

UNIVERZITET U BEOGRADU

BIOLOŠKI FAKULTET

Ana M. Blagojević Ponjavić

DINAMIKA FITOPLANKTONA I FENOMEN CVETANJA
CIJANOBAKTERIJE *PLANKTOTHRIX RUBESCENS* U
AKUMULACIJI VRUTCI

– doktorska disertacija –

Beograd, 2021

UNIVERSITY OF BELGRADE

FACULTY OF BIOLOGY

Ana M. Blagojević Ponjavić

PHYTOPLANKTON DYNAMICS AND THE
PHENOMENON OF BLOOM OF CYANOBACTERIUM
PLANKTOTHRIX RUBESCENS IN THE VRUTCI
RESERVOIR

– Doctoral Dissertation –

Belgrade, 2021

Mentor:

Prof. dr Gordana Subakov Simić, vanredni profesor,

Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet

Članovi komisije:

Prof. dr Jelena Krizmanić, vanredni profesor,

Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet

dr Vesna Karadžić, naučni saradnik,

Institut za javno zdravlje Srbije “Dr Milan Jovanović Batut”

dr Dragana Predojević, docent,

Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet

dr Ivana Trbojević, naučni saradnik,

Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet

Datum odbrane: _____

Doktorska disertacija realizovana je na Katedri za algologiju, mikologiju i lihenologiju Instituta za botaniku i botaničke bašte „Jevremovac“, Biološkog fakulteta Univerziteta u Beogradu. Ovo istraživanje je finansijski podržalo Ministarstvo prosvete, nauke i tehnološkog razvoja u okviru projekta „Transformacija geoprostora Srbije – prošlost, savremeni problemi i predlozi rešenja“, pod brojem OI 176020, i Vlada Republike Srbije.

Organizovanje terena i prikupljanje uzoraka, terenska merenja i laboratorijsku analizu fizičkih i hemijskih parametara omogućile su kolege sa Instituta za vodoprivredu „Jaroslav Černi“, prof. dr Prvoslav Marjanović i Dušan Kostić sa svojim kolegama, pa im se ovom prilikom neizmerno zahvaljujem na saradnji.

Zahvaljujem se upravi „Vodovoda“ Užice na pruženoj mogućnosti da se istraživanje uspešno sprovede, kao i rukovodstvu grada Užica koje je uvek logistički i finansijski podržavalo naša istraživanja.

Zahvaljujem se kolegi Slobodanu Grašiću, kao i rukovodstvu JKP „Vodovod-Kruševac“ na podršci, hemijskim analizama i pomoći pri prvom uzorkovanju jezera Vrutci.

Posebno se zahvaljujem svojoj mentorki prof. dr Gordani Subakov Simić, na podršci da se bavim hidrobiologijom, na strpljenju i razumevanju u teškim trenucima i na nesebičnom deljenju svog znanja i iskustva. Veliku zahvalnost dugujem prof. dr Jeleni Krizmanić i dr Vesni Karadžić na veoma korisnim sugestijama i pomoći pri izradi disertacije, kao i dragim kolegamicama i prijateljicama dr Dragani Predojević i dr Ivani Trbojević, koje su aktivno učestvovala u terenskom i laboratorijskom radu.

Zahvalnost dugujem i dr Slađani Popović i dr Jeleni Jovanović na ogromnoj podršci, predivnoj saradnji i prijateljstvu.

Posebno se zahvaljujem svom suprugu Dušanu za tehničku pomoć prilikom izrade disertacije, za podršku, razumevanje i ljubav.

Iznad svega, želela bih da se zahvalim svojoj majci Danici i sestri Mini na beskrajnoj ljubavi i veri u moj uspeh. Ovu disertaciju posvećujem svom tati Mihajlu, nadam se da je ponosan na mene.

Dinamika fitoplanktona i fenomen cvetanja cijanobakterije *Planktothrix rubescens* u akumulaciji Vrutci

Sažetak:

Akumulacije predstavljaju važan vodni resurs namenjen dugoročnom snabdevanju vodom za piće, ali uprkos tome ne postoji adekvatan plan njihove zaštite. Predmet ove doktorske disertacije jeste praćenje prostorne i vremenske dinamike fitoplanktona akumulacije Vrutci, sa posebnim osvrtom na dinamiku potencijalno toksične cijanobakterije *Planktothrix rubescens*. Analiza je obuhvatala utvrđivanje sastava, brojnosti i biomase fitoplanktona na tri lokaliteta (Vodozahvat, Nikolići i Omar) i duž vodenog stuba tokom perioda od decembra 2013. do decembra 2015. godine. Pored toga praćeni su i osnovni fizički i (bio)hemijski parametri, takođe po mesecima i po dubini. Osnovni cilj studije je bio prikaz prostorne i vremenske dinamike vrste *P. rubescens*, otkrivanje najznačajnijih parametara odgvornih za njenu proliferaciju u akumulaciji, kao i procena uticaja „cvetanja“ ove cijanobakterije na dinamiku ostalih članova fitoplanktonske zajednice. Najveća brojnost i biomasa *P. rubescens* zabeležene su u julu 2015. godine na 6 m dubine (963855 ćel/ml odnosno 30,23 mm³/l) na lokalitetu Vodozahvat. Rezultati su pokazali da su temperatura vode i stabilnost vodene kolone faktori koji u najvećoj meri određuju rast *P. rubescens*, kao i da ova cijanobakterija ima uticaj na dinamiku drugih algi i cijanobakterija. *P. rubescens* je tokom perioda stratifikacije formirala metalimnionski maksimum hlorofila *a* praćen maksimumom koncentracije kiseonika (supersaturacija). Takođe, rezultati su pokazali da rast *P. rubescens* nije bio toliko uslovljen koncentracijom ispitivanih nutrijenata, iako je akumulacija u proseku bila eutrofna. Neophodno je sprovođenje organizovanog monitoringa osnovnih parametara kvaliteta vode, kao i redovno praćenje vertikalne distribucije biomase *P. rubescens* u akumulaciji Vrutci.

Ključne reči: akumulacija, *P. rubescens*, stratifikacija, fitoplankton, ekološki faktori, „cvetanje“, dinamika, temperatura i metalimnion.

Naučna oblast: Ekologija

Uža naučna ublast: Hidroekologija

UDK broj:

Phytoplankton dynamics and the phenomenon of bloom of cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Vrutci reservoir

Abstract:

Reservoirs represent an important water resource intended for long-term supply, but despite that, there is no adequate plan for their protection. The subject of this dissertation is the survey of spatial and temporal dynamics of phytoplankton of the Vrutci reservoir, with special reference to the dynamics of the cyanobacterium *Planktothrix rubescens*. The analysis included determining the composition, abundance and biomass of phytoplankton at three sites (Vodozahvat, Nikolići i Omar) and along the water column during the period from December 2013 to December 2015. In addition, the basic physical and (bio)chemical parameters were also monitored by months and by depth. The aim of the study was to review the spatial and temporal dynamics of *P. rubescens*, to discover the most important parameters of its blooming in the reservoir and to assess the impact of this cyanobacterium on other members of phytoplankton. The highest abundance and biomass of *P. rubescens* were recorded in July 2015 at a depth of 6 m (963,855 cells/ml and 30.23 mm³/l, respectively) at the Vodozahvat. The results showed that water temperature and water column stability are the factors that largely determine the growth of *P. rubescens*, and that this cyanobacterium has a great influence on the dynamics of other algae and cyanobacteria. *P. rubescens* formed a metalimnion maximum of chlorophyll *a* during the stratification period, followed by a maximum of oxygen concentration (supersaturation). Also, the results showed that the growth of *P. rubescens* was not so much conditioned by the concentration of the nutrients, although the reservoir was eutrophic on average. It is necessary to conduct organized monitoring of the basic parameters of water quality as well as regular monitoring of the vertical distribution of *P. rubescens* biomass in the Vrutci reservoir.

Key words: reservoir, *P. rubescens*, stratification, phytoplankton, environmental factors, bloom, dynamics, temperature and metalimnion.

Scientific area: Ecology

Scientific field: Hydroecology

UDK number:

SADRŽAJ:

1. UVOD	1
1.1. Akumulacije kao ekosistemi	1
1.2. „Cvetanje“ cijanobakterije <i>Planktothrix rubescens</i> u akumulaciji Vrutci	2
1.3. <i>Planktothrix rubescens</i> (de Candolle ex Gomont) Anagnostidis et Komarek 1988	4
1.3.1. Taksonomija i filogenija	4
1.3.2. Morfologija	5
1.3.3. Ekologija	5
1.3.4. Vertikalna distribucija	9
1.3.5. Toksičnost	11
1.3.6. Geografsko rasprostranjenje	13
1.3.7. Pregled dosadašnjih istraživanja <i>P. rubescens</i> u Srbiji	18
2. CILJEVI ISTRAŽIVANJA	20
3. MATERIJAL I METODE	21
3.1. Opis istraživanih lokaliteta	21
3.2. Prikupljanje uzoraka i merenja fizičkih, hemijskih i (bio)hemijskih parametara vode	23
3.3. Dubina eufotične zone i koeficijent ekstinkcije svetlosti	25
3.4. Određivanje epilimniona, metalimniona, hipolimniona i termokline	26
3.5. Određivanje relativne stabilnosti vodene kolone (RWCS)	28
3.6. Carlson-ovi indeksi trofičnosti (TSIs)	28
3.7. Kvalitativna analiza fitoplanktona akumulacije Vrutci	30
3.8. Kvantitativna analiza fitoplanktona akumulacije Vrutci	31
3.9. Shannon-ov indeks diverziteta i Pielou-ov indeks ekvitabilnosti	32
3.10. Saprobiološka analiza kvaliteta vode	33
3.11. Obrada podataka	34
4. REZULTATI	35
4.1. Fizičke i hemijske osobine vode akumulacije Vrutci	35
4.1.1. Prostorna i vremenska dinamika fizičkih i hemijskih parametara	40
4.2. Relativna stabilnost vodene kolone	53
4.3. Koncentracija hlorofila <i>a</i> kao pokazatelj primarne produkcije fitoplanktona	53
4.4. Carlson-ovi indeksi trofičnosti (TSIs)	55
4.5. Floristički sastav fitoplanktona akumulacije Vrutci	58
4.6. Kvalitativni sastav fitoplanktona	62

4.7. Kvantitativni sastav fitoplanktona (brojnost i biomasa)	64
4.7.1. Lokalitet Vodozahvat	64
4.7.2. Lokalitet Nikolići.....	66
4.7.3. Lokalitet Omar.....	68
4.8. Prostorna i vremenska dinamika zajednice fitoplanktona.....	71
4.8.1. Lokalitet Vodozahvat	71
4.8.2. Lokalitet Nikolići.....	75
4.9. Promene dužine trihoma <i>P. rubescens</i>	78
4.10. Shannon-ov indeks diverziteta i Pielou-ov indeks ekvitabilnosti	80
4.11. Saprobijološka analiza kvaliteta vode	82
4.12. Statistička obrada podataka.....	83
5. DISKUSIJA	85
5.1. Monitoring kvaliteta vode akumulacija u Srbiji.....	85
5.2. Fizičke i hemijske osobine vode akumulacije Vrutci.....	85
5.3. Relativna stabilnost vodene kolone (RWCS).....	88
5.4. Koncentracija hlorofila <i>a</i> i Carlson-ovi indeksi trofičnosti (TSIs)	89
5.5. Kvalitativni sastav fitoplanktona akumulacije Vrutci	90
5.6. Kvantitativni sastav fitoplanktona (brojnost i biomasa)	91
5.7. Prostorna i vremenska dinamika <i>P. rubescens</i> u odnosu na ekološke faktore i ostale članove fitoplanktona u akumulaciji Vrutci	92
5.7.1. Lokalitet Vodozahvat	92
5.7.2. Lokalitet Nikolići.....	95
5.7.3. Lokalitet Omar.....	95
5.8. Promene dužine trihoma <i>P. rubescens</i>	96
5.9. Shannon-ov indeks diverziteta i Pielou-ov indeks ekvitabilnosti	96
5.10. Saprobijološka analiza kvaliteta vode	97
5.11. Monitoring i mere zaštite akumulacije Vrutci.....	97
6. ZAKLJUČCI.....	99
7. LITERATURA	102

Lista skraćenica:

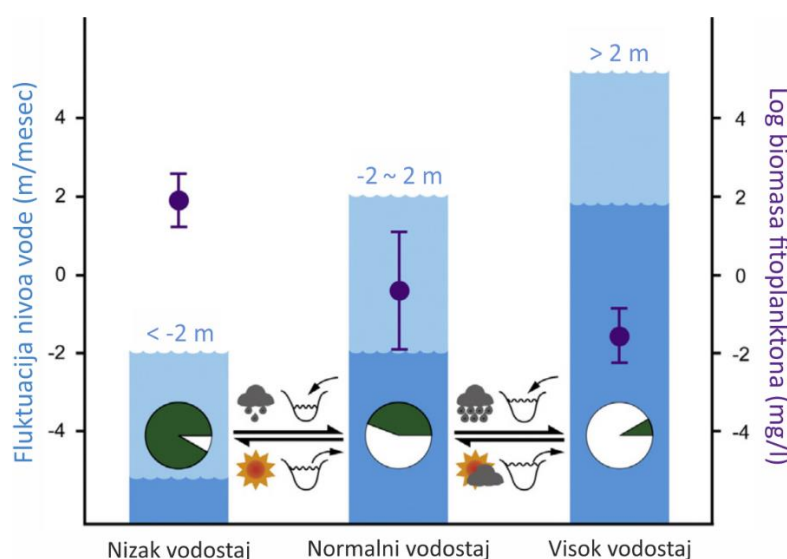
- HABs – harmful algal blooms. Prevodi se kao „štetna cvetanja algi“;
- SZO – Svetska zdravstvena organizacija (u okviru literature navodi se kao WHO);
- ODV – Okvirna direktiva o vodama;
- DCM – deep chlorophyll maximum. Prevodi se kao „dubinski maksimum hlorofila“;
- MCs – mikrocistini;
- MC-LR – mikrocistin-LR;
- MC-RR – mikrocistin-RR;
- Z_{SD} – Secchi dubina;
- k – koeficijent ekstinkcije svetlosti;
- Z_{eu} – dubina eufotične zone;
- T – temperatura vode;
- Spec. kond. – specifična elektroprovodljivost/konduktivitet;
- O_2 – koncentracija rastvorenog kiseonika u vodi;
- % O_2 – saturacija vode kiseonikom;
- Chl a – koncentracija hlorofila a ;
- NO_3-N – nitratni azot;
- PO_4-P – ortofosfati;
- TN – ukupni azot;
- TP – ukupni fosfor;
- RWCS – relative water column stability. Prevodi se kao „relativna stabilnot vodene kolone“;
- TSI – trophic state index. Prevodi se kao „Carlson-ov indeks trofičnosti“;
- ind/ml – individua po mililitru;
- ćel/ml – ćelija po mililitru;
- mm^3/l – milimetar kubni po litru;
- SI – Indeks saprobnosti;

1. UVOD

1.1. Akumulacije kao ekosistemi

Efikasno upravljanje slatkovodnim ekosistemima je najvažniji globalni zadatak XXI veka (Filipe i sar. 2019). Akumulacije predstavljaju važan vodni resurs namenjen dugoročnom snabdevanju ljudi vodom za piće. Uprkos velikoj važnosti, ne postoji adekvatan plan njihove zaštite od strane naučne i političke zajednice (Naselli-Flores 1999). Mnoge ljudske aktivnosti dovode do pogoršanja kvaliteta vode, kao i do promena u hidrološkom i biogeochemijskom ciklusu i biodiverzitetu (Tundisi 2003). Najveći negativni uticaj na kvalitet vode ima eutrofikacija, prekomerno povećanje koncentracije nutrijenata (azota i fosfora) usled ispuštanja poljoprivrednih, urbanih i industrijskih otpadnih voda u akumulacije (Carneiro i sar. 2014).

Svi osnovni procesi koji se odigravaju u jezerima odigravaju se i u akumulacijama, ali postoje značajne kvalitativne i kvantitativne razlike u funkcionisanju osnovnih fizičkih, hemijskih i biološki procesa (Tundisi 2018). Akumulacije su veoma dinamični ekosistemi i odlikuju se velikim sezonskim fluktuacijama u nivou vode koje utiču na promene u termalnom režimu (režimu mešanja vode), svetlosnom okruženju u vodi i dinamici nutrijenata, što sve dovodi do promena u dinamici fitoplanktona (Slika 1.1.). Zbog svega toga, pri razvoju procedure upravljanja akumulacijom neophodno je odrediti „minimalni radni nivo” vode u akumulaciji (Naselli-Flores 1999). U odnosu na jezera, akumulacije imaju mnogo veći sliv i primaju velike koncentracije nutrijenata i suspendovanih sedimenata, koji mogu smanjiti intenzitet svetla (Kimmel i sar. 1990). Promene u dostupnosti nutrijenata i svetlosnom okruženju mogu biti i horizontalne, jer je fitoplankton u plićim zonama akumulacije (bliže ulivu) izložen većem prilivu sedimenata i nutrijenata u odnosu na fitoplankton dubljih delova, blizu brane (Kimmel i sar. 1990). Iznenađni poplavni talasi (obilne padavine) mogu dovesti do kratkoročnih promena u dostupnosti nutrijenata i svetlosnom okruženju, a s obzirom na kratko vreme generacije fitoplanktona, ovakvi događaji imaju značajan efekat na ovu zajednicu (Vanni i sar. 2006). Sve istaknute promene imaju veliki uticaj na biološku strukturu akumulacija jer pomeraju sistem izvan njegovog homeostatskog platoa (Naselli-Flores i Barone 2005).



Slika 1.1. Konceptualni dijagram efekata klimatskih promena i ljudskih aktivnosti na promene nivoa vode i biomasu fitoplanktona. Zeleni kružni dijagrami predstavljaju procenat cijanobakterija u ukupnoj biomasu fitoplanktona (preuzeto od Yang i sar. 2016)

Plankton predstavlja zajednicu organizama prilagođenih da deo ili ceo svoj život provedu lebdeći u vodi mora, jezera, reka i drugih površinskih vodenih ekosistema (Reynolds 2006). Alge i cijanobakterije su autotrofna komponenta planktona, u kojoj se nalaze najvažniji primarni proizvođači vodenih ekosistema. Fitoplanktonski organizmi se međusobno razlikuju po svome obliku, veličini i filogenetskom poreklu (Reynolds 2006).

Sezonske promene fitoplanktonskih zajednica mogu se porediti sa decenijskim sukcesijama u terestričnim ekosistemima (Reynolds 1997). Sukcesije su u suštini autogeni procesi tokom kojih se pod uticajem spoljašnjih faktora dešava selekcija vrsta u zavisnosti od metabolizma same zajednice. Do određenih granica spoljašnje promene ne ometaju ravnotežu sastava i brojnosti članova zajednice. Izvan ovih granica dolazi do promena u sastavu zajednice i obrazaca sukcesije tako da ona ide u drugom pravcu. Ako su neočekivane promene učestale, onda se smanjuje šansa da se uspostavi stabilno stanje zajednice (Honti i sar. 2007).

Fitoplankton reaguje brzo na promene životne sredine (Zhou i sar. 2016). Kada se jedinke fitoplanktona brzo dele, usled povoljnih fizičkih, hemijskih i/ili bioloških faktora i dovode do promene boje vode, to je fenomen „cvetanja“ fitoplanktona (John i sar. 2002). „Cvetanja“ fitoplanktona su uobičajena za slatkovodne ekosisteme i utiču na kvalitet vode u njima. Mnoga „cvetanja“ akumulacija primarno se sastoje od cijanobakterija (Cyanobacteria, Cyanophyta, Cyanobacteriophyta, Cyanoprokaryota) (Wei Shi i sar. 2017). Široko prihvaćen termin „štetna cvetanja algi“ - harmful algal blooms (HABs) odnosi se na sva „cvetanja“ koja imaju štetan uticaj na zdravlje ljudi i/ili životinja i koja dovode do pogoršanja kvaliteta vode ili estetske/rekreacione vrednosti vodenih tela. „Štetna cvetanja algi“ odnose se i na prenamnoženje cijanobakterija (CyanoHABs) i/ili produkciju toksina, kao i menjanje ukusa i mirisa vode, izazivanje bolesti kod ljudi, umiranje životinja i štetne uticaje na ekosisteme i ekonomiju. Svi ovi štetni efekti cijanobakterija mogu biti prisutni čak i kada ne postoje vidljivi znaci „cvetanja“ (Williams 2010). Jedan od izazova današnjice je predviđanje pojave „cvetanja“ cijanobakterija, tj. organizovanje dobrog monitoringa cijanobakterija uzimajući u obzir njihovu veliku vremensku i prostornu (vertiklanu i horizontalnu) varijabilnost u jezerima i akumulacijama (Rolland i sar. 2013).

