniana* i *Stephanodiscus hantzschii* koje se smatraju tipičnim dunavskim vrstama (Schmidt 1992). Također se smatraju pravim potamoplanktonskim vrstama zbog sposobnosti preživljavanja i razmnožavanja u sporotekućim rijekama (Kiss i sur. 2012). Biomasa fitoplanktona kretala se u skladu s brojnošću jedinki te su se biomasom također isticale skupine Chrysophyta i Chlorophyta s najvećom biomasom u kolovozu. U ukupnom količinskom sastavu najviše su se istaknule vrste *S. hantzschii* u travnju i listopadu, *Melosira varians* u kolovozu i studenom, *Craticula cuspidata* u svibnju i *Diatoma vulgaris* u lipnju. Za vrijeme ovog istraživanja nije zabilježen značajan razvoj zelenih alga i cijanobakterija koje se mogu pojaviti s većom biomasom u ljetnim mjesecima (Schmidt 1994). Dijatomeje mogu dominirati tijekom cijele godine zbog svoje otpornosti na različite uvjete staništa, brzo strujanje vode i otplavljivanje, a dobro hidratiziran polisaharidni omotač omogućuje im preživljavanje kraćih sušnih razdoblja (Hoagland i sur. 1993). Fitoplanktonske vrste utvrđene tijekom istraživanja svrstane su prema sličnim obilježjima u 20 funkcionalnih skupina. Veći udio (>5%) u ukupnoj biomasi imale su skupine: **C, D, G, J, L_0, P, S1** i **T_B**. Tijekom cijelog istraživanja najzastupljenija je bila skupina **T_B** koju karakteriziraju vrste koje naseljavaju izrazito lotičke sustave (potoke, rječice) (Reynolds i sur. 2002; Padisák i sur. 2009). Ova se skupina u ukupnoj biomasi fitoplanktona posebno istaknula u lipnju (64,85%) i studenom (58,85%). Najzastupljenija vrsta skupine **T_B** bila je bentoska dijatomeja *Melosira varians* s najvišom relativnom biomasom utvrđenom u kolovozu (49,70%). Iz skupine **D** su dominirale vrste *S. hantzschii* i *Ulnaria ulna* koje su tijekom svih mjeseci bile zastupljene biomasom većom od 5%. Funkcionalna skupina **D** karakteristična je za plitke, muljevite vode bogate nutrijentima, uključujući rijeke (Padisák i

sur. 2009). Vrste ove skupine toleriraju plavljenje, ali su osjetljive na nedostatak nutrijenata. *S. hantzschii* je mala brzorastuća vrsta koja tolerira niske temperature vode i miješanje vodenog stupca (Reynolds 2006). Kao predstavnik skupine **G**, vrsta koje toleriraju velike količine svjetlosti, ali su osjetljive na nedostatak nutrijenata (Reynolds i sur. 2002; i Padisák i sur. 2009) u travnju je dominirala *Eudorina elegans* s relativnom biomasom od 49,23%. Kao predstavnik skupine **C** koja je bila dobro zastupljena u rujnu (9,95%) i srpnju (8,69%), istaknula se vrsta *Cyclotella meneghiniana*. Ove vrste tipični su predstavnici eutrofnih jezera s učestalim miješanjem vodenog stupca te toleriraju nedostatak ugljika, a osjetljive su na temperaturnu stratifikaciju i nedostatak silicija (Reynolds i sur. 2002; i Padisák i sur. 2009). Skupini **P** pripadaju vrste koje toleriraju smanjenu količinu svjetlosti i nedostatak ugljika, ali su osjetljive na temperaturnu stratifikaciju i nedostatak silicija. Staništa koja naseljavaju su plitka jezera i epilimnion stratificiranih jezera (Reynolds i sur. 2002; i Padisák i sur. 2009). Najbolje razvijena vrsta ove skupine bila je *Aulacoseira granulata.* Skupina **J** bila je dobro zastupljena tijekom srpnja i kolovoza, a predstavljao ju je veći broj vrsta s malom biomasom. Brzorastuće klorokokalne alge skupine **J** naseljavaju plitke vodene biotope (jezera, ribnjake i rijeke) koji su bogati nutrijentima, a ograničavajući faktor njihova rasta je nedostatak svjetlosti. Cijanobakterije iz skupine **S1** mogu tolerirati nedostatak jakog osvjetljenja, ali su osjetljive na plavljenje (Reynolds i sur. 2002; i Padisák i sur. 2009). Ovu skupinu predstavljala je filamentozna vrsta *Planktothrix agardhii* s najvišom relativnom biomasom od 14,99% u listopadu.Skupina $\mathbf{L_0}$, čije su vrste osjetljive na miješanje vodenog stupca, ali dobro podnose nedostatak nutrijenata (Reynolds i sur. 2002; i Padisák i sur. 2009), u koju su svrstane pojedine vrste cijanobakterija (*Chroococcus* spp., *Merismopedia tenuissima*) i dinoflagelata (*Glenodinium* sp., *Peridiniopsis polonica*, *Peridinium volzii*) bila je među dominantnim skupinama samo u svibnju (5,18%).