Cijanobakterije su fotoautotrofni prokariotski organizmi široko prisutni u terestričnim i akvatičnim ekosistemima, najvažniji organizmi u ciklusima ugljenika i azota. Pre 3,2–2,4 milijarde godina Zemljina atmosfera je postala kiseonična velikim delom zahvaljujući proliferaciji cijanobakterija. Akumulacija kiseonika u atmosferi dovela je do pojave aerobnih organizama. Danas cijanobakterije proizvode 20–30% od ukupne produkcije kiseonika na Zemlji (Davison 2014).

U Evropi postoji preko 1500 vrsta cijanobakterija iz osam redova: Gleobacterales, Synechococcales, Spirulinales, Chroococcales, Pleurocapsales, Oscillatoriales, Chroococcidiopsidales i Nostocales (Komárek i Anagnostidis 1999, 2005; Komárek 2013; Komárek i sar. 2014). Milijarde godina evolucije osposobile su ove organizme neophodnim fiziološkim adaptacijama koje im omogućavaju opstanak i u ekstremnim, ali i u brzo promenljivim uslovima sredine gde se dalje prilagođavaju sezonskim fluktuacijama, prirodnim ciklusima poplava i suša, kao i poljoprivrednom zagađenju (Neilan i sar. 2013).

1.2. „Cvetanje“ cijanobakterije *Planktothrix rubescens* u akumulaciji Vrutci

Akumulacija Vrutci je izvoriste snabdevanja vodom grada Užica i okolnih naselja još od 1986. godine (JCI 2014). U decembru 2013. godine, po površini vode i duž obale, primećene su purpurno-crvene skrame (Slika 1.2.), a analiza uzoraka vode Instituta za javno zdravlje Srbije „Milan Jovanović Batut“ je pokazala da se radi o potencijalno toksičnoj vrsti cijanobakterije *Planktothrix rubescens* (de Candolle ex Gomont) Anagnostidis et Komárek. Odmah potom, tačnije 26. decembra

2013. godine, usledila je zabrana upotrebe vode za piće i pripremanje hrane, od strane sanitarne inspekcije Republike Srbije. Rezultati analize koncentracije mikrocistina LR (MC-LR) u vodi iz distributivne mreže, od strane Nemačke Federalne agencije za zaštitu životne sredine, pokazali su vrednosti koje su bile manje od granične vrednosti propisane od strane Svetske zdravstvene organizacije (SZO) ($1 \mu\text{g/l}$) (Meriluoto i sar. 2017). Međutim, budući da fabrika vode nije imala unapređenu tehnologiju prečišćavanja, koja bi mogla da ukloni potencijalno prisustvo cijanotoksina, u januaru 2014. godine proglašena je vanredna situacija na teritoriji cele opštine Užice. Snabdevanje vodom za piće sa cisterni trajalo je 42 dana, sve dok alternativno izvoriste sa Sušičkog vrela nije pušteno u rad. Tokom celog perioda našeg istraživanja u akumulaciji Vrutci, koje je trajalo od decembra 2013. do decembra 2015. godine, *Planktothrix rubescens* je bio dominantan član fitoplanktona, sa ponovljenim „cvetanjima“ tokom sezona.

„I zvanično sve je u redu, sem gorkog ukusa da smo tu veliku vodu izneverili“.



Slika 1.2. „Cvetanje“ akumulacije Vrutci (januar 2014. godine).

1.3. *Planktothrix rubescens* (de Candolle ex Gomont) Anagnostidis et Komarek 1988

1.3.1. Taksonomija i filogenija

- ✓ Kingdom Eubacteria
- ✓ Phylum Cyanobacteria
- ✓ Class Cyanophyceae
- ✓ Order Oscillatoriales
- ✓ Family Microcoleaceae
- ✓ Genus *Planktothrix*

Rod *Planktothrix* Anagnostidis i Komárek predstavlja važan potencijalno toksičan rod cijanobakterija. Prvobitno je pripadao rodu *Oscillatoria* zbog pojedinačnih trihoma bez omotača, heterocista i akineta. Usled prisustva gasnih vezikula, koje se grupišu u gasne vakuole lokalizovanih nepravilno unutar ćelija i usled isključivo planktonskog načina života, ovaj rod je odvojen od roda *Oscillatoria*. Dakle, rod *Planktothrix* je izdvojen iz roda *Oscillatoria* zbog drugačije ultrastrukture, životne strategije i fenotipa, a različitost je potvrđena molekularnom analizom 16S rRNK (Rippka i Herdman 1992; Castenholz 2001; Suda i sar. 2002). Na osnovu pozicije na filogenetskom stablu, ovaj rod pripada familiji Microcoleaceae (Komárek i sar. 2014).

P. rubescens (Syn: *Oscillatoria rubescens* DeCandolle ex Gomont 1892; *Oscillatoria rubescens* var. *caucasica* Schmidle 1897; *Oscillatoria mougeotii* Kützing ex Forti 1907) (Slika 1.3.) je jedna od najviše proučavanih cijanobakterija, usled ranog i upadljivog „cvetanja“ tokom sezone. Zbog crvene boje identifikovana je kao *Oscillatoria rubescens* od strane De Candolle-a (1825). Prvo je opisana kao crveno obojena planktonska *Oscillatoria* koja živi u stratifikovanim jezerima, za razliku od srodne modrozeleno *O. agardhii*, koja naseljava rečna i plitka jezera. Njihova različita obojenost se odnosi na prisustvo različitih fikobilina: kod *P. agardhii* je prisutan samo modrozeleni fikocijanin, a kod *P. rubescens* još i velika koncentracija ljubičasto-crvenog fikoeritrina. Prisustvo različitih fikobilina je ono što razgraničava ove dve vrste i u odnosu na filogenetsku analizu baziranu na 16S rRNK sekvencama (Suda i sar. 2002). I *P. rubescens* i *P. agardhii* sadrže oscilaksantin. Ovaj karotenoid je prisutan i kod drugih taksona (*Aphanizomenon* spp.), ali je prvi put izolovan iz *P. rubescens* (Karrer i Rutschmann 1944; Goodwin 1976; Rowan 1989, prema Dokulil i Teubner 2012).



Slika 1.3. *Planktothrix rubescens* (akumulacija Vrutci).

1.3.2. Morfologija

Planktothrix rubescens ima prave ili blago iskrivljene, pojedinačne, slobodnoplivajuće trihomi koji mogu praviti pokrete klizanja napred i nazad („drhtanje”). Ponekad formira ljubičasto-crvene slobodnoplivajuće nepravilne klastere. Nema omotače (veoma tanki omotači mogu da se jave samo u kulturi). Trihomi su ljubičasto-crveni, (3,9) 6–8 (9,4) μm široki, bez suženja na poprečnim zidovima i postepeno se sužavaju pri krajevima. Čelije su skoro izodijametrične ili nešto duže, odnosno kraće nego šire, dužine 2–4 (5) μm , sa brojnim aerotopima. Tilakoidi su organizovani upravno u odnosu na uzdužnu stranu čelije, a odsustvuje prividno grananje trihoma. Apikalne čelije su zaobljene, konusne, retko sa konveksnom kaliptrom. Karakteristika celog roda je pojava segmenata koji nemaju aerotope, obuhvataju nekoliko čelija i izgledaju svetlije od ostataka trihoma. Deoba čelija je poprečna, reprodukcija se odvija dezintegracijom trihoma u nepokretne hormociste. Hormogonije verovatno hiberniraju u bentosu bez prisustva gasnih vezikula (Komárek i Komarkova 2004). Trihomi *P. rubescens* mogu da dostignu dužinu do par milimetara (Kurmayer i sar. 2016).

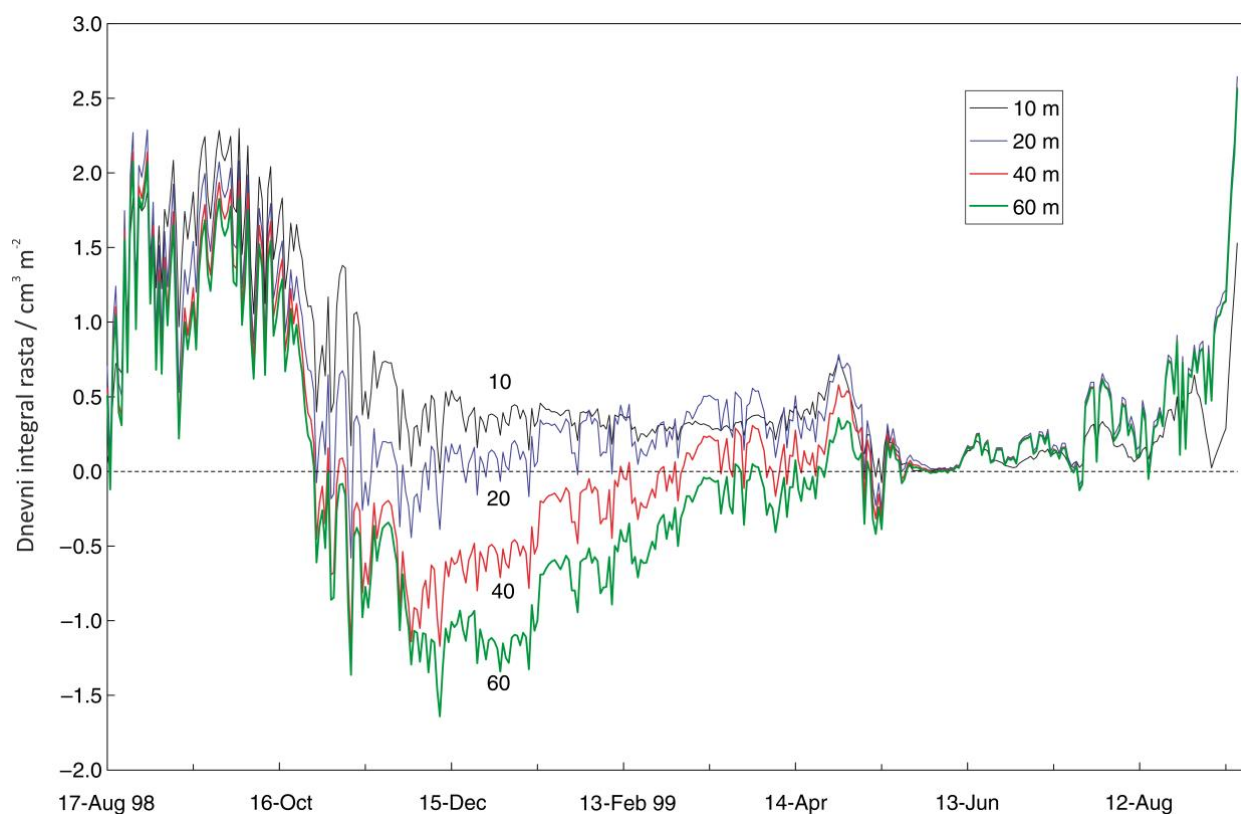
1.3.3. Ekologija

P. rubescens je slatkovodna, planktonska, mezotrofna i eutrofna vrsta koja naseljava velika jezera i stajaće vode. Pripada R funkcionalnoj grupi, u kojoj se nalaze taksoni dubokih oligo- i mezotrofnih jezera (Solis i sar. 2013). U kontekstu Okvirne direktive o vodama (ODV) (2000/60/EC), *P. rubescens* je indikator mezotrofnih do umereno eutrofnih uslova pri proceni ekološkog statusa jezera (Wolfram i sar. 2008). U odnosu na druge cijanobakterije koje mogu „cvetati“ tokom jedne sezone, *Planktothrix* spp. može da dominira u fitoplanktonu tokom više sezona, što ukazuje na plastičnost roda (Davis i sar. 2003). *P. rubescens* ima fiziološke adaptacije koje ne poseduju druge „cvetajuće“ cijanobakterije: ekstremno sporu stopu rasta čelije, prilagođenost niskom osvetljenju, preživljavanje u uslovima potpunog mraka tokom više nedelja, nisku optimalnu temperaturu rasta i fotoheterotrofiju (Posch i sar. 2012). Generalno, dugoročna dominacija cijanobakterija je uvek uzrokovana mnoštvom faktora. Osvetljenje, temperatura vode, koncentracija nutrijenata, morfometrija jezera, termalni režim jezera i struktura lanaca ishrane su među najznačajnijim faktorima (Dokulil i Teubner 2000).

1.3.3.1. Osvetljenost

P. rubescens se karakteriše kao vrsta koja ima sposobnost rasta pri niskom sunčevom zračenju, ali sa niskom maksimalnom stopom rasta (Slika 1.4.). Rast pri niskoj osvetljenosti svakako daje prednost trihomima koji ostaju u metalimnionu tokom leta, trihomima koji opstaju u uslovima niskog jesenjeg osvetljenja i trihomima koji dospevaju na velike dubine tokom zime. Niska maksimalna stopa rasta ne predstavlja nedostatak u uslovima kada je svetlo ograničeno i pod takvim uslovima može pružati prednosti usled manjeg zahteva za nutrijentima i boljeg preživljavanja u uslovima oligotrofije. Dve funkcije su povezane. Da bi rasli u uslovima niskog osvetljenja trihomi moraju apsorbovati veliku proporciju incidentnog svetla; apsorpcija zelenog svetla je povećana usled prisustva fikoeritina (Schanz 1986). Proizvodnja dodatnog pigmenta u čeliji mora smanjiti maksimalnu stopu rasta (Raven 1984). Cijanobakterije generalno imaju najniže stope rasta, među fitoplanktonom (Reynolds 1984), možda zahvaljujući visokoj ceni proizvodnje fikobiliproteina, koji mogu da čine i do 50% čelijskih proteina. Trihomi *P. rubescens* mogu da usvajaju ceo spektar fotosintetski aktivnog zračenja (400-700 nm). Sa druge strane, u uslovima visokog osvetljenja dolazi do fotoinhibicije, tako da su optimalni uslovi za rast na dubinama gde je fotosintetski aktivno zračenje 1–5% od vrednosti površinskog zračenja (Chorus i Bartram 1999). Zabeleženo je „cvetanje“ *P. rubescens* ispod ledenog pokrivača koji verovatno igra važnu ulogu u zaštiti zimskih trihoma od fotoinhibicije (Lenard 2015). Od ukupno 40 proučavanih planktonskih cijanobakterija,

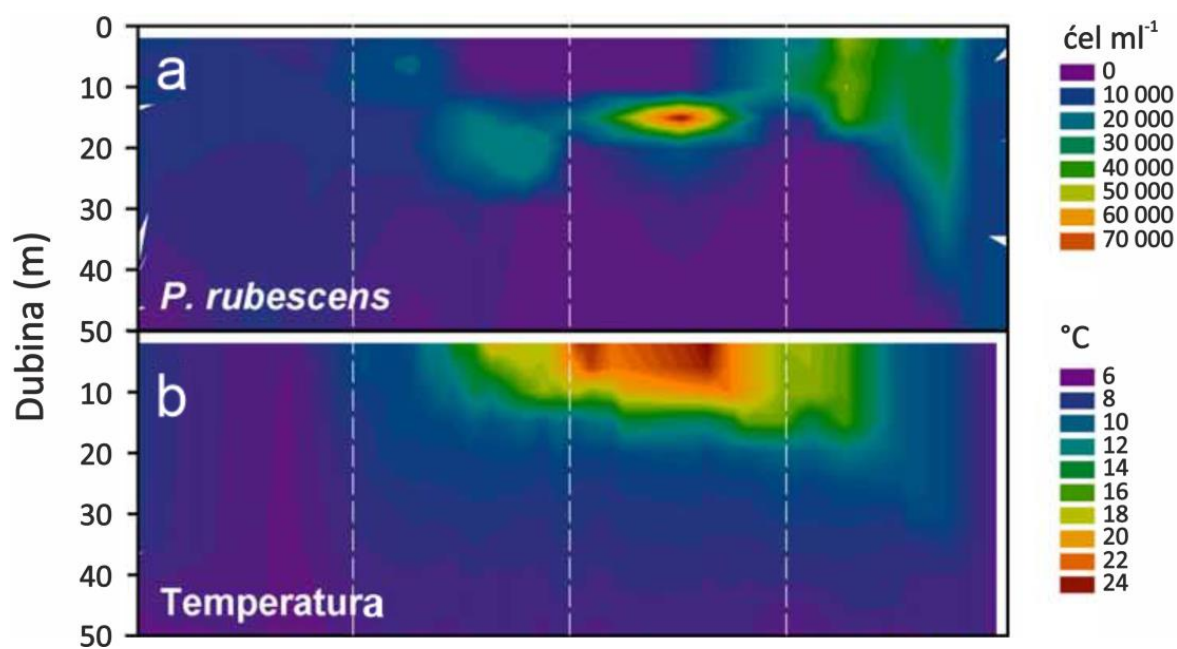
sojevi *P. rubescens* imaju najmanje stope rasta (Zimmermann 1969; Meffert 1971; Foy 1980; Bright i Walsby 2000, prema Walsby i Schanz 2002).



Slika 1.4. Dnevni integral rasta *P. rubescens* u odnosu na dubinu sloja u kojem se nalazi (10, 20, 40 i 60 m) (preuzeto od Walsby i Schanz 2002).

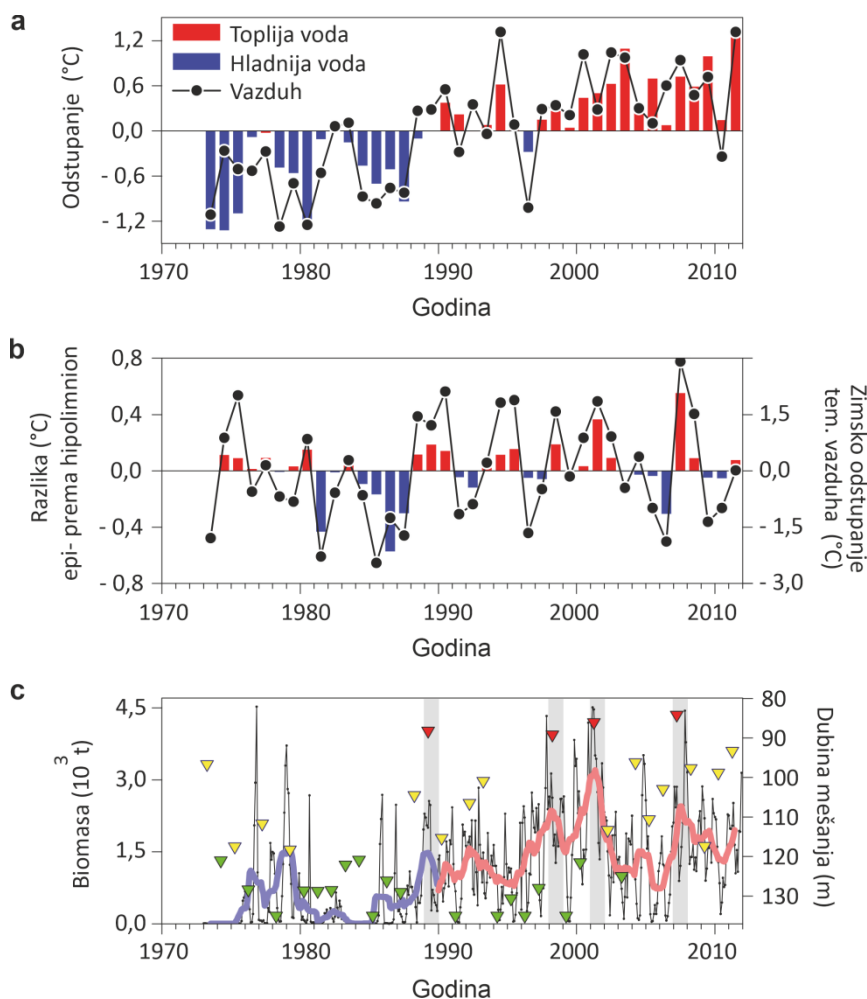
1.3.3.2. Temperatura

Vrste roda *Planktothrix* mogu tolerisati najširi opseg temperature u odnosu na pripadnike rodova *Microcystis*, *Anabaena* i *Aphanizomenon* (Foy i sar. 1976; Post i sar. 1985). *P. rubescens* je vrsta koja, za razliku od drugih cijanobakterija, preferira niske temperature vode (oko 11 °C) (Dokulil i Teubner 2000). Međutim, u kulturi optimalan rast *P. rubescens* je na temperaturama od 20–30 °C (Foy i sar. 1976; Van Liere i Mur 1979; Davis i Walsby 2002; Suda i sar. 2002). U jezeru Steinsfjorden (Norveška) tokom letnje stratifikacije, kada je temperatura epilimniona dostizala 20 °C, najveći deo populacije *Planktothrix* spp. nalazio se u metalimnionu gde je temperatura bila 10–14 °C. Dakle, najveći deo populacije raste na temperaturama koje su za 6–10 °C ispod optimalne temperature u kulturi, što je uporedivo sa uslovima u drugim evropskim jezerima – Zürich, Pusiano, Geneva i Lac du Bourget (Slika 1.5.) (Micheletti i sar. 1998; Legnani i sar 2005; Jacquet i sar. 2005). U prirodnim uslovima i drugi faktori određuju rast *P. rubescens* (npr. nedostatak nutrijenata u epilimnionu) (Reynolds i sar. 1987, prema Blikstad Halstvedt i sar. 2007).



Slika 1.5. Distribucija *P. rubescens* u odnosu na temperaturu vode (preuzeto od Jacquet i sar. 2005).

Fenomen globalnog zagrevanja, jedino pogoduje vrsti *P. rubescens* zbog ranije pojave termalne stratifikacije (proleće–rano leto) dok produžen period letnje stratifikacije, kasnije tokom godine, ne pogoduje njenom razvoju. Drugim miksotrofnim i pokretnim fitoplanktonskim vrstama odgovara produžena statifikacija zato što mogu da eksploatišu i nutrijente u površinskim slojevima vode, za razliku od *P. rubescens* (Dokulil i Teubner 2012). Dalje, opstanak *P. rubescens* jako zavisi od snage mešanja vodene kolone (Slika 1.6.). Posch i saradnici (2012) su procenili da 100% prolećne biomase *P. rubescens* može da preživi u hipolimnionu ukoliko je mešanje vode nepotpuno. Verovatnoća potpunog mešanja vodene kolone (holomiksisa) može se predvideti na osnovu minimalne temperaturne razlika između epi- i hipolimniona u toku perioda mešanja. Vrednosti oko nule ukazuju na homogene temperature (homotermija) duž cele vodene kolone. Negativne razlike se očekuju u godinama sa veoma hladnim zimama, tj. kada je epilimnion hladniji od hipolimniona. Iako takve negativne razlike mogu privremeno ometati mešanje vode, homotermija koja se pojavljuje sa početkom prolećnog zagrevanja omogućava holomiksisa. Sa druge strane, pozitivne razlike u temperaturi trajno će ometati mešanje manje gustih slojeva površinske vode sa hladnijim hipolimnionom (Posch i sar. 2012).



Slika 1.6. a) Odstupanja godišnjih proseka (40 godina) temperature epilimniona i temperature vazduha (crna linija); b) Minimalna temperaturna razlika (leva y osa) između epi- i hipolimniona tokom mešanja. Razlike su povezane sa odstupanjem u zimskim temperaturama vazduha (desna y osa); c) Mesečna biomasa *P. rubescens* (crna linija) i dubina prolećnog mešanja (trouglovi, desna y osa) pokazuju godine sa kompletnim (zeleno), delimičnim (žuto) i slabim mešanjem (crveno) (preuzeto od Posch i sar. 2012).

Mnoge studije (Posch i sar. 2012; Huber i sar. 2012; Savichtcheva i sar. 2014) pokazuju negativan uticaj ekstremno toplih leta na populaciju *P. rubescens* u evropskim jezerima. Prema nekim procenama promena srednje godišnje temperature za 3 °C odgovara pomeranju izoterma za 300–400 km (u umerenoj zoni), pa se očekuje pomeranje vrsta prema polovima. Mnoge tropske vrste sada se pojavljuju i u umerenoj zoni (Hughes 2000; Parmesan 2006, prema Naselli-Flores i Rossetti 2010).

1.3.3.3. Nutrijenti

Širok dijapazon ekoloških faktora ima značajan uticaj na biomasu cijanobakterija, njihovu dominantnost i produkciju mikrocistina. To su, između ostalih, koncentracija azota i fosfora (Schindler 2012; Srivastava i sar. 2012; Chaffin i Bridgeman, 2014; Van de Waal i sar. 2014), odnos ukupnog azota i ukupnog fosfora (TN:TP) (Smith 1983; Wang i sar. 2010b; Van de Waal i sar. 2014), salinitet (Tonk i sar. 2007) i koncentracija gvožđa (Ame i Wunderlin 2005; Nagai i sar. 2007; Wang i sar. 2010a). Međutim, rezultati navedenih istraživanja se razlikuju, i nije potpuno jasna uloga ovih ekoloških faktora na razvoj „cvetanja“ cijanobakterija i produkciju mikrocistina. Prisustvo cijanotoksina je rezultat složenih interakcija abiotičkih i biotičkih faktora, uključujući i kompeticiju sa drugim fitoplanktonskim vrstama (Jang i sar. 2006). Iako mnoge studije ukazuju na važan uticaj fosfora, redukcija njegove koncentracije nije uvek uspešan način prevencije toksičnih

„cvetanja“ cijanobakterija (Lewis i Wurtsbaugh 2008; Amano i sar. 2010; Koreiviene i sar. 2014). Vrsta *P. rubescens*, na primer, „cveta“ u uslovima umerenih koncentracija neorganskih nutrijenata (Savichtcheva i sar. 2014).

Biomasa cijanobakterija, njihova dominantnost i sadržaj mikrocistina jako zavise od koncentracije fosfora i gvožđa. Međutim, korelacije su različite kod različitih jezera, što ukazuje na specifičnost ovih faktora u zavisnosti od lokaliteta. Razlike u korelacijama ukupnog gvožđa i brojnosti cijanobakterija kod jezera mogu biti posledica razlike u strukturi cijanobakterijske zajednice, posebno prisustva ili odsustva azotofiksirajućih vrsta. Shodno tome, za predviđanje kontrolnih mera važno je određivanje značajnih ekoloških faktora pod specifičnim uslovima lokaliteta (Sinang i sar. 2015).

Rod *Planktothrix* deponuje azot unutar ćelija u formi cijanoficina i fikocijanina (Van de Waal i sar. 2010). Usled toga, *Planktothrix* ima kompetitivnu prednost nad eukariotskim algama u uslovima nedostatka azota. U uslovima niskog osvetljenja usvajanje organskog azota (aminokiseline kao što su alanin, serin, glicin, glutamin, glutamat) iz spoljašnje sredine omogućava rast *P. rubescens* (Krupka i Feullade 1988; Zotina i sar. 2003; Walsby i Jüttner 2006; prema Kurmayer i sar. 2016).

1.3.4. Vertikalna distribucija

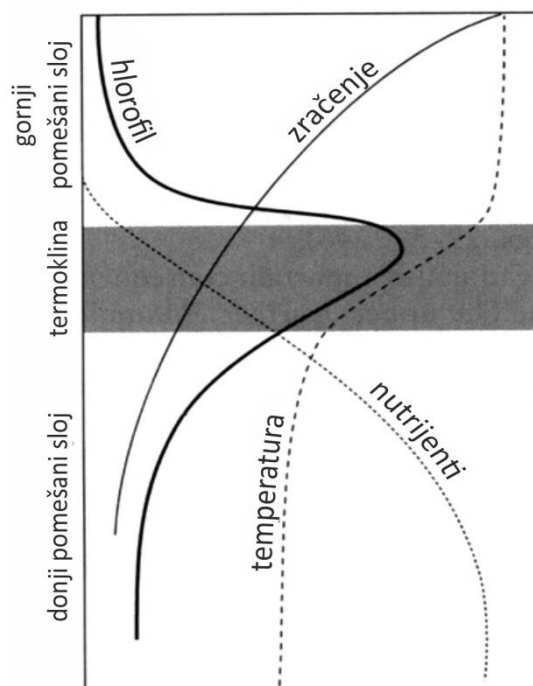
Tokom stratifikacije u dubokim jezerima, najčešće postoje razlike u kvalitativnom i kvantitativnom sastavu fitoplanktona između epi- i metalimniona (Mellard i sar. 2011). Nekada se dešava da je koncentracija fitoplanktona veća u stabilnom metalimnionu u odnosu na turbulentni epilimnion (Beamud i sar. 2010). Mnoge fitoplanktonske vrste su sposobne da se kreću između ova dva sloja (Becker i sar. 2009; Xu i sar. 2010; Barbosa i sar. 2011). Vertikalne migracije su prisutne kod mnogih rodova, kao što su *Microcystis*, *Volvox*, *Eudorina*, *Peridinium*, *Ceratium* (Solari i sar. 2008; Hart i Wragg 2009; Medrano i sar. 2013). Dnevne vertikalne migracije su karakteristične za mnoge flagelatne vrste, ali kod cijanobakterija kretanje je često efikasnije usled prisustva gasnih vakuola i kontrole „plovnosti“. Razlika u broju cijanobakterijskih vrsta između meta- i epilimniona nastaje usled razlika u njihovim preferencijama u odnosu na temperaturu i svetlost (Serizawa i sar. 2010, prema Solis i sar. 2013).

Schreurs (1992) i Mur i saradnici (1993) su napravili podelu među cijanobakterijskim vrstama i tako izdvojili četiri ekotipa u odnosu na ponašanje u vodenoj koloni. Prvoj grupi pripadaju azotofiksirajuće cijanobakterije, dok se u drugoj grupi, kao predstavnik „stratifikovanih vrsta“, nalazi *P. rubescens*. U trećoj grupi nalaze se kolonijske vrste koje najviše „putuju“ duž vodene kolone (npr. *Microcystis* spp.), a četvrtu grupu čine „turbulentne vrste“ koje nisu ni migratorne ni stratifikovane (*Planktothrix agardhii* i *Limnothrix redekei*) (Hašler i Pouličkova 2003).

Najčešće je masovna pojava cijanobakterija vezana za njihovo površinsko „cvetanje“. Međutim, u dubokim jezerima koja su tokom leta stratifikovana, problem se najčešće krije na većoj dubini zato što neke cijanobakterijske vrste napreduju u metalimnionu gde formiraju „dubinski maksimum hlorofila“ (DCM) (Slika 1.7.). Ovakvo ponašanje može biti paradoksalno, s obzirom da bi epilimnion trebalo da bude privlačniji za fotoautotrofne organizme (Davis i sar. 2003). Ipak, pomenuta pojava zastupljena je kod vrste *P. rubescens*, za koju se smatra da je efikasan „ekosistemski inženjer“ (Padisák i sar. 2010). Ima široko rasprostranjenje u jezerima različitih veličina (Guiry i Guiry 2011), ali je najvažnija u dubokim, stratifikovanim i eutrofnim jezerima. Jedna od adaptivnih prednosti ove vrste je njena sposobnost da svoju populaciju održava u jezerima sa niskom koncentracijom fosfora (Chorus i sar. 2011). Pri većim koncentracijama nutrijenata može da izazove površinsko „cvetanje“ (Almodóvar i sar. 2004, prema Dokulil i Teubner 2012).

Metalimnionsko „cvetanje“ je često praćeno nedostatkom kiseonika u metalimnionu (Lindholm i Meriluoto 1991; Salmaso 2000; Ernst i sar. 2001; Buzzi 2002; Krupa i Czernas 2003). S obzirom da

stari trihomi imaju povećane potrebe za kiseonikom, kada oni dominiraju, tada se obično i beleži nedostatak kiseonika. Dodatno ovi trihomi mogu i da oslobađaju toksine u vodu (Malbrouck i Kestemont 2006).



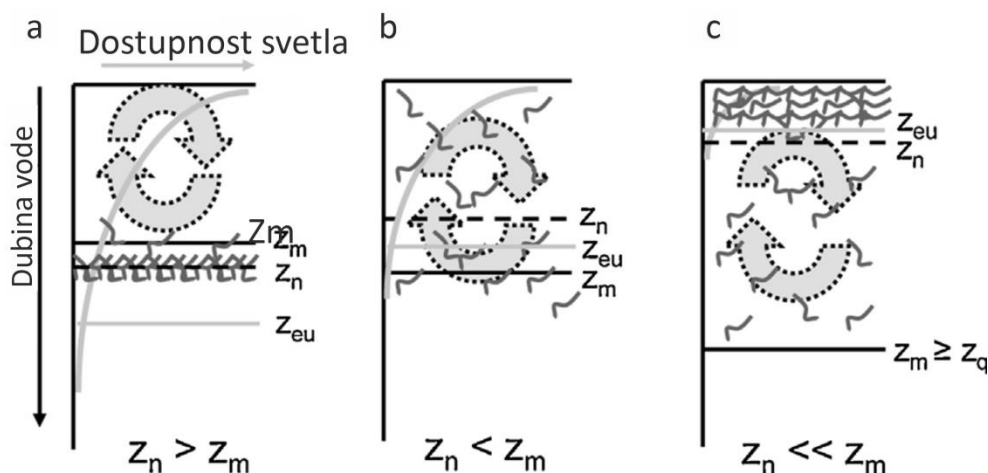
Slika 1.7. Dubinski maksimum hlorofila (DCM) u stratifikovanim jezerima (preuzeto od http://www.jochemnet.de/fiu/bot4404/BOT4404_9.html)

Vasas i saradnici (2013) zabeležili su površinsko „cvetanje“ *P. rubescens* u plitkom (7 m), mezo-eutrofnom jezeru Kocka (Mađarska), tokom novembra meseca. Iako postoje suprotstavljena mišljenja o tome, novije studije pokazuju da čak i u plitkim jezerima postoji period stratifikacije (Mischke 2003; Borics i sar. 2011). Ovo jezero je stabilno i zaklonjeno od vetra, što je dokaz da *P. rubescens* može da ima toksična „cvetanja“ i u plitkim vodama koje funkcionalno odgovaraju dubokim alpskim jezerima (Vasas i sar. 2013).

Ovakvo ponašanje *P. rubescens* je regulisano promenom plovnosti u odnosu na promenu osvetljenja (Konopka 1982; Micheletti i sar. 1998; Teubner i sar. 2003; Walsby i sar. 2004). Pored svetlosti, koja je najvažniji faktor kontrole plovnosti cijanobakterija, i drugi faktori kao što su temperatura i dostupnost nutrijenata, takođe utiču na plovnost, odnosno na sintezu ugljenih hidrata i gasnih vezikula (Walsby i sar. 2004). Zahvaljujući sintezi polisaharida tokom fotosinteze povećava se težina ćelija, a preko respiratornih procesa težina se smanjuje (Reynolds i sar. 1987). Dodatno, uz pomoć gasnih vezikula trihomi dospevaju do mesta gde postoje optimalni fiziološki uslovi, bilo da je to površina vode, ili slojevi u dubini (Konopka i sar. 1993). Fitoplankton dubljih slojeva vode, u kome dominira *P. rubescens*, može opstati tokom sezone i formirati stabilnu zajednicu koja se razlikuje od zajednice epilimniona (Teubner i sar. 2003). Formiranje slojeva *P. rubescens*, najčešće na donjoj granici metalimniona tokom letnje stratifikacije, omogućava ovoj vrsti dominaciju nad ograničenim nutrijentima, jer usled velike gustine individue iste populacije direktno usvajaju nutrijente koje oslobađaju mrtve ćelije (Kurmayer i sar. 2016). Povremeno javljanje na površini jezera je česta pojava i objašnjava se promenom regulacije plovnosti do koje dolazi usled mešanja vode pri kraju perioda stratifikacije (Walsby i sar. 2006). Vrsta opstaje i u zimskim uslovima, jer je adaptirana na nisku osvetljenost i nisku temperaturu vode (Holland i Walsby 2008).

Za trihome se kaže da imaju neutralnu plovnost kada 50% trihoma lebdi, a dubina na kojoj se to dešava je Zn (Walsby i sar. 2004) (Slika 1.8.). Ako je dubina neutralne plovnosti veća od dubine

mešanja ($Z_n > Z_m$) trihomi će se iz sloja mešanja povući u metalimnion. Ovo se dešava tokom proleća i leta kada je jezero stratifikovano, a dostupnost svetla je velika (Slika 1.8.a). Tokom jeseni, Z_n se smanjuje sa smanjenjem dostupnog svetla u vodenoj koloni, dok Z_m raste usled rasta intenziteta mešanja vode. Kada Z_m postane veće od Z_n , trihomi će dospeti u sloj mešanja. Bez obzira na to, sve dok je dostupnost svetla velika ($Z_{eu} \sim Z_m$, Z_{eu} – dubina eufotične zone) trihomi će tonuti i ne dolazi do „cvetanja“ *P. rubescens* (Slika 1.8.b). Sa povećanjem dubine mešanja dostupnost svetla dalje opada, trihomi dospevaju na veće dubine, a verovatnoća da će trihomi postati plovni raste. U određenom trenutku trihomi će dobijati tako malo svetlosti tokom dana (Z_q – kritična dubina plovnosti) da će tokom mirnih dana ploviti ka površini i formirati površinsko „cvetanje“ (Slika 1.8.c). Pošto se trihomi sporo kreću ka površini, samo jedan deo filamenata će formirati „cvet“ (Kurmayer i sar. 2016).



Slika 1.8. Model predviđanja površinskog „cvetanja“ *P. rubescens*: Z_m – dubina mešanja; Z_n – dubina u kojoj filamenti imaju neutralnu plovnost; Z_q – kritična dubina plovnosti; Z_{eu} – eufotična dubina (preuzeto od Kurmayer i sar. 2016).

Eutrofikacija se može kontrolisati smanjenjem unosa hranljivih supstanci, dok je antropogeno povećanje temperature vazduha i vode akumulacija i jezera trenutno van kontrole, a učestalost i intenzitet mešanja vode su kritični za ekosistem jezera (Posch i sar. 2012). Tokom perioda holomiksije fizičko pomeranje trihoma u duboki hipolimnion (preko 80 m dubine) je najznačajniji faktor smrtnosti *P. rubescens*, usled kolapsa gasnih vezikula (Posch i sar. 2012).

1.3.5. Toksičnost

„Cvetanje“ cijanobakterija u vodama za vodosnabdevanje je zabrinjavajuće, jer mnoge vrste mogu da proizvode toksine (Carmichael 1992; Codd 2000), da utiču na organoleptiku vode (karakterističan miris i ukus) (Watson 2003; Izaguirre i Taylor 2004), i da prouzrokuju zapušavanje filtera usled velike biomase (Falconer 1999). Monitoring cijanobakterija u jezerima i akumulacijama je otežan zbog toga što one imaju veliku prostornu varijabilnost, vertikalnu i horizontalnu (Carey i sar. 2012; prema Rolland i sar. 2013)

Mikrocistini (MCs) su najrasprostanjeniji cijanotoksini, prisutni kod sledećih rodova cijanobakterija: *Microcystis*, *Dolichospermum*, *Planktothrix* (Kardinaal 2007; Dittmann i sar. 2012), *Anabaenopsis*, *Nostoc*, *Radiocystis*, *Gloeotrichia*, *Arthrospira*, *Fischerella*, *Phormidium*, *Pseudanabaena*, *Synechocystis* (Domingos i sar. 1999; Carey i sar. 2007; Sivonen i Börner 2008; Fiore i sar. 2009), *Anabaena*, *Ocillatoria*, *Rivularia*, *Tolypotrix*, *Hapalosiphon* i *Plectonema* (Codd i sar. 2017). Shodno tome, toksičnost „cvetanja“ zavisiće od genetičkog diverziteta vrsta cijanobakterija i udela toksičnih sojeva (Kurmayer i sar. 2002; Rohrlack i sar. 2001). Procenjeno je

da 59% slatkovodnih cijanobakterijskih „cvetanja“ može biti toksično (Sivonen i Jones 1999, prema Kobos i sar. 2013)

Mikrocistini su ciklični heptopeptidni hepatotoksini koji indukuju oksidativnu fosforilaciju filamenata citoskeleta ćelija jetre, usled čega dolazi do kolapsa ćelijske organizacije, nekroze jetre i eventualnog akutnog krvarenja (Yoshizawa i sar. 1990; Falconer i Yeung 1992). Hronična ingestija malih doza povezana je sa primarnim karcinomom jetre (Ueno i sar. 1996).

Vrste roda *Planktothrix* se razlikuju u ćelijskom sadržaju mikrocistina, kao i u produkciji MC varijanata (Fastner i sar. 1999; Paulino i sar. 2009). Različite strukturalne varijante mikrocistina su nađene u sojevima *P. rubescens* koji su izolovani iz alpskih jezera: metil-dehidro-alanin (Mdha) genotip, buterna kiselina (Dhb) genotip i homotirozin genotip (Hty). Mnogi radovi se bave uticajem brojnih biotičkih i abiotičkih faktora na produkciju mikrocistina. Ove studije pokazuju da temperatura, osvetljenost, azot i fosfor, pH, gvožđe, ksenobiotici i predatori utiču na produkciju mikrocistina. Produkcija mikrocistina je jako pozitivno korelisana sa stopom rasta ćelija, što je povezano sa ekološkim faktorima (Briand i sar. 2005). Prema Orr i Jones (1998) ekološki faktori nemaju direktnog uticaja na produkciju mikrocistina, stoga mikrocistini nisu sekundarni metaboliti. MC-RR pokazuje tri do pet puta manju akutnu toksičnost u odnosu na MC-LR (Zurawell i sar. 2005). Postoji pozitivna korelacija između koncentracije ćelijskog mikrocistina i zapremine i dužine trihoma *P. rubescens*. Za razliku od *Microcystis* spp. i *P. agardhii*, svi trihomi *P. rubescens* imaju gene za sintezu mikrocistina (*mcy* gene) (Kurmayer i sar. 2004).