Na temelju analize fitoplanktona uz pomoć funkcionalnih skupina određen je Q indeks kao pokazatelj ekološkog stanja rijeke Dunav. Najlošije ekološko stanje rijeke (Q indeks 2,48) utvrđeno je u travnju kada je u ukupnoj biomasi dominirala skupina **G** (49,23%) čiji faktor iznosi 1. U to vrijeme zabilježene su i izuzetno visoke koncentracije organskog i ukupnog dušika, u vrijednostima do nekoliko puta višim od uobičajenih. Najbolje ekološko stanje (Q indeks 4,49) utvrđeno je za vrijeme velike lipanjske poplave kada su najveći udio u ukupnoj biomasi imale skupine $\mathbf{T_B}$ (64,85 %), **D** (18,06 %) i **P** (7,96 %). Srednja vrijednost Q indeksa (3,82) tijekom istraživanog razdoblja 2013. godine ukazuje na umjereno ekološko stanje.

5. ZAKLJUČAK

Istraživanjem rijeke Dunav tijekom 2013. godine zabilježeni su ekstremno visoki vodostaji u proljetnom i ranom ljetnom razdoblju koji su utjecali na dinamiku i razvoj fitoplanktona. Brojnošću i biomasom dominirale su dijatomeje iz funkcionalnih skupina **T_B** i **D**, koje se lako prilagođavaju na stresne uvjete plavljenja, a dobro zastupljene bile su i funkcionalne skupine **C, G, J, L_0, P** i **S1**. Biomasom su dominirale dijatomeje *Cyclotella meneghiniana, Ulnaria ulna* i *Stephanodiscus hantzschii.* Vrijednosti Q indeksa pokazale su da je ekološko stanje rijeke bilo *loše* u travnju, a tijekom ostalih mjeseci okarakterizirano je kao *dobro* ili *izvrsno*. Rezultati ovog istraživana mogu pomoći u boljoj procjeni ekološkog stanja rijeke Dunav tijekom ekstremnih hidroloških prilika.

6. LITERATURA

Abonyi, A., Leitão, M., Lançon, A.M., Padisák, J. (2012) Phytoplankton functional groups as indicator of human impacts along the River Loire (France). Hydrobiologia 698:233-249.
Antal Schmidt 1994. Main characteristics of the phytoplankton of the Southern Hungarian section of the River Danube Hydrobiologia, Volume 289, 97–108

Dodds, W.K. (2006) Eutrophication and trophic state in rivers and streams. Limnol. Oceanogr. 51 (1, part 2):671-680.

Dokulil, M. T. (2013) Impact of climate warming on European inland waters. Inland Waters, 4, 27–40.

Dokulil, M. T. (2014) Predicting summer surface water temperatures for large Austrian lakes in 2050 under climate change scenarios. Hydrobiologia, 731, 19–29

Dokulil, M. T., Jagsch, A., George, G. D., Anneville, O., Jankowski, T., Wahl, B., Teubner, K. (2006) Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. Limnology and Oceanography, 51, 2787–2793.

Garnier, J., Billen, G., Hannon, E., Fonbonne, S., Videnina, Y., & Soulie, M. (2002) Modelling the đž transfer and retention of nutrients in the drainage network of the Danube River. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 54, 285–308.

Guiry, MD., Guiry, GM. (2018) AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. http://www.algaebase.org; searched on 25 March 2018.

Hajnal, E., Padisák, J. (2008) Analysis of long-term ecological status of Lake Balaton based on the ALMOBAL phytoplankton database. Hydrobiologia 599: 227-237.