Postojanje neaktivnih *mcy* genotipova *Planktothrix* spp. i *Microcystis* spp. u prirodi može predstavljati podršku hipotezi gubitka *mcy* gena. Štaviše, inaktivacija klastera *mcy* gena transpozonomima ili tačkastim mutacijama može biti shvaćena kao prelazni korak u reorganizaciji klastera *mcy* gena prema tipovima ćelija sa modifikovanom sintezom mikrocistina (Kurmayer i sar. 2004; Christiansen i sar. 2006). Proporcija ovih mutanata raste veoma sporo tokom vremena i još uvek nije moguće predvideti kada će ove mutacije postati fiksne na globalnom nivou (Vasas i sar. 2013).

U odnosu na ostale cijanobakterije, vrste roda *Planktothrix* imaju najveću koncentraciju mikrocistina po jedinici suve mase (Ernst i sar. 2009). Zabeležena je i produkcija anatoksina od strane *P. rubescens*, prvi put u jezeru Spino u Italiji (Viaggiu i sar. 2004), aplasiotoksina i lipopolisaharida.

Svetska zdravstvena organizacija (SZO) je 1998. godine preporučila gornju granicu koncentracije mikrocistina LR (MC-LR) u vodi za piće, što iznosi 1,0 µg/L (Paulino i sar. 2009).

Retki su slučajevi sistematskog monitoringa cijanotoksina u vodi za piće, i uglavnom se koriste analitičke metode koje detektuju samo mikrocistine (Sanseverino i sar. 2017). Nedostatak internacionalnih i nacionalnih regulativa za praćenje većine cijanotoksina u pijaćoj vodi, kao i nedostatak komercijalnih referentnih materijala, su ozbiljni problemi (Meriluoto i sar. 2017). Posle 20 godina, javila se potreba za revizijom i modernizacijom Direktive Evropske unije o pijaćim vodama (98/83/EC). Nakon pregleda predloženih izmena od strane građana i zaniteresovanih strana (mart 2018. godine), predlog je prosleđen na usvajanje Evropskom parlamentu i Savetu EU. U decembru 2020. godine Evropski parlament je usvojio revidiranu Direktivu Evropske unije o pijaćim vodama, ali u njoj nije došlo do većih promena po pitanju cijanobakterija i toksina, jer je i dalje definisana granica samo za miktocisnin-LR, i ostala je ista (Directive (EU) 2020/2184).

1.3.6. Geografsko rasprostranjenje

Rasprostranjenje cijanobakterije *P. rubescens* (Tabela 1.1., Slika 1.9.) je prvobitno bilo ograničeno na Holarktički region sa dve izdvojene regije: južna i centralna Norveška (Komárek i Anagnostidis 2005) i alpska regija (Kaštovský i sar. 2010) u Austriji, Francuskoj, Nemačkoj, Švajcarskoj, Severnoj Italiji i Sloveniji (Jacquet i sar. 2005; Legnani i sar. 2005; Ernst i sar. 2009). Veliki je broj radova koji pokazuju njenu disperziju južno i istočno od originalnog areala (Krupa i Czernas 2003; Almodóvar i sar. 2004; Barco i sar. 2004; Messineo i sar. 2006; Naselli-Flores i sar. 2007; Paulino i sar. 2009; Vareli i sar. 2009; Vasas i sar. 2013). Toksični sojevi su izolovani i iz „cvetanja“ u Kini, Americi i Australiji (Chorus i Bartram 1999), a opisan je i invazivni potencijal *P. rubescens* (Kaštovský i sar. 2010; Padisák i sar. 2015).

Analize sedimenata alpskih jezera pokazuju da je *P. rubescens* „cvetao“ i u godinama pre početka organizovanog monitoringa kvaliteta vode (sredinom 50-ih godina XX veka) (Savichtcheva i sar. 2014). De Candolle je prvi opisao masovno prisustvo *P. rubescens* 1825. godine, u jezeru Morat (Švajcarska). Nekoliko godina kasnije ova cijanobakterija se pojavila u nekoliko drugih jezera Švajcarske (Zürich, Lucern i Rotsee). Prema Findenegg (1973) masovna pojava *P. rubescens* u Austriji se vezuje za 1909. godinu i jezero Wörthersee. U jezeru Mondsee *P. rubescens* je prvi put primećena 1968. godine (Dokulil 1973). Tokom perioda najveće eutrofikacije jezera Zürich, *P. rubescens* je bio ispod limita mikroskopske detekcije (Posch i sar. 2012). Nakon uspostavljanja sistema za prečišćavanje otpadnih voda, većina ovih jezera je prošla period restauracije i re-oligotrofikacije, međutim ovi efekti su bili spori i nepotpuni, s obzirom na oslobađanje fosfora iz sedimenata i na njegov unos iz difuznih izvora (Dokulil 2005). Iako je opterećenje fosforom u jezerima znatno smanjeno, zagađenje jedinjenjima azota je i dalje veliko. Odnos ukupan azot:ukupan fosfor (TN:TP) je veliki u jezerima koja su prošla proces restauracije, a on je ključan faktor „cvetanja“ cijanobakterija (Posch i sar. 2012).

Populacije zabeležene u južnoj Norveškoj i u severoistočnoj SAD verovatno su posebni morfotipovi, dok su za podatke o prisustvu u tropskim zemljama potrebne revizije (Komárek i Anagnostidis 2005). Bez obzira na sve, jasno je izražen trend homogenizacije cijanobakterijskih zajednica i gubitak diverziteta u evropskim jezerima, pod dejstvom klimatskih promena i eutrofikacije (Monchamp i sar. 2018).

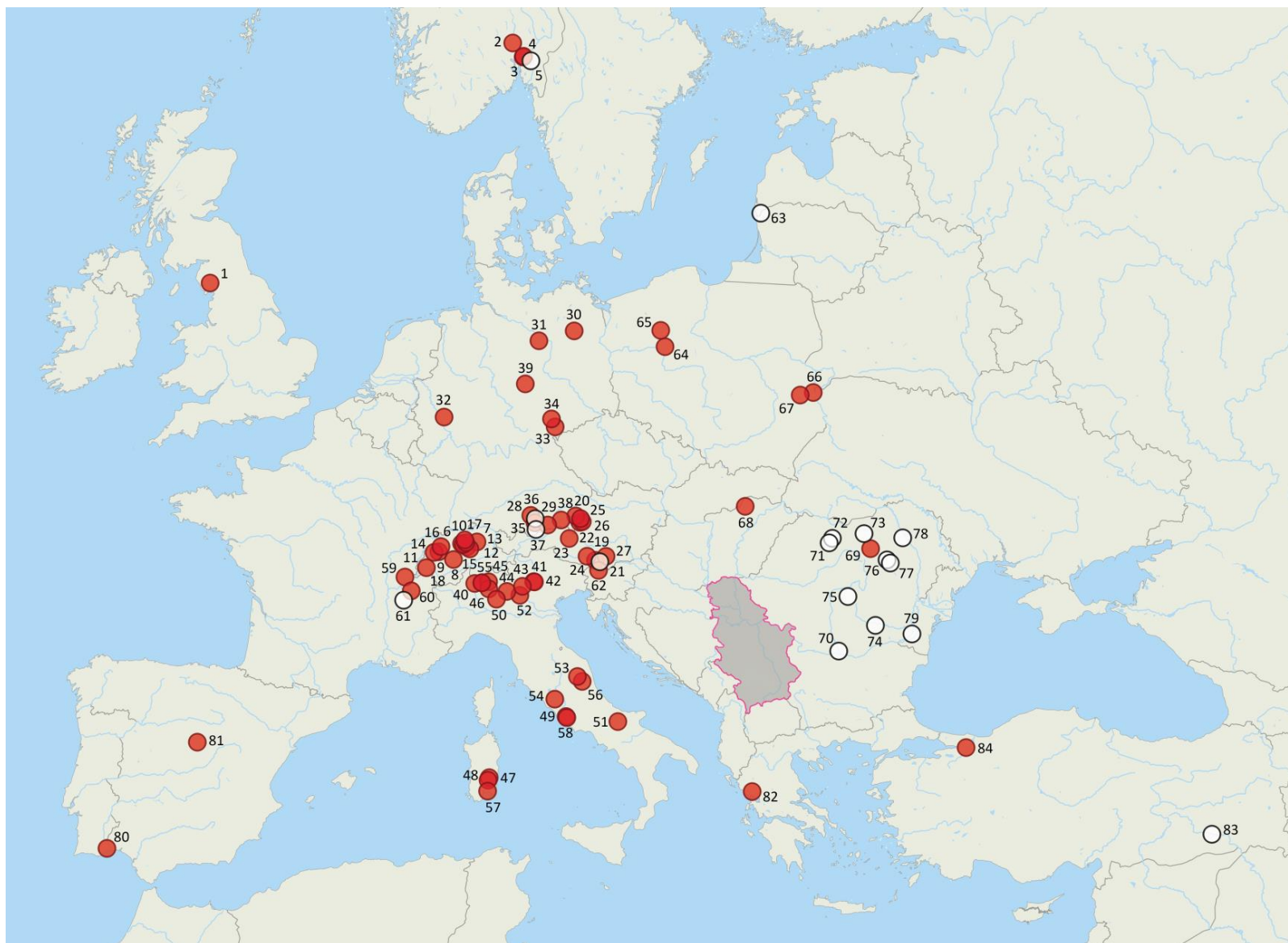
Tabela 1.1. Distribucija *P. rubescens* po državama (brojevi lokaliteta prikazani su na mapi (Slika 1.9.)) i literaturnim izvorom.

Broj	Država	Lokalitet/Lokaliteti	Referenca
1	Velika Britanija	Jezero Blelham Tarn	Davis i sar. 2003
2	Norveška	Jezero Steinsfjorden	Edwardsen 2002
3		Rezervoar Gjersjoen	Davies i Blanc 1994
4		Jezero Kolbotnvannet	Kyle i sar. 2015
5		Jezero Lyseren	Sogge i sar. 2012
6		Jezero Rotsee	Bachmann 1910
7	Švajcarska	Ciriško jezero	Pfenninger 1902
8		Jezero Lucern	Bürgi 1987
9		Jezero Morat	De Candolle 1825
10		Jezero Mauensee	Gächter 1976
11		Ženevsko jezero	Anneville i Leboulanger 2001
12		Jezero Sempach	Züllig 1982
13		Jezero Baldegg	Bachmann 1897
14		Jezero Neuchâtel	Ernst i sar. 2009

15		Jezero Lugano	Jaag 1958
16		Jezero Biel	Ernst i sar. 2009
17		Jezero Hallwill	Hašler 1947
18		Jezero Thun	Pavoni 1963
19	Austrija	Jezero Ossiach	Ernst i sar. 2009
20		Jezero Fuschl	Nürnberg i sar. 2003
21		Jezero Woerther	Nürnberg i sar. 2003
22		Jezero Mondsee	Dokulil i Teubner 2000
23		Jezero Zell	Nürnberg i sar. 2003
24		Jezero Millstatt	Müller i Traar 2011
25		Jezero Grabensee	Ostermaier i Kurmayer 2009
26		Jezero Irrsee	Ostermaier i Kurmayer 2009
27		Jezero Langsee	Findenegg 1964
28		Nemačka	Jezero Ammer
29	Jezero Chiemsee		Ernst (oralna prezentacija 2006)
30	Jezro Stechlin		Padisák i sar. 1997
31	Jezero Arend		Rönicke i sar. 1998
32	Rezervoar Wahnbach		Mur i Schreurs 1995
33	Rezervoar Poehl		Fastner i sar. 1999
34	Rezervoar Weida		Fastner i sar. 1999
35	Jezero Großen Ostersee		Raeder 1990
36	Jezero Starnberger		Nixdorf i sar. 2004
37	Jezero Walchen		Schaumburg 1996
38	Jezero Schlier		Schaumburg 1996
39	Rezervoar Rappbode	Wentzky i sar. 2018	
40	Italija	Jezero Maggiore	Sas 1990
41		Jezero Caldonazzo	Marchesoni 1948
42		Jezero Levico	Marchesoni 1948
43		Jezero Garda	Salmaso 1996
44		Jezero Iseo	Garibaldi i sar. 1997
45		Jezero Como	Bettinetti i sar. 2000
46		Jezero Pusiano	Legnani i sar. 2005
47		Rezervoar Flumedosa	Loizzo i sar. 1988
48		Rezervoar Mulargia	Loizzo i sar. 1988
49		Jezero Albano	Messineo i sar. 2006
50		Ribnjak Spino	Viaggiu i sar. 2003
51		Jezero Occhito	Assennato i sar. 2010
52		Jezero Ledro	Cerasino i Salmaso 2012
53		Jezero Gerosa	Manganelli i sar. 2010
54		Jezero Vico	Manganelli i sar. 2016
55		Jezero Lugano	D'Alelio i sar. 2013
56		Jezero Fiastrone	Viaggiu i sar. 2003
57		Jezero Simbrizzi	Messineo i sar. 2009
58		Jezero Nemi	Margaritora i sar. 2005
59	Francuska	Nantua jezero	Feuillade i sar. 1985
60		Bourget jezero	Jacquet i sar. 2005
61		Paladru jezero	Oberhaus i sar. 2008

62	Slovenija	Jezero Bled	Grach-Pogrebinsky i sar. 2003
63	Litvanija	Reka Šventoji	Vitenaite 2001
64	Poljska	Jezero Rogozno	Solis i sar. 2013
65		Jezero Piaseczno	Krupa i Czernas 2003
66		Jezero Biale	Mazur-Marzec i sar. 2010
67		Jezero Krasne	Lenard 2015
68	Mađarska	Jezero Kocka	Vasas i sar. 2013
69	Rumunija	Akumulacija Bicaz	Cărăuș 1970
70		Reka Salauta	Crețu 1999
71		Reka Sieu	Crețu 1997
72		Reka Olt	Rasiga i sar. 1999
73		Akumulacija Pecineagu	Vlaicu 2007
74		Jezero Caldarusani	Ciugulea i sar. 1998
75		Reka Suha Bucovineana	Boișteanu i Buiciuc 1983
76		Akumulacija Garleni	Porumb 1985
77		Akumulacija Serbanesti	Porumb 1985
78		Ribnjak Tiganasi	Niculeț 1995
79		Reka Dunav	Szemes 1967
80	Portugal	Rezervoar Beliche	Paulino i sar. 2009
81	Španija	Rezervoar El Atazar	Almodóvar i sar. 2004
82	Grčka	Jezero Ziros	Vareli i sar. 2009
83	Turska	Reka Tigar	Varol i Şen 2014
84		Jezero Sapanca	Albay i sar. 2003
	SAD	Jezera Arkanzasa	Smith 2010
		Velika jezera	Prescott 1962
		Jezero Vašington	Edmondson i sar. 1956
		Jezero Crooked Lake	Konopka 1982
		Jezero Mirror	Pastorok i sar. 1981
		Jezero Wononscopomuc	Kortmann i sar. 1983
		Jezero Harvey	Enright i Smeltzer 1983
		Rezervoar Lillinonah	Nürnberg i sar. 2003
		Jezero Lago Viejo	Nürnberg i sar. 2003
		Jezero Madison	Lee i sar. 2016
		Jezero East Fork	Lee i sar. 2016
	Kanada	Jezero Wilcox	Nürnberg i sar. 2003
		Quebec jezera	Poulin i sar. 1995
		Jezero Jackson	Nürnberg i sar. 2003
		Jezero Apsey	Nürnberg i sar. 2003
	Brazil	Brejo da Lapa jezera	Bicudo i Ventrice 1968
	Argentina	Katalog slatkovodnih algi	Tell 1985
		Reka Lujin	Rodriguez i sar. 2006
	Kina	Katalog slatkovodnih algi	Hu i Wei 2006
	Indija	Katalog cijanobakterija	Gupta 2012
	Iran	Zayanderood reka	Afsharzadeh i sar. 2003
	Irak	Katalog algi	Maulood i sar. 2013
	Izrael	Katalog algi	Vinogradova i sar. 2000

	Nepal	Malangwa pirinčana polja	Rai i sar. 2010
	Tadžikistan	Jezera South-Tajik depresije	Barinova i sar. 2015
	Pakistan	Vodena tela Sialkot distrikta	Gul i sar. 2007
	Singapur	Katalog algi	Pham i sar. 2011
	Alžir	Rezervoar Debagh	Guellati i sar. 2017
	Bangladeš	Enciklopedija flore i faune	Siddiqui i sar. 2009
	Australija	Lista slatkovodnih algi	Day i sar. 1995
	Novi Zeland	Lista cijanobakterija	Broady i Merican 2012
		Jezero Forsyth	Pridmore i Etheredge 1987
		Jezero Okataina	Thomasson 1974
		Jezero Rotoiti	Cassie 1974
	Gana	Katalog algi	Smith i sar. 2015



Slika 1.9. Mapa rasprostranjenja *P. rubescens* u Evropi: crveni kružići označavaju „cvetanje“ a beli prisustvo (lokaliteti označeni brojevima na slici odgovaraju lokalitetima iz Tabele 1.1.).

1.3.7. Pregled dosadašnjih istraživanja *P. rubescens* u Srbiji

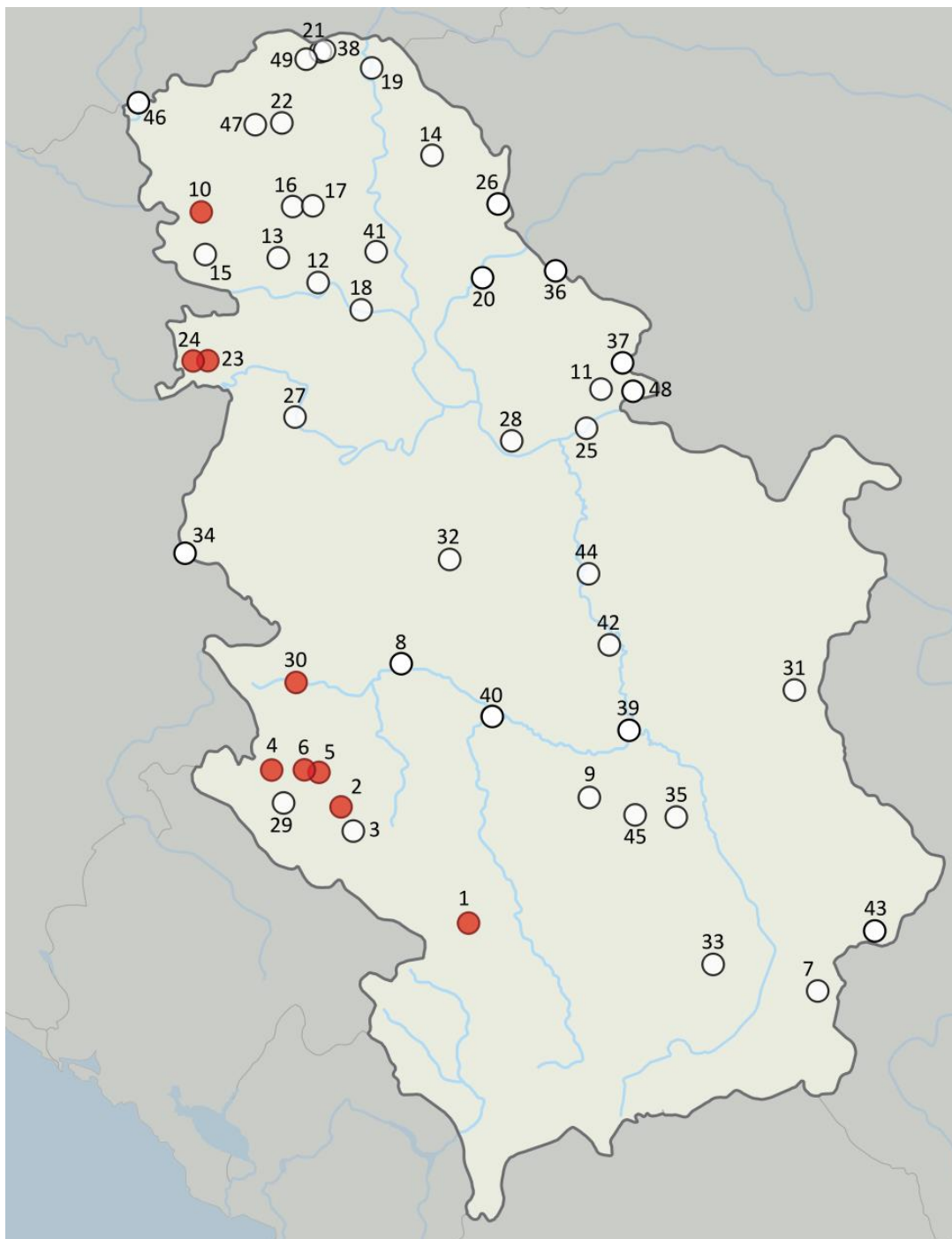
U Republici Srbiji prisustvo i „cvetanje“ *P. rubescens* (ranije *Oscillatoria rubescens*) zabeleženo je u akumulacijama, rekama i jezerima (Shllaku i Landner 1992; Svirčev i sar. 2007; Tokodi 2016; Svirčev i sar. 2017, Jovanović 2020) na ukupno 49 lokaliteta (Slika 1.10.).