Hindak, F. (1977-1990) Studies on the chlorococcales algae (Chlorophyceae) I-IV. VEDA. Publishing House of the Slovak Academy of Sciences, Bratislava.

Hindák, F., Cyrus, Z., Marvan, P., Javornický, P., Komárek, J., Ettl, H., Rosa, K., Sladečkova, A., Popovsky, J., Punčocharova, M., Lhotsky, O. (1978) Slatkovodne riasy. Slovenske pedagogicke nakladelstvo, Bratislava.

Hindak, F., Komarek, J., Marvan, P., Ružička, J. (1975) Kluč na určovanie vytrusnych rastlin. I. diel: Riasy. Slovenske pedagogicke nakladelstvo, Bratislava.

Hutchinson, G.E. (1973) Eutrophication. American Scientist, 61, 269-279.

ICPDR. (2014) Floods in June 2013 in the Danube River Basin. Brief overview of key events and lessons learned.

Ilg, F. Dziock, F. Foeckler, K. Follner, M. Gerisch, J. Glaeser, A. Rink, A. Schanowski, M. Scholz, O. Deichner, K. Henle Long-term reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grassland Ecology, 89 (2008), pp. 2392-2398

Javornický, P., Komárková, J. (1973) The changes in several parameters of plankton primary productivity in Slapy Reservoir 1960-1967, their mutual correlations and correlations with the main ecological factors. In Hydrobiological studies, Hrbáček J, Straškraba M (eds). Academia: Prague, 155-211 pp.

Kiss, K. T. (1985) Changes of trophity conditions in the River Danube at God. Annales Universitatis Scientiarium Budapestinensis Sectio Biologica, 24–26, 47–59.

Kiss, K. T. (1994) Trophic level and eutrophication of the River Danube in Hungary. Verhandlungen der Internationale Vereinigung fur Throretische und Angewandte Limnologie, 25, 1688–1691.

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(270), 317–325.

Kiss, K. T., Ács, É., Schmidt, A. (1996). Sampling strategies for phytoplankton investigations in a large river (River Danube, Hungary). In:Whitton, B.A., Rott, E. (Eds.), Use of Algae for Monitoring Rivers II. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Innsbruck, pp. 179-185.

Kiss, K. T., Schmidt, A. (1998) Changes of the Chlorophyta species in the phytoplankton of the Hungarian section of the Danube river during the last decades (1961-1997). Biologia, Bratislava, 53, 509–518.

Kiss, K. T., Ács, É., & Kovács, A. (1994). Ecological observations on Skeletonema potamos (Weber) Hasle in the River Danube, near Budapest (1991–92, daily investigations). Hydrobiologia, 289, 163–170

Komárek, J. (1973) The communities of algae of Opatovicky Fishpound (South Bohemia). In: Heiny S (ed): Ecosystem on Wetland Biome in Czechoslovakia. Czechoslovak National Committee for the International Biological Programme. Czechoslovak Academy of Sciences. Trebon 179-184. pp.

Lampert, W., Sommer, U. (2007) Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams. Oxford Universita Press, Oxford, UK.

Liepolt, R. (1967) Limnologie der Donau. Schweizerbart'sche Verl, Stuttgart, 591 pp.

Matoničkin, I., Pavletić, Z. (1972) Život naših rijeka – biologija tekužih voda. Školska knjiga, Zagreb.

Mihaljević M, Špoljarić D, Stević F, Žuna Pfeiffer T. 2013. Assessment of flood-induced changes of phytoplankton along a river–floodplain system using the morpho-functional approach. Environmental Monitoring and Assessment 185: 8601–8619. DOI: 10.1007/s10661-013-3198-z

Mihaljević, M., Getz, D., Tadić, Z., Živanović, B., Gucunski, D., Topić, J., Kalinović, I., Mikuska, J. (1999) Kopački rit-Pregled istraživanja i bibliografija. HAZU, Zavod za znanstveni rad Osijek, Zagreb-Osijek, 187 pp.

Mihaljević, M., Getz, D., Tadić, Z., Živanović, B., Gucunski, D., Topić, J., Kalinović, I., Mikuska, J. (1999) Kopački rit-Pregled istraživanja i bibliografija. HAZU, Zavod za znanstveni rad Osijek, Zagreb-Osijek, 187 pp.

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 618:77-88.

Mihaljević, M., Špoljarić, D., Stević, F., Cvijanović, V., H. 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 – Ecology and Management of Island Waters. 40(3): 260-268.

Mihaljević, M., Špoljarić, D., Stević, F., Cvijanović, V., Hackenberger Kutuzović, B. (2010) The influence of extreme flods from the river Danube in 2006 on phytoplankton in a floodplain lake: Shift to a clear state. Limnologica 40: 260 – 268.

Mikhailov, V.N. Morozov, N.I. Cheroy, M.V. Mikhailova, Ye.F. (2008) Zav'yalova Extreme Flood on the Danube River in 2006 Russ. Meteorol. Hydrol., 33, pp. 48-54

Padisák, J., Crossetti, LO., Naselli-Flores, L. (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. Hydrobiologia 621:1-19.

Padisák, J., Crossetti, LO., Naselli-Flores, L. (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. Hydrobiologia 621:1-19.

Padisák, J., Grigorszky, I., Borics, G., Soroczki-Pinter, E. (2005) Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. - Hydrobiologia 553: 1-14.

Pantle, R., Buck, H. (1955) Die biologiscke uberwachung der gewasser rend die darstellung der ergebrisse. Gas und Wasserfach 96: 11-17.

Reynolds, C. S. (1994) The long, the short and the stalled: On the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. Hydrobiologia, 289, 9–21.

Reynolds, CS. (2006) The Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Reynolds, CS., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S. (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. Journal of Plankton Research 24 (5):417-428.

Scheffer, M., van Nes E.H. (2007) Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. Hydrobiologia 584: 455-466.

Schmidt, W.F. (2001) Ecology – a true-blue vision for the Danube. Science 294(5546): 1444–1447.

Schneider, E. (2002) The ecological functions of the Danubian floodplains and their restoration with special regard to the Lower Danube. Archiv fur Hydrobiologie, Supplement 141/1–2, Large Rivers 13/1–2, 129–149.

Sommerwerk, N., Hein, T., Schneider-Jakoby, M., Baumgartner, C., Ostojić, A., Paunović, M., et al. (2009) The Danube River basin. In K. Tockner, U. Uehlinger, & C. T. Robinson (Eds.), Rivers of Europe (pp. 59–112). London: Elsevier.

Sournia, A. (1978) Phytoplankton Manual. Monographs on Oceanographic Methodology. No. 6, Unesco, Paris, 337 pp.

Stanković, I., Vlahović, T., Varbiro, G., Borics, G. (2012) Phytoplankton functional and morphofunctional approach in large floodplain rivers. Hydrobiologia 698(1):217-231.

Strickland, JDH., Parsons, TR. (1968) A practical handbook of sea-water analysis. Fish Res Board Can Bull 167:71-76.

Tockner, K., & Stanford, J. A. (2002) Riverine Flood Plains: Present State and Future Trends. Environmental Conservation, 29, 308-330.

Tockner, K., Uehlinger, U., & Robinson, C. T. (2009) Rivers of Europe (p. 728). London: Elsevier Science.

UNESCO (1966) Determinations of photosynthetic pigments in seawater. Report of SCORUNESCO Working Group 17. Monogr Oceanogr Meth, Paris, 69.

Van Vliet, M. T. H., Franssen, W. H. P., Yearsley, J. R., Ludwig, F., Haddeland, I., Lettenmaier, D. P., & Kabat, P. (2013) Global river discharge and water temperature under climate change. Global Environmental Change, 23, 450–464.

Várbíró, G., Borics, G., Kiss, KT., Szabo, KE., Plenković-Moraj, A,, Ács, E. (2007) Useof Kohonen Self Organizing Maps (SOM) for the characterization of bentic diatom associations of the River Danube and its tributaries. Larege Rivers 17(3-4):395-403.

Wehr, JD., Descy, JP. (1998) Use of phytoplankton in large river management. J. Phycol. 34:741-749.

Wetzel, RG. (2001) Limnology: Lake and River Ecosystems. Academic Press, San Diego, California.

Mrežne stranice

Web1. Hrvatske vode: Metodologija uzorkovanja, laboratorijskih analiza i određivanja omjera ekološke kakvoće bioloških elemenata kakvoće http://www.voda.hr/sites/default/files/metodologija_uzorkovanja_laboratorijskih_analiza_i_odredivanja_omjera_ekoloske_kakvoce_bioloskih_elemenata_i_odluka.pdf (10.8.2018.)