U jezeru Gazivode u septembru 1987. godine zapaženo je „cvetanje“ vrste *O. rubescens* (Urošević 1990-1991/93). Zabeleženo je dugotrajno „cvetanje“ ove vrste i u Uvačkom (Sjeničkom) jezeru (Blaženčić i sar. 1990; Laušević i Nikitović 1996; Čađo i sar. 2003; Tokodi 2016), a prisustvo i u reci Uvac (Obušković 2002). Velika brojnost bila je prisutna i u akumulacijama Potpeć (Čađo i sar. 2005a), Kokin Brod i Radoinja (Tokodi 2016). Prisustvo je zabeleženo i u Vlasinskom jezeru (Randelović i Blaženčić 1997), akumulaciji Međuvršje (Đurković i sar. 2005b), akumulaciji Čelije (Čađo i sar. 2017), akumulacijama Grlišće, Garaši (RHMZ 2011), Bresnica (RHMZ 2005), Barje, Zvornik (RHMZ 2009) i Krajkovac (RHMZ 2010).

Tokom redovnog godišnjeg monitoringa Republičnog hidrometeorološkog zavoda i Agencije za životnu sredinu, primećeno je prisustvo *P. rubescens* u rekama Krivaja (Đurković i sar. 2004), Dunav (Đurković i Čađo 2004; Čađo i sar. 2005b), Plovni Begej (Đurković i sar. 2005a), Brzava (RHMZ 2005), Tamiš (Đurković i sar. 2006), Karaš (SEPA 2012), Kereš (SEPA 2012), Sava (Čađo i sar. 2006), Zapadna Morava (RHMZ 2009), Ibar (RHMZ 2008), Jegrička (RHMZ 2006), Lugomir (RHMZ 2006), Jerma (RHMZ 2006), Resava (RHMZ 2008) i Bajskom kanalu (SEPA 2012). *P. rubescens* je bila prisutna i u reci Ponjavici (Karadžić i sar. 2005) i u Limu (RHMZ 2005, Jovanović 2020).

P. rubescens je formirala „cvet“ u kanalu Dunav-Tisa-Dunav (DTD), na lokalitetu Srpski Miletić, a na presotalih 6 lokaliteta (Kajtasovo, Novi Sad, Bački Petrovac, Novo Miloševo, Bač i Vrbas) bila je prisutna u manjem broju. U Vojvodini je još zabeležena i na lokalitetima Koviljski rit, Tisa-Novu Kneževac, Ludoško jezero, akumulacijama Zobnatica (Simeunović i sar. 2005), Moravica (SEPA 2012), jezerima Bela Crkva (RHMZ 2009) i Palić (SEPA 2012). Često je beleženo „cvetanje“ *P. rubescens* u rekama Bosut i Studva (Tokodi 2016).

U akumulaciji Vrutci, detektovano je prisustvo *P. rubescens* u zanemarljivom broju tokom redovnog godišnjeg moritoringa u avgustu 2010, na početku akumulacije (RHMZ 2011), i u novembru mesecu 2012. godine, takođe na ulivu (Denić i sar. 2014). U decembru 2013. godine masovno razviće ove vrste detektovano je od strane Instituta za javno zdravlje Srbije (Jovanović 2020).



Slika 1.10. Mapa rasprostranjenja *P. rubescens* u Srbiji (crveni kružići označavaju „cvetanje“ a beli prisustvo): 1) Akumulacija Gazivode; 2) Akumulacija Uvac; 3) Reka Uvac; 4) Akumulacija Potpeć; 5) Akumulacija Kokin Brod; 6) Akumulacija Radoinja; 7) Vlasinsko jezero; 8) Akumulacija Međuvršje; 9) Akumulacija Čelije; 10) Kanal DTD – Srpski Miletić; 11) Kanal DTD – Kajtasovo; 12) Kanal DTD – Novi Sad; 13) Kanal DTD – Bački Petrovac; 14) Kanal DTD – Novo Miloševo; 15) Kanal DTD – Bač; 16) Kanal DTD – Vrbas; 17) Reka Krivaja; 18) Koviljski rit; 19) Reka Tisa; 20) Reka Tamiš; 21) Ludoško jezero; 22) Akumulacija Zobnatica; 23) Reka Bosut; 24) Reka Studva; 25) Reka Dunav; 26) Reka Begej; 27) Reka Sava; 28) Reka Ponjavica; 29) Reka Lim; 30) Akumulacija Vrutci; 31) Akumulacija Grlšte; 32) Akumulacija Garaši; 33) Akumulacija Barje; 34) Akumulacija Zvornik; 35) Akumulacija Krajkovac; 36) Reka Brzava; 37) Reka Karaš; 38) Reka Kereš; 39) Reka Zapadna Morava; 40) Reka Ibar; 41) Reka Jegrička; 42) Reka Lugomir; 43) Reka Jerma; 44) Reka Resava; 45) Akumulacija Bresnica; 46) Bajski kanal; 47) Akumulacija Moravica; 48) Jezero Bela Crkva; 49) Jezero Palić.

2. CILJEVI ISTRAŽIVANJA

Predmet ove doktorke disertacije jeste kontinuirano i sistematsko praćenje prostorne i vremenske dinamike fitoplanktona akumulacije Vrutci od decembra 2013. do decembra 2015. godine, sa posebnim osvrtom na dinamiku cijanobakterije *P. rubescens* koja je bila dominantnan član zajednice tokom celog perioda istraživanja. Analiza obuhvata utvrđivanje kvalitativnog sastava i brojnosti fitoplanktona na tri lokaliteta i duž vodene kolone, od površine do dna akumulacije, tokom perioda od dve godine.

Naučni ciljevi disertacije su:

- Utvrđivanje osnovnih fizičkih i hemijskih osobina vode akumulacije Vrutci i njihove prostorne i vremenske dinamike (providnost, dubina eufotične zone, koeficijent ekstinkcije svetlosti, vertikalni profil temperature vode, pH, elektroprovodljivost, koncentracija rastvorenog kiseonika u vodi, saturacija vode kiseonikom, odnos TN:TP).
- Određivanje relativne stabilnosti vodene kolone (RWCS).
- Određivanje koncentracije hlorofila *a*, kao indirektnog pokazatelja primarne produkcije fitoplanktona u vodi.
- Utvrđivanje trofičkog statusa akumulacije na osnovu providnosti vode, koncentracije hlorofila *a* i koncentracije ukupnog fosfora.
- Utvrđivanje florističkog sastava fitoplanktona akumulacije Vrutci.
- Utvrđivanje kvalitativnog i kvantitativnog (brojnost i biomasa) sastava fitoplanktona u vertikalnom stubu akumulacije Vrutci, na 3 lokaliteta.
- Praćenje prostorne i vremenske dinamike zajednice fitoplanktona.
- Praćenje promene dužine trihoma cijanobakterije *P. rubescens*.
- Određivanje Shannon-ovog indeksa diverziteta i Pielou-ovog indeksa ujednačenosti fitoplanktona.
- Saprobiološka analiza kvaliteta vode na osnovu bioindikatorskih organizama.
- Statistička obrada dobijenih podataka upotrebom programa CANOCO za multivarijantne ekološke analize.

3. MATERIJAL I METODE

3.1. Opis istraživanih lokaliteta

Akumulacija Vrutci (43°50'34''N, 19°41'36''E) nalazi se u blizini Užica, na području sela Vrutci (Zapadna Srbija), na nadmorskoj visini od 621,3 m. Pripada značajno izmenjenim vodnim telima (Sl. glasnik RS 96/2010), i akumulacijma srednje nadmorske visine (2000/60/EC). Nastala je pregrađivanjem reke Đetinje (vodno telo tipa 4, prema Sl. glasnik RS, 96/2010) 1984. godine, a namena joj je višestruka: snabdevanje pijaćom vodom gradova Užica, Sevojna i okoline, zaštita od poplava, zadržavanje nanosa i oplemenjivanje malih voda. U praksi, koristi se i u rekreativne svrhe, za sportski ribolov i kupanje u letnjim mesecima. Dužina akumulacije je 7 km (pravac istok-zapad), površina 1,92 km², zapremina 54 miliona m³, a maksimalna dubina oko 55 m. Srednja dubina je oko 20 m (Tabela 3.1.) (JCI 1971).

Tabela 3.1. Osnovne karakteristike akumulacije Vrutci i sliva.

Osnovne karakteristike akumulacije	Vrednost	Jedinica
Površina	1,92	km ²
Zapremina na koti krune preliva	54 x 10 ⁶	m ³
Dužina	7	km
Kota normalnog uspora	621,3	m n.v.
Max dubina	55	m
Prosečna dubina	20,8	m
Retenciono vreme	250	dana
Karakteristike sliva		
Površina	161	km ²
Max nadmorska visina	1544	m n.v.
Srednja nadmorska visina	915	m n.v.

Konfiguracija terena sliva je pretežno brdsko-planinska i predstavlja obronke planina Tara i Zlatibor. Geološki sastav sliva akumulacije Vrutci karakterišu peridotiti i serpentinisani peridotiti (preko 50%), krečnjaci i dolomitni krečnjaci (preko 20% sliva) i dijabaz-rožnačka formacija i miocenske naslage (nešto više od 10% ukupne površine sliva). Procenjena zastupljenost erozije u slivu odgovara III kategoriji – osrednja erozija (JCI 2014).

Pored reke Đetinje, u akumulaciju se uliva još 28 stalnih i privremenih vodotokova. Ukupna površina sliva akumulacije je 161 km². U slivu akumulacije naseljenost je retka, industrija nerazvijena, a slivno područje akumulacije Vrutci je determinisano kao područje sa malim i neznatnim stepenom zagađenja (JCI 2014).

Prosečno retenciono vreme vode u akumulaciji Vrutci je 250 dana, i u mnogome zavisi od hidroloških uslova i potrebe za vodom u određenoj sezoni tako da je ova vrednost aproksimativna. Oscilacije nivoa vode su tokom godine u granicama do oko 10-ak metara, a u maksimumu do oko 15-17 m (JCI 2014).

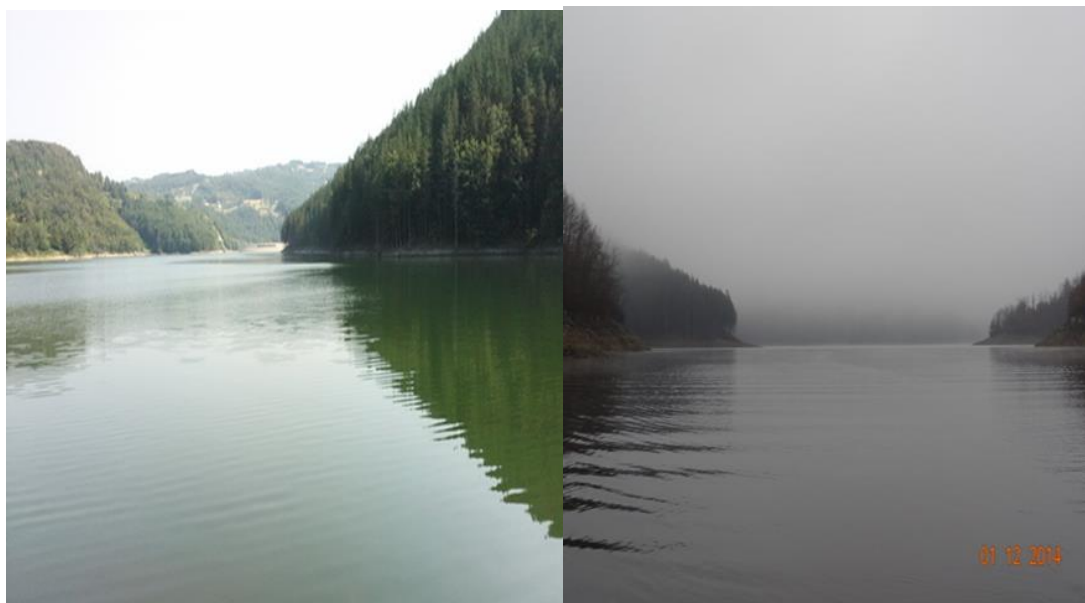
U poslednjih 20 godina monitoring osnovnih parametara kvaliteta vode akumulacije sproveden je jednom godišnje od strane Hidrometeorološkog zavoda, odnosno Agencije za zaštitu životne sredine.

Tokom ovog istraživanja, uzorkovanje vode vršeno je jednom mesečno od decembra 2013. godine (25.12.), kada je primećeno površinsko „cvetanje“ vode, do decembra 2015. godine (21.01.2014; 13.02.2014; 19.03.2014; 16.04.2014; 21.05.2014; 24.06.2014; 17.07.2014; 20.08.2014; 25.09.2014; 20.10.2014; 01.12.2014; 24.03.2015; 27.04.2015; 23.05.2015; 23.06.2015; 21.07.2015; 17.08.2015; 08.09.2015; 05.10.2015; 20.11.2015; 10.12.2015) na tri lokaliteta akumulacije Vrutci: kod brane, na mestu najveće dubine – Vodozahvat; središnji deo akumulacije – Nikolići i ušće reke Đetinje – Omar (Slika 3.1.). Sva zapažanja sa uzorkovanja beležana su u terenski dnevnik.



Slika 3.1. Satelitski snimak akumulacije Vrutci sa obeleženim lokalitetima uzorkovanja (<https://www.google.rs/maps>).

Lokalitet Vodozahvat (Slika 3.2.): Najdublji deo akumulacije, neposredno ispred brane i vodozahvata. Brana je betonska, lučna, nalazi se 15 km uzvodno od centra Užica. Visina brane je 77 m, dužina po kruni 241 m. Dubina vode lokaliteta Vodozahvat kretala se od 40 m tokom zime, do 55 m u maju mesecu. Obale su strme i šumovite, sa prirodnom i sađenom šumom, a okolina je nenaseljena. Na ovom lokalitetu se vrši ispumpavanje vode za potrebe mini hidroelektrane (MHE), koja se nalazi par stotina metara nizvodno od brane.



Slika 3.2. Lokalitet Vodozahvat (letnji aspekt levo, zimski aspekt desno).

Lokalitet Nikolići (Slika 3.3.): Najširi, središnji deo akumulacije, kod zaseoka Nikolići. Dubina vode na ovom lokalitetu je bila 25 m tokom zimskih meseci, a u ostalom periodu godine do 35 m. Voda je pri vetrovitom danu zatalasana. Obala je od zemlje i kamena i jasno se uočavaju linije promene novoa vode i odsustvo makrofitske vegetacije. Okolina je delimično naseljena, sa pojedninačnim kućama i par vikendica, brdovita sa prirodnom i sađenom šumom i livadama.



Slika 3.3. Lokalitet Nikolići (letnji aspekt levo, zimski aspekt desno).

Lokalitet Omar (Slika 3.4.): Nalazi se u blizini sela Bioska. Ovo je najuži deo akumulacije, ušće reke Đetinje u akumulaciju Vrutci. Dubina lokaliteta je tokom najvećeg dela godine bila do 3 m, a samo početkom proleća izmereno je 8 m dubine. Uzorkovanje je uvek vršeno iz čamca, na sredini lokaliteta. Okolina lokaliteta je brdovita, nenaseljena, travnata sa fragmentima šume.



Slika 3.4. Lokalitet Omar (letnji aspekt levo, zimski aspekt desno).

3.2. Prikupljanje uzoraka i merenja fizičkih, hemijskih i (bio)hemijskih parametara vode

Osnovni fizički, hemijski i biološki parametri vode mereni su jednom mesečno, od decembra 2013. godine do decembra 2015. godine na tri lokaliteta – Vodozahvat, Nikolići i Omar, duž celog

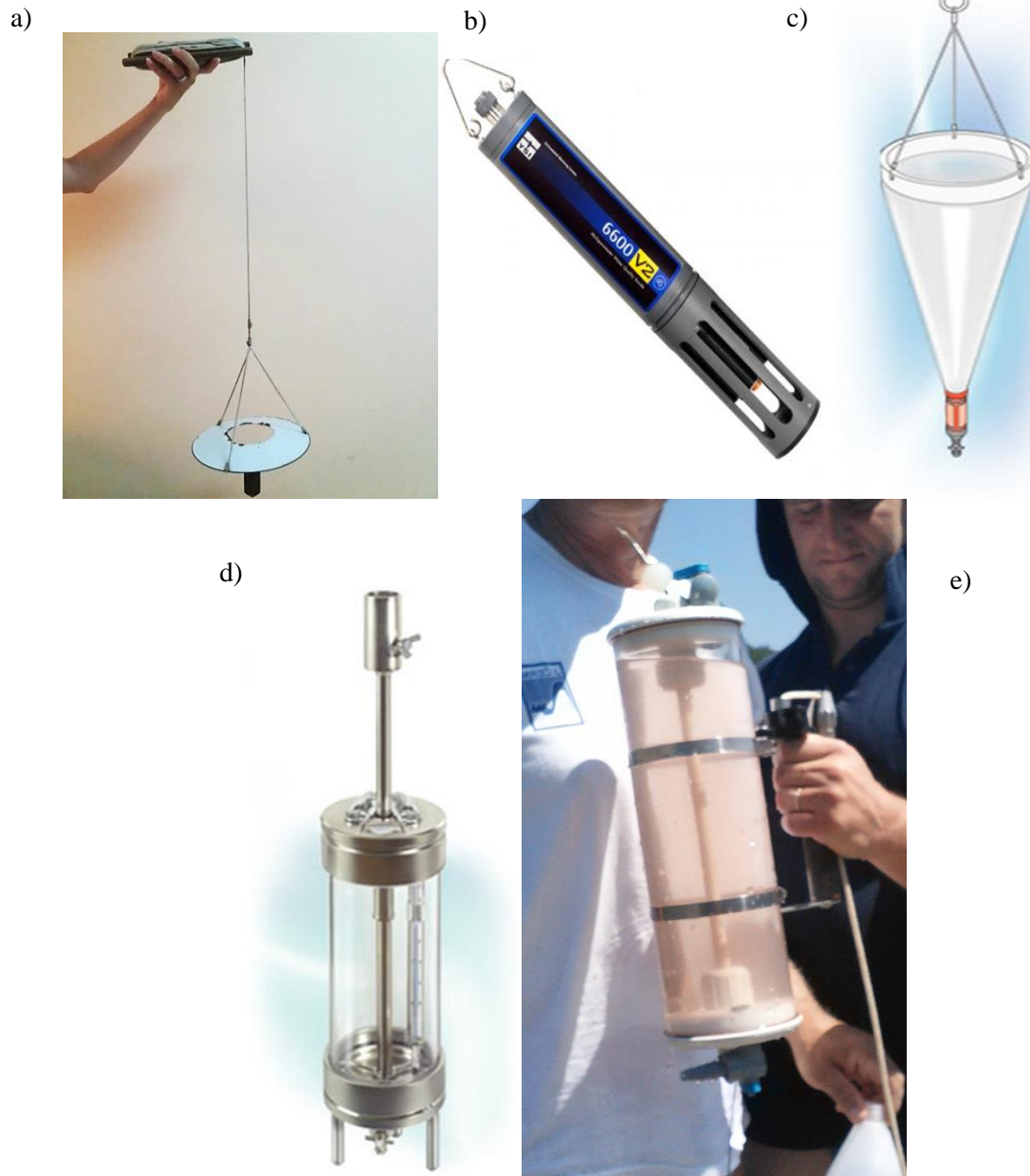
vodenog stuba (sa izuzetkom oktobra, novembra i decembra 2015. godine kada je uzorkovanje vršeno samo na lokalitetu Vodozahvat). Usled finansijskih i klimatskih ograničenja, merenje i uzorkovanje nije obavljeno u novembru 2014. godine i u januaru i februaru 2015. godine. Uzorkovanje i merenje osnovnih parametara vode vršeno je sa čamca, na sredini svakog lokaliteta, tj. na otprilike jednakoj udaljenosti od leve i desne obale. Uzorci za kvalitativnu i kvantitativnu analizu fitoplanktona uzimani su sa sledećih dubina: 0, 3, 6, 10, 14, 18, 22, 27, 31, 35, 43, 48, 51 m (lokalitet Vodozahvat); 0, 3, 6, 9, 13, 17, 21, 25, 29, 34 m (lokalitet Nikolići) i 0, 2, 5 i 8 m (lokalitet Omar). Odabir dubine uzorkovanja je povremeno neznatno menjan, u zavisnosti od parametara koje je pokazivala multiparameterska sonda i prema maksimalnoj dubini u akumulaciji. Ukupno je uzeto 44 uzorka za kvalitativnu analizu i 447 uzoraka za kvantitativnu analizu.

Prozirnost vode merena je spuštanjem Secchi diska (prečnik 20 cm) (Slika 3.5.a) u vodu. Dubina (m) na kom se on gubi i ponovo pojavljuje u vidnom polju pri njegovom povlačenju ka površini predstavlja meru prozirnosti vode na datom lokalitetu (Z_{SD}).

Temperatura vode – T ($^{\circ}C$), dubina vode (m), pH, specifična elektroprovodljivost/konduktivitet – Spec. kond. ($\mu S/cm$), koncentracija rastvorenog kiseonika u vodi – O_2 (mg/l), saturacija vode kiseonikom – % O_2 (%) i koncentracija hlorofila *a* – Chl *a* ($\mu g/l$) izmereni su na terenu uranjanjem multiparameterske sonde (YSI 6600 V2) (Slika 3.5.b) u vodu i njenim spuštanjem duž vodenog stuba, do dna akumulacije. Takođe, na ovaj način je izmerena i dubina vode. Merenjem koncentracije hlorofila *a* vrši se indirektna procena primarne produkcije fitoplanktona. Pre merenja sonda je bila kalibrisana, a sve izmerene vrednosti su sakupljane u centralnom data-loggeru i kasnije očitavane.

Uzorci vode za kvalitativnu analizu fitoplanktona prikupljani su provlačenjem fitoplanktonske mrežice (prečnik otvora mrežice je 25 cm, a promer okaca 22–23 μm) (Slika 3.5.c) duž vodenog stuba vodeći računa da što veći broj prisutnih taksona bude zahvaćen, zanemarujući zapreminu vode (kompozitni uzorak). Tako prikupljeni uzorci su stavljeni u dva plastična flakona zapremine 250 ml. Uzorci za kvantitativnu analizu i jedan flakon uzorka za kvalitativnu analizu fiksirani su na terenu Lugolovim rastvorom u koncentraciji 1:100, do postizanja određene obojenosti uzorka (boja konjaka), što je prema standardu SRPS EN 15204:2008. Drugi flakon sa kvalitativnim uzorkom u laboratoriju je transportovan nefiksiran. Nefiksiran uzorak uzet je zbog preciznije kvalitativne analize uzoraka, imajući u vidu da Lugolov rastvor može dovesti do deformiteta ćelija i njihovog jakog bojenja tako da je identifikacija, u tom slučaju, otežana. Ovi uzorci su prvi pregledani po povratku sa terena, a inače su svi uzorci čuvani u mraku na $+4^{\circ}C$ do početka laboratorijskih analiza. Uzorci vode za kvantitativnu analizu fitoplanktona uzimani su pomoću Ruttner-ove (zapremina 1 l) (Slika 3.5.d) ili vertikalne Van Dorn-ove boce (zapremina 2,2 l) (Slika 3.5.e), tako što su one spuštane do zadate dubine. Po njihovom izvlačenju, uzorci vode suskladišteni u plastične boce zapremine jednog litra.

Kompozitni uzorci za analizu nutrijenata u vodi akumulacije (koncentracija nitrata, NO_3-N (mg/l); ortofosfata, PO_4-P (mg/l); ukupnog azota, TN (mg/l); ukupnog fosfora, TP (mg/l)) uzimani su u septembru, oktobru i decembru 2014. i od marta do decembra 2015. godine iz tri sloja (epilimnion, metalimnion i hipolimnion) u okviru projekta Instituta za vodoprivredu „Jaroslav Černi”. U okviru svakog sloja vode uzimana su tri uzorka sa različitih dubina koja su potom pomešana u kofi tako da je na kraju dobijen jedan kompozitni uzorak. Laboratorijske analize nutrijenata iz prikupljenih kompozitnih uzoraka vode odrađene su standardnim metodama (Rand i sar. 1976; Eaton i sar. 2005; SRPS EN 12260:2008) u akreditovanoj Laboratoriji za vode, Instituta za vodoprivredu „Jaroslav Černi”. Rezultati hemijske analize za decembar 2013. godine, januar i jun 2014. godine preuzeti su od JKP „Vodovod Kruševac”.



Slika 3.5. Oprema za terenska merenja i prikupljanje uzoraka vode: a) Secchi disk, b) multiparameterska sonda, c) fitoplanktonska mrežica, d) Ruttner-ova boca i e) Van Dorn-ova boca.

3.3. Dubina eufotične zone i koeficijent ekstinkcije svetlosti

Mnogi limnolozi koriste vrednosti dobijene merenjem prozirnosti vode (Z_{SD}) za opis biomase fitoplanktona i trofičkih promena jezera. Merenjem prozirnosti vode mogu se dobiti procene dubine eufotične zone (Z_{eu}) (Margalef 1983; Kalff 2002), kao i koeficijent ekstinkcije svetlosti (k) (Poole i Atkins 1929). Eufotična zona je dubina vode (m) do koje se raspe 99% površinskog svetlosnog zračenja (Cole 1975), odnosno dubina vode gde je fotosintetski aktivno zračenje (PAR) 1% od vrednosti površinskog zračenja (Lee i sar. 2007). Računa se prema sledećoj jednačini:

$$Z_{eu} = m \times Z_{SD}$$

gde je:

- m – koeficijent konverzije,
- Z_{SD} – prozirnost vode na datom lokalitetu (m).

Koeficijent konverzije može imati različite vrednosti koje zavise od zamućenosti vode, pa su tako Luhtala i Tolvanen (2013) predložili vrednosti tako što su 88 Secchi dubina podelili u kvartile i empirijski koeficijent je izveden za svaki kvartil izračunavanjem proseka odnosa $Z_{eu}:Z_{SD}$ unutar svake grupe (Tabela 3.2.)

Tabela 3.2. Vrednosti koeficijenta konverzije u zavisnosti od vrednosti Secchi dubine (preuzeto iz Luhtala i Tolvanen 2013).

Kategorija	Secchi dubina	Koeficijent konverzije
Q1	<2,1 m	3,32
Q2	2,1–3,6 m	3,08
Q3	3,7–4,5 m	2,69
Q4	>4,5 m	2,35

Koeficijent ekstinkcije svetlosti (k) pokazuje meru apsorpcije i rasipanja svetlosti po metru dubine kada svetlost prolazi kroz vodu i računa se prema jednačini koju su definisali Poole i Atkins (1929):

$$k = \frac{1,7}{Z_{SD}}$$

gde je:

- Z_{SD} – prozirnost vode na datom lokalitetu (m).

3.4. Određivanje epilimniona, metalimniona, hipolimniona i termokline

Akumulacija Vrutci je vodeni basen približno kanjonskog tipa, sa dužinom značajno većom od srednje širine. Prema geografskoj širini i nadmorskoj visini pripada akumulacijama umerenog klimata. Zbog toga se u najvećem broju sezona akumulacija Vrutci ponaša kao monomiktično/dimiktično vodno telo, koje će leti biti termički stratifikovano, dok će u zimskom periodu biti ili u zimskoj cirkulaciji (u slučaju blažih zima) ili u inverznoj zimskoj stratifikaciji u slučaju oštih zima kada se formira čvrst ledeni pokrivač.

Denzimetrijski Frudov broj se koristi kao jednostavan indikator pojave stratifikacije (Fischer 2013). Ovaj bezdimenzionalni pokazatelj predstavlja odnos inercijalnih sila odgovornih za mešanje vodenog stuba po dubini i gravitacionih sila koje obezbeđuju stabilnost vodenog stuba:

$$F_d = 0,322 \times \frac{L \times Q}{H \times V}$$

gde je:

- L – dužina akumulacije (km),
- Q – srednji protok (m^3/s),
- H – srednja dubina (m),
- V – zapremina akumulacije (10^6 m^3).

Prema ovom kriterijumu, usvaja se sledeća klasifikacija:

- A) stabilna (jaka) termička stratifikacija ostvaruje se ukoliko je F_d manji ili jednak 0,1;
- B) srednje jaka stratifikacija, sa mogućom pojavom horizontalnih temperaturnih gradijenata javlja se za vrednosti F_d između 0,1 i 0,3 i
- C) slaba vertikalna stratifikacija za vrednosti između 0,3 i 1,0.

Vrednosti F_d broja veće od 1,0 ukazuju da je vodena kolona potpuno pomešana po dubini, odnosno da ne postoji stratifikacija.

Akumulacija Vrutci ima vrednost denzimetrijskog Frudovog broja od 0,004, koja ukazuje na uslove za pojavu snažne letnje stratifikacije.

Sa ciljem vertikalne delineacije slojeva stratifikovane vodene kolone, mereni vertikalni temperaturni profili su modelirani empirijskom dvoparametarskom van Genuchten-ovom formulom (Jennings i sar. 2012):

$$T(z) = T_h + (T_e - T_h) \left(\frac{1}{1 + (\alpha z)^n} \right)^{\left(1 - \frac{1}{n}\right)}$$

gde je:

- $T(z)$ – temperatura vode ($^{\circ}\text{C}$) na dubini z (m),
- T_e – temperatura vode na površini (temperatura vode u epilimnionu),
- T_h – temperatura vode na dnu (temperatura vode na dnu hipolimniona),
- α – parameter koji reguliše dubinu termokline,
- n – parameter koji reguliše temperaturni gradijent u metalimnionu.

Dubina termokline (Z_{mix}) određuje se na mestu maksimalnog temperaturnog gradijenta, tamo gde je drugi izvod temperature jednak nuli ($d^2T/dZ^2 = 0$), odnosno prema sledećoj formuli:

$$Z_{mix} = \alpha^{-1} \left(1 - \frac{1}{n} \right)^{\left(-\frac{1}{n}\right)}$$

Gornja i donja granica metalimniona određuju se prema mestima lokalnih ekstrema na vertikalnom profilu prvog izvoda temperature.

Napominje se da su gornje jednačine primenljive samo kada je vodena kolona termički stratifikovana. U periodu nestabilne stratifikacije i parcijalnog konvektivnog mešanja usled jesenjeg hlađenja vode, kada termički profil može biti složenog oblika, granice slojeva se određuju vizuelno

i na osnovu iskustva. Kada je površinska temperatura niža od 4 °C ili je niža od temperature na dnu, smatra se da je vodena kolona pomešana po dubini ili treba proveriti da li je uspostavljena inverzna termička stratifikacija.

3.5. Određivanje relativne stabilnosti vodene kolone (RWCS)

Relativna stabilnost vodene kolone se računa poređenjem razlika u gustini vode blizu dna i na površini akumulacije sa razlikom u gustini čiste vode na 4 °C i 5 °C (Padisák i sar. 2003). Formula za izračunavanje relativne stabilnosti vodene kolone je:

$$RWCS = \frac{D_h - D_s}{D_4 - D_5}$$

gde je:

- D_h – gustina vode u sloju blizu dna vodenog tela,
- D_s – gustina vode u površinskom sloju vodenog tela,
- D_4 – gustina čiste vode na 4 °C,
- D_5 – gustina čiste vode na 5 °C.

Gustina vode izračunata je pomoću vrednosti za temperaturu vode, korišćenjem kalkulatora na internetu (<http://antoine.frostburg.edu/chem/senese/javascript/water-density.html>). Visoke vrednosti RWCS ukazuju na termalnu stratifikaciju vodene kolone, dok niske vrednosti ukazuju na cirkulaciju.

3.6. Carlson-ovi indeksi trofičnosti (TSIs)

Trofički status se može definisati kao ukupna težina živog biološkog materijala (biomase) u nekom vodenom telu na određenom lokalitetu i u određeno vreme i može se proceniti na osnovu merenja specifičnih parametara (Carlson i Simpson 1996). Carlson (1977) je predložio indekse trofičkog stanja (TSIs), pri čemu se koriste tri parametra za izračunavanje ovih indeksa: providnost u metrima izmerena Secchi diskom – TSI (SD), koncentracija hlorofila a u $\mu\text{g/l}$ – TSI (CHL) i ukupni fosfor izražen u $\mu\text{g/l}$ – TSI (TP) (Carlson i Simpson 1996). Izračunavanje se vrši na osnovu sledećih formula:

$$TSI(SD) = 60 - 14,41 \ln(SD)$$

$$TSI(CHL) = 9,81 \ln(CHL) + 30,6$$

$$TSI(TP) = 14,42 \ln(TP) + 4,15$$

Prosečni indeks trofičkog stanja (TSI) dobija preko sledeće formule:

$$TSI = (TSI(SD) + TSI(CHL) + TSI(TP))/3$$

Opseg Carlson-ovog trofičkog indeksa obuhvata vrednosti od 0 do 100, a trofički status akumulacije određuje se pomoću Tabele 3.3. Pored određivanja stepena trofičnosti dobijene vrednosti se mogu koristiti u proceni određenih uslova u akumulaciji (Tabele 3.3. i 3.4.).

Tabela 3.3. Trofički statusi u odnosu na TSI vrednost i opis stanja akumulacije (preuzeto iz Carlson i Simpson 1996).

TSI	Chl (µg/l)	Secchi dubina (m)	TP (µg/l)	Stanje	Vodosnabdevanje	Pecanje i rekreacija
< 30	< 0,95	> 8	< 6	Oligotrofno Bistra voda, kiseonik prisutan tokom cele godine u hipolimnionu	Voda je pogodna za vodosnabdevanje bez dodatnog filtriranja	Dominiraju salmonidne vrste riba
30–40	0,95–2,6	8–4	6–12	Hipolimnion u plićim jezerima može biti anoksičan		Salmonidne vrste samo u dubokim jezerima
40–50	2,6–7,3	4–2	12–24	Mezotrofno Voda je umereno bistra, mogući nedostatak kiseonika u hipolimnionu tokom leta	Prisustvo gvožđa i mangana, miris i ukus se pogoršavaju; neophodna filtracija vode za potrebe vodosnabdevanja	Anoksija u hipolimnionu dovodi do nestanka salmonidnih vrsta
50–60	7,3–20	2–1	24–48	Eutrofno Anoksičan hipolimnion, moguć problematičan (masivan) razvoj makrofita		Grgeči mogu da dominiraju u zajednici riba
60–70	20–56	0,5–1	48–96	Cijanobakterije dominiraju, problemi sa makrofitama	Moguća pojava neprijatnog ukusa i mirisa	Velika biomasa makrofita i algi, kao i mala providnost vode izazivaju neprijatnosti; plivanje i veslanje onemogućeni
70–80	56–155	0,25–0,5	96–192	Hipereutrofno ograničena produktivnost, velika gustina algi i makrofita		
> 80	> 155	< 0,25	192–384	Masivno razviće algi, svega nekoliko makrofita		Izdržljive vrste riba dominiraju; moguće letnje uginuće riba

Tabela 3.4. Procenjeni uslovi u akumulaciji na osnovu odnosa TSIs (preuzeto iz Carlson i Simpson 1996).

Odnosi između varijabli (TSI)	Uslovi u jezeru/akumulaciji
TSI (CHL) = TSI (TP) = TSI (SD)	Algalna biomasa uzrokuje smanjenje providnosti; odnos TN/TP ~ 33:1
TSI (CHL) > TSI (SD)	Velike čestice (npr. <i>Aphanizomenon</i> nakupine) dominiraju u vodi
TSI (TP) = TSI (SD) > TSI (CHL)	Čestice ne-algalnog porekla ili obojene supstance u vodi smanjuju providnost
TSI (SD) = TSI (CHL) > TSI (TP)	Fosfor limitira razvoj algalne biomase (TN/TP > 33:1)
TSI (TP) > TSI (CHL) = TSI (SD)	Algalna biomasa je osnovni faktor koji određuje providnost, ali drugi faktori (ograničena dostupnost azota, ispaša zooplanktona ili toksičnost) limitiraju razvoj algalne biomase

3.7. Kvalitativna analiza fitoplanktona akumulacije Vrutci

Kvalitativna analiza cijanobakterija i algi rađena je u laboratoriji Katedre za algologiju, mikologiju i lihenologiju Biološkog fakulteta Univerziteta u Beogradu, pregledom privremenih preparata pod svetlosnim mikroskopom marke Carl Zeiss Imager.M1, pomoću mikrografija sa kamere AxioCam MRc5 (Slika 3.6.). Za manipulaciju dobijenih mikrografija korišćen je kompjuterski softver AxioVision4.8. Nakon određivanja dimenzija prisutnih taksona vršena je njihova identifikacija, korišćenjem standardnih knjiga i radova (Huber-Pestalozzi i sar. 1983; Starmach 1983; Krammer i Lange-Bertalot 1986, 1988, 1991a, 1991b; Komárek i Anagnostidis 1999; Tsarenko 2000; Compère 2001; John i sar. 2002; Aboal i sar. 2003; Marin i sar. 2003; Takano i Horiguchi 2004; Buchheim i sar. 2005; Komárek i Anagnostidis 2005; Lindberg i sar. 2005; Linton i sar. 2010; Valadez i sar. 2010; Bock i sar. 2011; Komárek i sar. 2011; Massjuk i Lilitska 2011; Tsarenko 2011; Tsarenko i John 2011; Komárek 2013; Carty 2014; John i sar. 2014; Nakov i sar. 2015; Wynne i Hallan 2016' 2015'; Ács i sar. 2016; Garcia i sar. 2016; Jahn i sar. 2017).

Identifikovani taksoni iz zajednica fitoplanktona grupisani su u razdele: Cyanobacteria, Bacillariophyta, Chlorophyta, Chrysophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Euglenophyta i Xanthophyta prema klasifikaciji koju predlaže Reynolds (2006).

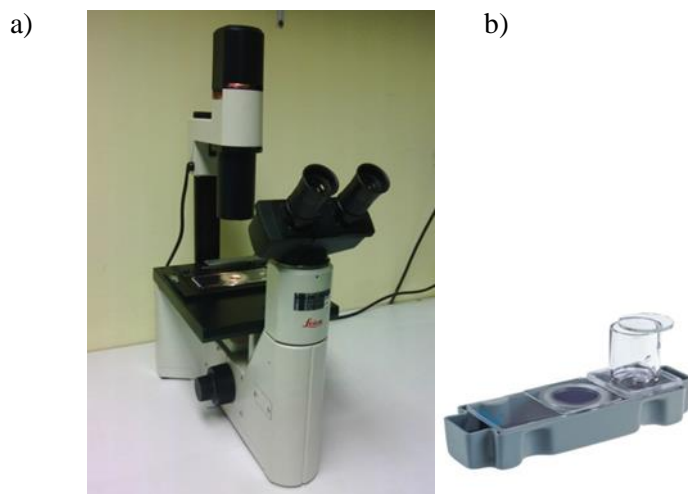
Sve mikrografije identifikovanih taksona cijanobakterija i algi jezera Vrutci čuvaju se u fototeci Katedre za algologiju, lihenologiju i mikologiju Biološkog fakulteta Univerziteta u Beogradu od broja 47 001 do broja 50 000.



Slika 3.6. Carl Zeiss Imager M1 svetlosni mikroskop sa AxioCam MRC5 kamerom.

3.8. Kvantitativna analiza fitoplanktona akumulacije Vrutci

Kvantitativna analiza prisutnih taksona vršena je u laboratoriji Katedre za algologiju, mikologiju i lihenologiju Biološkog fakulteta Univerziteta u Beogradu, pomoću invertnog svetlosnog mikroskopa marke Leica (Slika 3.7.a), prema standardu (SRPS EN 15204:2008). Određivanje abundance fitoplanktona u uzorcima zasniva se na metodi procene apsolutne brojnosti po Utermöhl-u (1958), koja podrazumeva upotrebu invertnog mikroskopa i komorice za sedimentaciju organizama (Slika 3.7.b), pa se ova metoda drugačije naziva i sedimentaciona ili metoda taloženja. Nakon stavljanja određene zapremine uzorka (u zavisnosti od očekivane brojnosti taksona) u komoricu za taloženje, i nakon određenog vremena predviđenog za taloženje taksona na dno komorice (do 24 sata), komorica se postavlja na invertni mikroskop i vrši se prebrojavanje svih prisutnih taksona. U isto vreme merenjem osnovnih dimenzija (dužina trihoma/ćelija, širina trihoma/ćelija) 25 trihoma *P. rubescens* po uzorku, određena je prosečna dužina trihoma *P. rubescens* i prosečan broj ćelija u trihomu po uzorku. Brojnost taksona je izražena kao broj individua po mililitru (ind/ml) i broj ćelija po mililitru (ćel/ml). Na osnovu srednjih dimenzija ćelija prebrojanih taksona (po 25 jedinki istog taksona) izračunata je biozapremina jedne ćelije svakog taksona pomoću geometrijskih aproksimacija, korišćenjem standardnih matematičkih formula (Hillebrand i sar. 1999; Sun i Liu 2003). Potom je određena i ukupna biozapremina svakog taksona kao i biozapremina ukupnog fitoplanktona u datom uzorku, tako što su vrednosti biozapremine jedne ćelije pomnožene sa brojem ćelija svakog taksona dobijenim nakon kvantitativne analize. Na taj način biozapremina je izražena u mm^3/l uzorka. S obzirom da služi za direktnu procenu primarne produkcije vodenog ekosistema, a radi pojednostavljenja, u daljem tekstu korišćen je još uvek široko prihvaćeni termin „biomasa” umesto „biozapremina”, iako je zadržana zapreminska jedinica, a ne težinska.



Slika 3.7. Leica invertni svetlosni mikroskop (a) i komorica za taloženje (b)

Za potrebe istraživanja sezonske dinamike ukupnog fitoplanktona i *P. rubescens* u akumulaciji Vrutci, bilo je neophodno odrediti merodavnu srednju brojnost/biomasu koja je reprezentativna za celu zapreminu akumulacije. Odabran je pristup tako da se na osnovu merenih podataka (kvantitativne analiza fitoplanktona) dobije izvedeni indikator – brojnost/biomasa ukupnog fitoplanktona/*P. rubescens* ponderisana prema zapreminama karakterističnih slojeva u akumulaciji. Pojednostavljeno gledano, dobijeni indikator predstavlja srednju brojnost ukupnog fitoplanktona i *P. rubescens* u vodenoj koloni. Na ovaj način, smanjuje se doprinos ukupnoj brojnosti iz onih slojeva koji mogu imati velike abundance fitoplanktona, ali relativno male zapremine, što je slučaj sa slojevima na većim dubinama (Fee 1976).

$$\bar{n} = \frac{n_1\Delta V_1 + n_2\Delta V_2 + \dots + n_k\Delta V_k}{\Delta V_1 + \Delta V_2 + \dots + \Delta V_k} = \frac{\sum_{i=1}^k n_i\Delta V_i}{V_{ak}}$$

gde je:

- n_i – brojnost/biomasa fitoplanktona u konkretnom uzorku na dubini i ,
- ΔV_i – zapremina vertikalnog sloja u akumulaciji (ili basenu akumulacije) čije su granice na polovinama vertikalnih rastojanja između dubina na kojima je uzet tekući uzorak i njegovi susedni uzorci,
- V_{ak} – ukupna zapremina akumulacije (ili pojedinačnog basena akumulacije).

3.9. Shannon-ov indeks diverziteta i Pielou-ov indeks ekvitabilnosti

Mnogi autori navode da diverzitet vrsta podrazumeva dve odvojene komponente, bogatstvo vrsta (S) i ujednačenost (E), i da je potrebno sagledati obe komponente. Bogatstvo vrsta je broj prisutnih vrsta u određenoj zajednici (Morris i sar. 2014) dok ujednačenost predstavlja distribuciju individua među prisutnim vrstama u uzorku (Okpiliya 2012). Pored Shannon-ovog indeksa (H) koji sadrži obe komponente računat je i Pielou-ov indeks ujednačenosti (E_H).

Shannon-ov indeks (Shannon 1948) je najčešće korišćen indeks diverziteta i računa se prema formuli:

$$H = - \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i$$

gde je:

- p_i – proporcija individua koje pripadaju vrsti i u uzorku, pri čemu je:
 $p_i = N_i/N$, gde N_i predstavlja broj jedinki i -te vrste, a N je ukupan broj jedinki u uzorku.

Vrednosti Shannon-ovog indeksa diverziteta (H) kreću se u rasponu od 1,5 do 3,5, a vrlo retko prevazilaze 4. Kada je $H=0$ uzorak sadrži samo jednu vrstu, dok se sa porastom broja vrsta povećava i H . Ovaj indeks se može koristiti u oceni kvaliteta vode, pa se tako vrednosti Shannon-ovog indeksa manje od 1 javljaju u veoma zagađenim vodama, od 1 do 3 u umereno zagađenim, a veće od 3 u čistim vodama (Wilhm i Dorris 1968; Wilhm 1970).

Pielou-ov indeks ujednačenosti (Pielou 1966) predstavlja odnos H i H_{max} i ima vrednosti od 0 (samo jedna vrsta je dominantna u uzorku) do 1 (potpuna ujednačenost vrsta). Računa se prema sledećoj formuli:

$$E_H = H/H_{max} (H_{max} = \ln S)$$

gde je:

- H – Shannon-ov indeks diverziteta,
- S – ukupan broj detektovanih vrsta,
- H_{max} – hipotetički maksimalna vrednost Shannon-ovog indeksa (prirodni logaritam od S).

3.10. Saprobiološka analiza kvaliteta vode

Pored fizičkog, hemijskog i mikrobiološkog monitoringa kvaliteta vode, veliki značaj se pridaje biološkom monitoringu. Indeks saprobnosti/Saprobni indeks (SI) je biološki indikator statusa voda koji se koristi za ocenu nivoa organskog zagađenja podložnog biološkoj razgradnji i predstavlja bitan faktor kvaliteta vode. Prema čistoći, tj. zagađenosti, vode se mogu podeliti na: katarobne (K), limnosaprobne (L), eusaprobne (E) i transsaprobne (T). Limnosaprobne vode se dele u pet zona u odnosu na nivo organskog opterećenja: ksenosaprobne (x), oligosaprobne (o), beta-mezosaprobne (β), alfa-mezosaprobne (α) i polisaprobne (p). Uredba o klasifikaciji vode u Republici Srbiji (Službeni list 6/78 1978) svakoj zoni dodeljuje određenu klasu kvaliteta vode, pa tako oligosaprobnoj vodi odgovara I klasa kvaliteta vode, β -mezosaprobnoj II klasa, α -mezosaprobnoj III klasa kvaliteta i polisaprobnoj IV klasa kvaliteta vode (Karadžić 2011).

Svaka promena u ekosistemu utiče na sastav i strukturu zajednica cijanobakterija i algi, pa su one pogodni bioindikatorima stanja vodenih ekosistema. Sistemi saprobnosti se i baziraju na činjenici da prisustvo organizama indikatora zagađenja u vodi i njihovi kvantitativni odnosi u određenoj zajednici veoma dobro oslikavaju uslove koji vladaju u životnoj sredini. Ovakvi saprobni sistemi se

koriste u mnogim zemljama, i u upotrebi je veliki broj različitih listi bioindikatora (Predojević 2017). U ovoj studiji Indeks saprobnosti računat je po metodi Zelinka i Marvan-a (1961), koja predstavlja modifikovanu metodu po Pantle-Buck-u (1955) i unapređenu metodu po Zelinka, Marvan i Kubiček-u (1959). Ovaj pristup koristi se i u Sloveniji za potrebe procene kvaliteta vode (Walley i sar. 2001). Formula za izračunavanje indeksa saprobnosti po Zelinka i Marvan-u (1961) glasi:

$$SI = \frac{\sum_{i=1}^n h_i G_i s_i}{\sum_{i=1}^n h_i G_i}$$

gde je:

- h_i – apsolutna brojnost i-te vrste indikatora (ili relativna brojnost),
- s_i – saprobna vrednost i-te vrste (čita se iz liste bioindikatora),
- G_i – indikatorska težina i-te vrste (čita se iz liste bioindikatora).

Saprobne vrednosti (s) i vrednosti indikatorske težine (G) preuzete su iz liste bioindikatora po Marvan i saradnicima (2005) iz standarda koji se koristi u Republici Češkoj (ČSN-75 7716). Na osnovu dobijenih vrednosti saprobnog indeksa određena je klasa kvaliteta vode svakog uzorka Vrutaka pomoću tabele koja se koristi u Sloveniji (Walley i sar. 2001).

Tabela 3.5. Klasa kvaliteta vode u odnosu na vrednost saprobnog indeksa (preuzeto iz Walley i sar. 2001).

Klasa kvaliteta vode	Zona saprobnosti	Opis (nivo zagađenja)	Opseg vrednosti saprobnog indeksa
I	Oligosaprobna (o)	Bez ili vrlo nizak	> 1,0 do ≤ 1,5
I-II	Oligo- do β-mezosaprobna (o-b-m)	Neznatan	> 1,5 do ≤ 1,8
II	β-mezosaprobna (b-m)	Umeren	> 1,8 do ≤ 2,3
II-III	β- do α-mezosaprobna (b-a-m)	Umeren do visok	> 2,3 do ≤ 2,7
III	α-mezosaprobna (a-m)	Visok	> 2,7 do ≤ 3,2
III-IV	α-mezosaprobna do polisaprobna (a-m-p)	Visok do veoma visok	> 3,2 do ≤ 3,5
IV	Polisaprobna (p)	Veoma visok	> 3,5 do ≤ 4,0

3.11. Obrada podataka

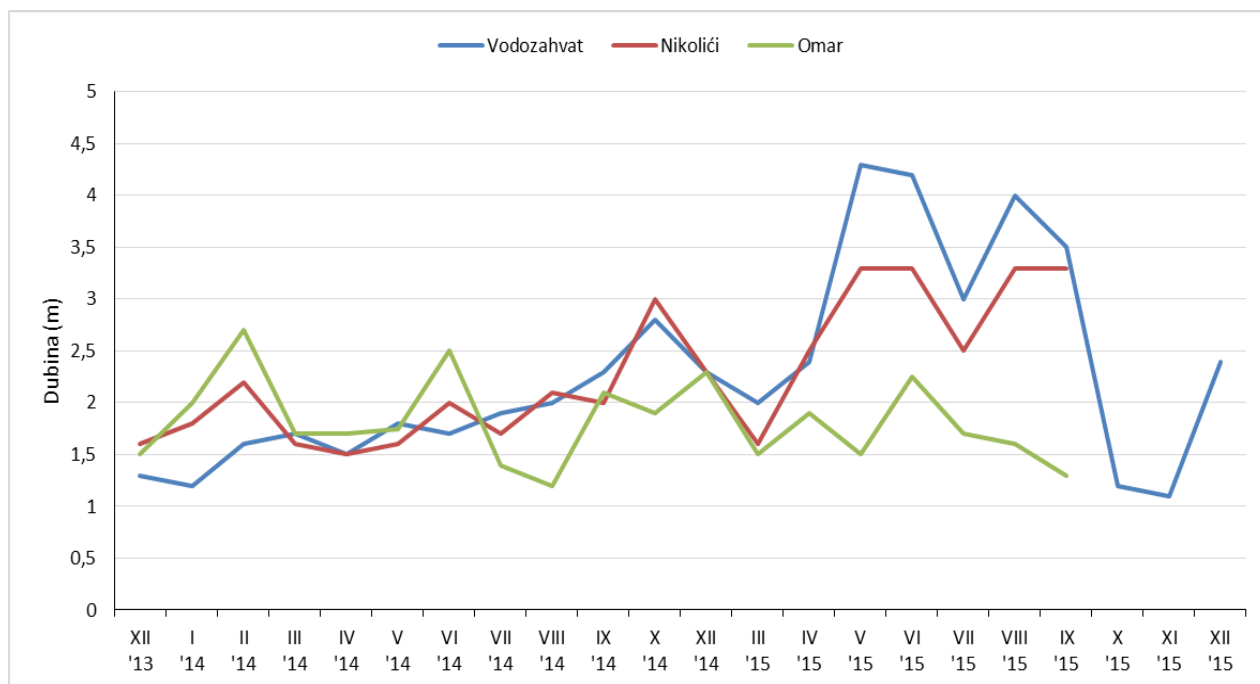
Deo rezultata prikazan je tabelarno ili grafički korišćenjem programa Microsoft Excel i Surfer® GoldenSoftware. Multivarijantne analize rezultata urađene su u statističkom softveru za analizu ekoloških podataka CANOCO za Windows, verzija 5.0 (Ter Braak i Šmilauer 2012). Rađena je analiza redundantnosti (RDA) sa dodatnim parametrima, a posmatrana je zavisnost biomase fitoplanktona u odnosu na ispitivane sredinske parametre. Treba napomenuti da, zbog ograničenih sredstava nije bilo moguće uraditi analize osnovnih nutrijenata tokom većeg dela 2014. godine, tako da su pri formiranju baze podataka za statističku analizu i analizu trofičnosti korišćeni i podaci JKP „Vodovod Kruševac”.

4. REZULTATI

4.1. Fizičke i hemijske osobine vode akumulacije Vrutci

Promene u providnosti vode (Z_{SD}) po lokalitetima prikazane su na Grafiku 4.1. Providnost vode na lokalitetu Vodozahvat varirala je od 1,1 m (novembar 2015.) do 4,3 m (maj 2015.), a na lokalitetu Nikolići kretala se u intervalu od 1,5 m (april 2014.) do 3,3 m (maj, jun, avgust i septembar 2015. godine). Na lokalitetu Omar najmanja je bila u avgustu 2014. (1,2 m), a najveća u februaru 2014. godine (2,7 m). Ako se porede dve ispitivane godine srednja providnost na lokalitetima Vodozahvat i Nikolići bila je dosta veća u 2015. godini (2,8 m na oba lokaliteta) nego u 2014. godini (1,9 i 2 m, redom), dok je srednja providnost na lokalitetu Omar bila veća u 2014. (1,9) m u odnosu na 2015. (1,7 m).

Primetno je da su se tokom prvog dela 2014. godine pikovi providnosti na lokalitetu Nikolići podudarali sa pikovima providnosti za lokalitet Omar, a krajem 2014. godine i u 2015. godini promene u providnosti na lokalitetu Vodozahvat imaju sličnu dinamiku kao na lokalitetu Nikolići (Grafik 4.1.). Takođe, Vodozahvat je imao najniže vrednosti Secchi dubina od svih lokaliteta u prvoj polovini 2014. godine, ali od druge polovine 2014., i naročito tokom 2015. godine trend se okrenuo i najveća providnost je bila na lokalitetu Vodozahvat.



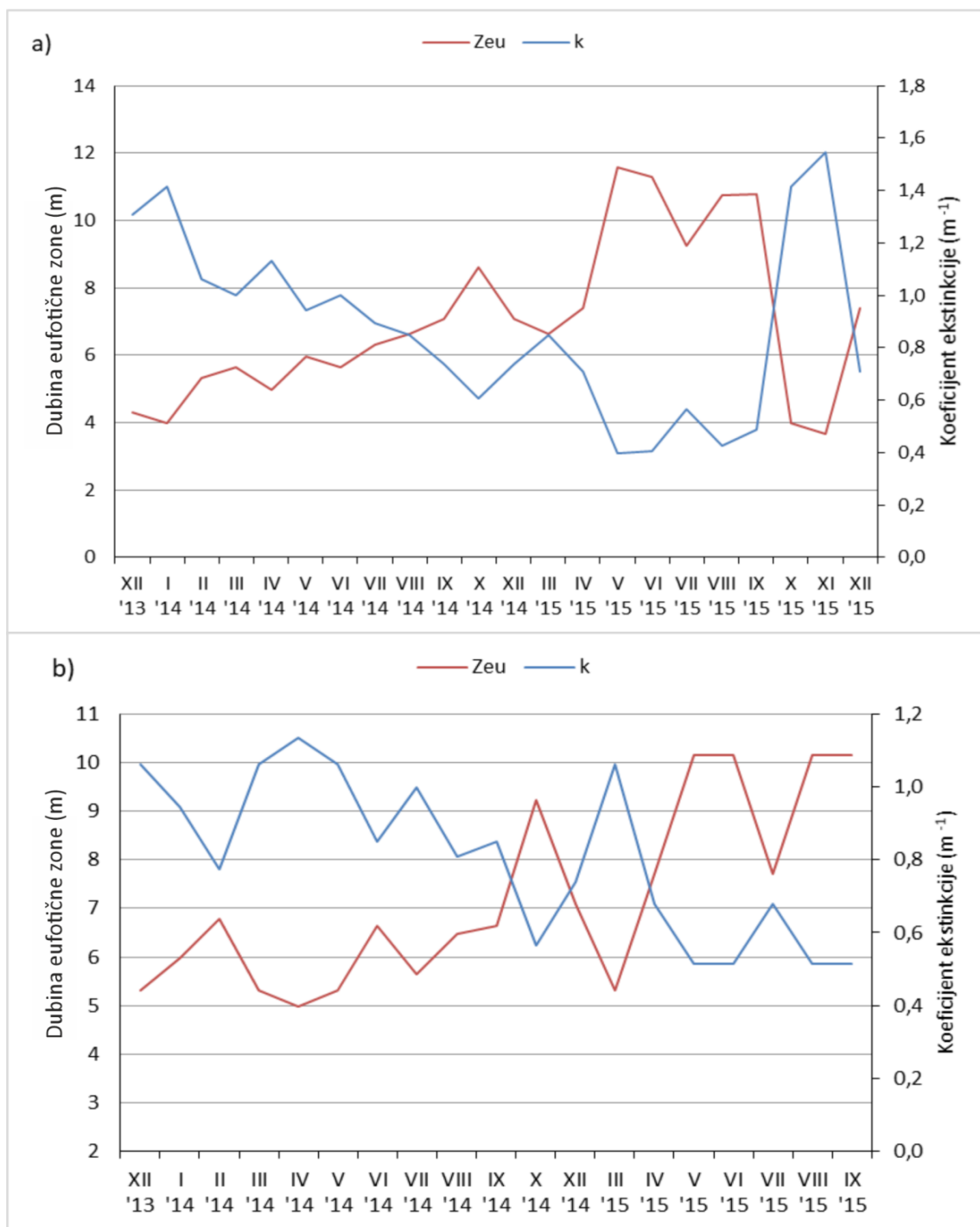
Grafik 4.1. Promene u providnosti vode po lokalitetima, tokom istraživanog perioda.

Na grafiku 4.2. prikazani su i računski dobijeni parametri iz prozirnosti vode – dubina eufotične zone (Z_{eu}) i koeficijent ekstinkcije svetlosti u vodi (k), na lokalitetima Vodozahvat i Nikolići. Ovi parametri nisu primenjivi na lokalitetu Omar, jer tip ovog lokaliteta više odgovara reci nego akumulaciji.

Dubina eufotične zone na lokalitetu Vodozahvat bila je najmanja u novembru 2015. godine (3,6 m), a najveća u maju 2015. godine (11,5 m) (Grafik 4.2.a). Na lokalitetu Nikolići bila je najmanja u aprilu 2014. godine (5 m), a najveća u maju, junu, avgustu i septembru 2015. godine (10,2 m)

(Grafik 4.2.b). Koeficijent ekstinkcije svetlosti na lokalitetu Vodozahvat varirao je od 0,4 do 1,5, a na lokalitetu Nikolići od 0,5 do 1,6.

Ova dva izvedena parametra su značajni sa stanovišta fotosinteze i zagrevanja vode. Sa grafika 4.2.a se vidi da se Z_{eu} naizmenično povećavala i smanjivala tokom istraživanog perioda, isto kao i vrednosti koeficijenta k , samo obrnuto proporcionalno. Srednja godišnja vrednost dubine eufotične zone za 2014. godinu je bila manja nego u 2015. godini, na oba lokaliteta (Vodozahvat 6 m naspram 9,7 m; Nikolići 6,3 m naspram 8,8 m). Srednji godišnji koeficijent ekstinkcije svetlosti je bio veći 2014. u odnosu na 2015. godinu (Vodozahvat 1 m^{-1} naspram $0,5 \text{ m}^{-1}$; Nikolići $0,9 \text{ m}^{-1}$ naspram $0,6 \text{ m}^{-1}$). Tokom perioda manje dubine eufotične zone tj. većih vrednosti koeficijenta ekstinkcije procesi fotosinteze su ograničeni a voda se više zagreva u površinskim slojevima.



Grafik 4.2. Promene u dubini eufotične zone (Z_{eu}) i koeficijentu ekstinkcije svetlosti (k) tokom istraživanog perioda na lokalitetu: a) Vodozahvat, b) Nikolići.

Vrednosti dobijene merenjem ostalih fizičkih i hemijskih karakteristika vode i koncentracije hlorofila *a* na tri lokaliteta, po slojevima (epi-, meta- i hipolimnion odnosno gornji, srednji i donji sloj) prikazane su tabelarno kao minimalne, prosečne i maksimalne vrednosti za ceo istraživani period (Tabele 4.1., 4.2. i 4.3.).

Temperatura epilimniona (odnosno gornjeg sloja vode tokom perioda cirkulacije) na lokalitetu Vodozahvat kretala se u intervalu od 4,92 °C u februaru 2014. do 25,31 °C u julu 2015. (Tabela 4.1.). Temperatura srednjeg sloja bila je isto najmanja u februaru 2014., najveća u avgustu 2014., a hipolimniona najniža u martu 2015., najviša u oktobru 2014. godine. Vrednosti pH vode su se kretale od neutralnih u sredini i u donjem sloju vodenog stuba (decembar 2015.) do visoko alkalnih u epi- i metalimnionu (u julu 2014., odnosno u aprilu 2015.). Generalno, prosečna pH vrednost je bila najveća u epilimnionu, a najmanja u hipolimnionu. Specifična provodljivost varirala je između 176 $\mu\text{S}/\text{cm}$ u aprilu 2015. u epilimnionu do 430 $\mu\text{S}/\text{cm}$ u decembru 2015. u donjem sloju. Specifična provodljivost metalimniona tj. srednjeg sloja bila je najmanja u decembru 2014., a najveća u decembru 2015. Koncentracija i saturacija rastvorenog kiseonika u vodi varirale su od 0,14 mg/l (1%) u donjem sloju u februaru 2014. do 19,61 mg/l (194%) u metalimnionu u avgustu 2015. Anoksija (koncentracija manja od 1 mg/l) u metalimnionskom sloju zabeležena je u avgustu i septembru 2014. (0,58 i 0,64 mg/l), a u donjem sloju u decembru 2013, februaru i oktobru 2014. i u decembru 2015. godine. Zanimljivo je da je u metalimnionu u avgustu 2014. godine zabeležena najniža, a u avgustu 2015. godine najviša vrednost koncentracije i saturacije kiseonikom (supersaturacija). Koncentracija hlorofila *a* na Vodozahvatu bila je najveća u metalimnionu (32,8 $\mu\text{g}/\text{l}$) u julu 2015. godine, dok je prosečna vrednost ovog parametra u istom sloju bila 9,1 $\mu\text{g}/\text{l}$. Prosečna primarna produkcija u epilimnionu (6,1 $\mu\text{g}/\text{l}$) je bila niža u odnosu na prosečnu vrednost u metalimnionu, a najveća je bila u septembru 2014. (13,9 $\mu\text{g}/\text{l}$). Najveća koncentracija hlorofila *a* u hipolimnionu je bila u junu 2014.

Ako se upoređuju dve istraživane godine prosečna temperatura gornjeg sloja tj. epilimniona bila je veća 2015. godine (16,53 °C) nego 2014. (14,54 °C). Ostale prosečne vrednosti (pH, elektroprovodljivost, koncentracija i saturacija rastvorenog kiseonika) bile su veoma slične za obe godine, jedino je prosek hlorofila *a* u epilimnionu bio nešto veći u 2014., nego u 2015. godini (7,2, naspram 4,8 $\mu\text{g}/\text{l}$). Poređenjem prosečnih vrednosti parametara u metalimnionu (ili srednjem sloju), veće razlike se primećuju za koncentraciju kiseonika, odnosno saturaciju kiseonikom. Ova dva parametra su imala veće prosečne vrednosti u 2015. godini (10,37 mg/l, 94%) u odnosu na 2014. (6,72 mg/l, 58%). Temperatura hipolimniona, odnosno donjeg sloja vode, bila je nešto veća 2014. (8,46 °C) u odnosu na 2015. (6,72 °C), dok su ostali parametri u hipolimnionu bili slični.

Koncentracija nutrijenata obuhvaćenih ovim istraživanjem bila je relativno niska tokom celog perioda istraživanja (sa izuzetkom novembra 2014., januara i februara 2015.) (Tabela 4.1.). Koncentracija nitrata kretala su se u opsegu od 0,05 mg/l u epilimnionu u oktobru 2015. do 0,84 mg/l u avgustu 2015. u hipolimnionu. U martu 2015. godine zabeležene su maksimalne vrednosti koncentracije nitrata u epi- i metalimnionu. Najveća prosečna vrednost je bila u hipolimnionu, a najmanja u epilimnionu. Koncentracija ortofosfata bila je u opsegu od 0,005 mg/l u septembru (epilimnion), oktobru (sva tri sloja) i decembru 2014. (središnji sloj), do 0,069 mg/l takođe u decembru 2014., ali u sloju blizu dna, a prosečna vrednost je u svakom sloju bila ista (0,015 mg/l). Odnos ukupnog azota i ukupnog fosfora kretao se od 2 u epilimnionu u septembru 2015. do 36 u hipolimnionu aprila 2015. Prosečne vrednosti ovog parametara u sva tri sloja bile su oko 12.

Tabela 4.1. Prosečne, minimalne i maksimalne vrednosti fizičkih i hemijskih parametara vode po slojevima na lokalitetu Vodozahvat.

Parametar	Epilimnion			Metalimnion			Hipolimnion		
	Min.	Prosek	Maks.	Min.	Prosek	Maks.	Min.	Prosek	Maks.
Temperatura vode (°C)	4,92	15,05	25,31	5,16	10,04	15,93	4,57	7,58	12,46
pH	8,2	8,7	9,2	7,3	8,2	9	7,2	7,7	8,6
Specifična provodljivost (µS/cm)	176	320	374	267	340	373	294	370	430
Koncentracija rastvorenog kiseonika (mg/l)	5,88	10,11	12,45	0,58	8,4	19,61	0,14	5,15	10,24
Saturacija kiseonikom (%)	49	102	143	6	75	194	1	41	79
Koncentracija hlorofila <i>a</i> (µg/l)	3,1	6,1	13,9	3,4	9,1	32,8	2,9	4,9	9,8
Nitrati (mg/l)	0,05	0,28	0,81	0,2	0,36	0,82	0,26	0,55	0,84
Ortofosfati (mg/l)	0,005	0,015	0,054	0,005	0,015	0,031	0,005	0,015	0,069
TN:TP	12	12	31	3	13	27	3	12	36

U Tabeli 4.2. prikazane su prosečne, minimalne i maksimalne vrednosti ispitivanih parametara za lokalitet Nikolići, odnosno sredinu akumulacije. Temperatura vode epilimniona bila je najmanja u februaru 2014. (5,24 °C), a najveća u julu 2015. (25,73 °C). U metalimnionu, minimalna temperatura je bila takođe u februaru 2014., dok je maksimalna bila u avgustu 2014. (15,4 °C). I u donjem sloju vode minimalna temperatura je bila u februaru 2014. (4,32 °C), dok je maksimalna bila u oktobru 2014. Primetno je da su prosečne vrednosti temperature sva tri sloja gotovo iste na lokalitetima Vodozahvat i Nikolići. pH vrednost je bila minimalna u decembru 2014. u sva tri sloja, a maksimalna u aprilu 2015., takođe u svim slojevima. Prosečne vrednosti pH bile su slične kod sva tri sloja. Specifična provodljivost varirala je u opsegu od 185 µS/cm u maju 2014. u hipolimnionu, do 324 µS/cm u epilimnionu u avgustu 2015. U proseku, provodljivost je bila najveća u epilimnionu, zatim u metalimnionu pa u hipolimnionu, za razliku od specifične provodljivosti na lokalitetu Vodozahvat. Koncentracija i saturacija kiseonikom bile su najmanje u septembru 2014. u hipolimnionu (1,7 mg/l, 16%), a najveće u septembru 2015. godine u metalimnionu (18,97 mg/l, 188%). Pored septembra, supersaturacija u metalimnionu je izmerena i u julu i avgustu 2015, dok je u epilimnionu bila prisutna u junu, julu i avgustu 2014. i u aprilu, julu i avgustu 2015. godine. Za razliku od Vodozahvata, na lokalitetu Nikolići nije bila prisutna anoksija. Prosečne koncentracije hlorofila *a* kod sva tri sloja su bile slične kao na Vodozahvatu, ali je maksimalna vrednost bila dosta niža na lokalitetu Nikolići (17,2 µg/l, u junu 2015. u metalimnionu).

Pošto je uzorkovanje vode na lokalitetu Nikolići izostalo tokom hladnijih meseci 2015. godine, nije moguće porediti prosečne vrednosti parametara između 2014. i 2015. godine. Ako poredimo srednje vrednosti perioda u 2015. godini kada je bilo uzorkovanja sa istim periodom u 2014. godini onda je temperatura epilimniona bila veća u 2015. (19,15 °C) u odnosu na 2014. (17,42 °C), ali su temperature meta- i hipolimniona bile nešto veće u 2014. Od ostalih parametara postojale su veće razlike u odnosu na koncentraciju kiseonika i njegovu saturaciju u sloju metalimnina. Te dve prosečne vrednosti su bile veće u 2015. (12,51 mg/l, 115%) u odnosu na 2014. godinu (8,18 mg/l, 74%). Kao i na lokalitetu Vodozahvat, i na lokalitetu Nikolići prosečna koncentracija hlorofila *a* bila je veća 2014. godine u epilimnionu (7,8 µg/l) u odnosu na 2015. (4,2 µg/l). Sa druge strane, koncentracija hlorofila *a* u metalimnionu je bila u proseku veća 2015. godine (11,6 µg/l) u odnosu na 2014. godinu (8,6 µg/l).

Koncentracija nitrata se kretala u opsegu od 0,03 mg/l u metalimnionu u julu i avgustu 2015. do 0,85 mg/l u aprilu 2015. u hipolimnionu (Tabela 4.2.). U martu 2015. godine zabeležene su maksimalne vrednosti koncentracije nitrata u epi- i metalimnionu (0,79 mg/l). Najveća prosečna vrednost je bila u hipolimnionu, a najmanja u epilimnionu, kao i na Vodozahvatu. Koncentracija ortofosfata bila je u opsegu od 0,005 mg/l u septembru i oktobru 2014. do 0,063 mg/l u avgustu 2015. u epilimnionu. Kao i na lokalitetu Vodozahvat, maksimalne koncentracije ortofosfata su bile niže u metalimnionu u odnosu na epi- i hipolimnion, ali su prosečne vrednosti bile približno iste u sva tri sloja. Odnos ukupnog azota i ukupnog fosfora kretao se od 2 u metalimnionu u septembru 2015. do čak 101 u epilimnionu juna 2015. Visoke vrednosti ovog parametra (preko 50) su bile zabeležene i u hipolimnionu u aprilu, maju i junu 2015.

Tabela 4.2. Prosečne, minimalne i maksimalne vrednosti fizičkih i hemijskih parametara vode po slojevima na lokalitetu Nikolići.

Parametar	Epilimnion			Metalimnion			Hipolimnion		
	Min.	Prosek	Maks.	Min.	Prosek	Maks.	Min.	Prosek	Maks.
Temperatura vode (°C)	5,24	15,79	25,73	4,58	10,44	15,4	4,32	7,57	13,82
pH	7,6	8,7	9,4	7,5	8,4	9	7,5	8	8,7
Specifična provodljivost (µS/cm)	211	266	324	216	247	289	185	228	285
Koncentracija rastvorenog kiseonika (mg/l)	6,85	10,52	12,54	3,19	9,71	18,97	1,7	7,42	10,28
Saturacija kiseonikom (%)	62	106	140	32	87	188	16	60	80
Koncentracija hlorofila <i>a</i> (µg/l)	2,6	5,9	15,9	3,6	9,3	17,2	3,6	5,5	10,2
Nitrati (mg/l)	0,05	0,25	0,79	0,03	0,4	0,79	0,28	0,58	0,85
Ortofosfati (mg/l)	0,005	0,017	0,063	0,006	0,015	0,038	0,005	0,018	0,061
TN:TP	2	21	101	12	15	48	4	30	93

Minimalne, maksimalne i srednje vrednosti parametara za najbliži deo akumulacije Vrtutci, Omar, prikazane su u Tabeli 4.3. Ovaj lokalitet više odgovara reci nego akumulaciji i na njemu nikada nema uslova za uspostavljanje termičke stratifikacije vodenog stuba. Najniža temperatura vode bila je u decembru 2014. (1,63 °C), a najviša u julu 2015. godine (26,67 °C). Prosečna temperatura je bila 15,16 °C, isto kao i u epilimnionu lokaliteta Vodozahvat i Nikolići. pH vrednost je bila u opsegu od 7,6 u septembru 2015., do 9,2 u aprilu 2015. godine. U proseku voda lokaliteta Omar bila je umereno alkalne reakcije. Specifična provodljivost je bila najmanja u avgustu 2014., a najveća u decembru 2013. (393 µS/cm). Prosečna koncentracija rastvorenog kiseonika u vodi je bila 10,38 mg/l, a saturacija 100%. Minimalna prosečna koncentracija rastvorenog kiseonika izmerena je u avgustu 2015., a maksimalna u aprilu 2015. Najmanja zasićenost kiseonikom bila je 75% (decembar 2014.), a najveća 141% u julu 2015. godine, i bila je slična kao u epilimnionu ostala dva lokaliteta. Prosečna biomasa fitoplanktona izražena preko koncentracije hlorofila *a* u najblićem delu akumulacije bila je 7,3 µg/l, nešto veća nego u epilimnionu ostala dva lokaliteta. Maksimalna koncentracija hlorofila *a* izmeren je u septembru 2014., a minimum u martu 2015. godine.

Kada se porede dve ispitivane godine, na lokalitetu Omar nije bilo većih razlika u vrednostima ispitivanih parametara.

Nitrati su se kretali u opsegu od 0,04 mg/l (avgust 2015.) do 0,68 mg/l (maj 2015). Prosečna vrednost je bila slična kao u epilimnionu druga dva lokaliteta (0,29 mg/l). Ortofosfati su bili najveći u avgustu 2015. (0,08 mg/l) i ujedno najveći izmereni na sva tri lokaliteta. Takođe, prosečna vrednost koncentracije ortofosfata na lokalitetu Omar (0,025 mg/l) je bila veća u odnosu na Vodozahvat i Nikoliće. TN:TP odnos bio je po vrednostima sličniji Nikolićima nego Vodozahvatu. Najmanji je bio u julu 2015., a najveći u maju 2015. Prosečna vrednost je bila 21 isto kao u epilimnionu na lokalitetu Nikolići.

Tabela 4.3. Prosečne, minimalne i maksimalne vrednosti fizičkih i hemijskih parametara vode na lokalitetu Omar.

Parametar	Min.	Prosek	Maks.
Temperatura vode (°C)	1,63	15,16	26,67
pH	7,6	8,6	9,2
Specifična provodljivost (µS/cm)	300	348	393
Koncentracija rastvorenog kiseonika (µg/l)	7,34	10,38	11,99
Saturacija kiseonikom (%)	75	100	141
Koncentracija hlorofila <i>a</i> (µg/l)	4,6	7,3	12,5
Nitrati (mg/l)	0,04	0,29	0,68
Ortofosfati (mg/l)	0,005	0,025	0,08
TN:TP	2	21	88

4.1.1. Prostorna i vremenska dinamika fizičkih i hemijskih parametara

Akumulacija Vrutci ima vrednost denzimetrijskog Frudovog broja od 0,004, koja ukazuje na uslove za pojavu snažne letnje stratifikacije koja direktno utiče na promenu parametara vode duž vodenog stuba tokom vremena.

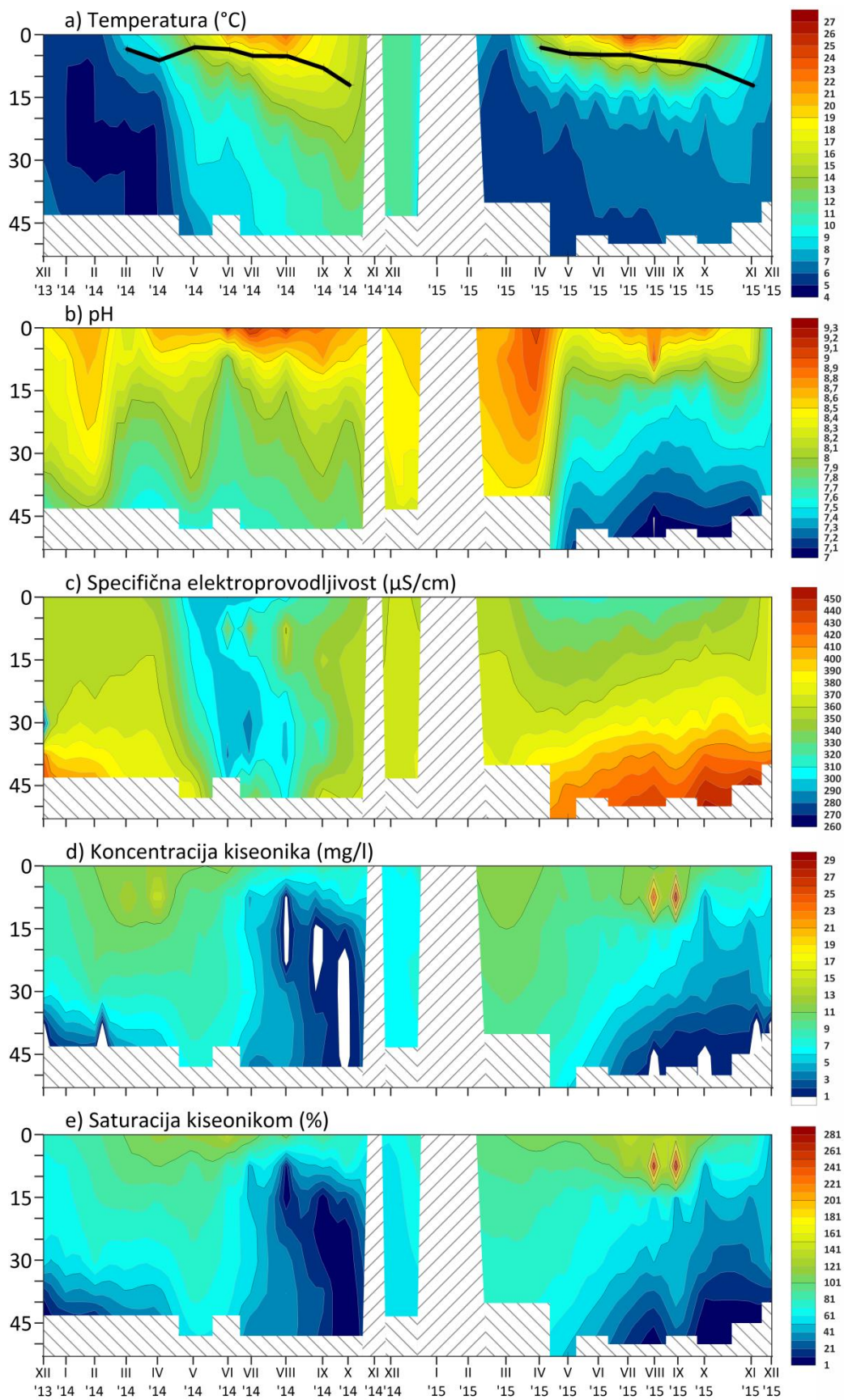
4.1.1.1. Lokalitet Vodozahvat



Na grafiku 4.3. prikazana je prostorna i vremenska dinamika osnovnih fizičkih i hemijskih parametara na lokalitetu Vodozahvat. Takođe, opise grafika prate i terenska zapažanja iz terenskog dnevnika. Tokom perioda letnje stratifikacije jasno se uočavaju slojevi: epilimnion, metalimnion i hipolimnion (Grafik 4.3.a). Poznu jesen i rano proleće karakterišu periodi cirkulacije, dok je tokom zime akumulacija takođe bila u cirkulaciji usled blagih zima kada se ne formira ledeni pokrivač. U decembru 2013. i januaru i februaru 2014. godine površinski sloj vode bio je nešto hladniji od sloja blizu dna (5,92 °C naspram 6,51 °C u decembru, 5,78 °C naspram 5,85 °C u januaru i 5,16 °C naspram 5,5 °C u februaru). Ova temperaturna inverzija ukazuje da je akumulacija tada bila meromiktična tj. da se vodena kolona nije u potpunosti pomešala, kao posledica toga što nisu radili temeljni ispusti na brani. Primetan je nizak vodostaj i vide se tamnocrveni preliv i skrame po površini vode. Površinski sloj vode počinje da se zagreva i u martu 2014. već se uspostavlja termalna stratifikacija. Metalimnion se prostirao od 3 do 18 m (termoklina na 3,5 m). U aprilu gornja granica metalimniona je bila na 6 m, a donja na 18 m (termoklina 6,1 m). Usled ekstremno velike količine padavina u maju 2014. došlo je do brzog zagrevanja hipolimniona, a termoklina se pomerila 3 m ka površini vode tako da se metalimnion prostirao od 3 do 6 m. Voda nije imala crvenkasti preliv. Nakon uspostavljanja stabilnih uslova i pošto voda nije ispuštana u većoj količini nastavilo se formiranje stabilne stratifikacije. U junu se metalimnion formirao na dubini od 3 do 18 m (termoklina na 3,5 m) i uočljiv je preliv tamne boje, a na površini vode su se videle "loptice" od pretežno neaktivnih trihoma *P. rubescens*. U julu mesecu je došlo do smanjenja nivoa vode akumulacije, takođe su se uočavale "loptice" u površinskom sloju, a metalimnion se pomerio i

nalazio se od 6 do 18 m. Tokom avgusta voda se i dalje ispuštala iz akumulacije, a boja vode je bila zelena i bistrija. Sloj metalimniona se prostirao od 6 do 31 m, a temperatura površine vode je dostigla godišnji maksimum od 23,05 °C. Nakon toga došlo je do hlađenja epilimniona u septembru (18 °C), a metalimnion se nalazio od 10 do 31 m. U oktobru je metalimnion dostigao najveću dubinu (od 10 do 43 m, termoklina 12 m) što znači da je stratifikacija bila nestabilna, pa se metalimnion preklapao sa hipolimnionom u velikoj meri. Temperatura vode je duž celog vodenog stuba bila oko 11 °C u decembru 2014. U martu 2015. godine bila je prisutna prolećna potpuna cirkulacija sa temperaturom vode od oko 5 °C. Sa ubrzanim zagrevanjem vode formirao se sloj bez mešanja tj. metalimnion u aprilu, na dubini od 3 do 10 m. Tokom maja meseca voda se i dalje brzo zagrevala, pa je temperatura na površini bila 19,92 °C, a termoklina na 4,5 m. U junu mesecu vodena kolona je bila jako stratifikovana (metalimnion od 6 do 12 m), a najjača stratifikacija bila je u julu mesecu kada je zabeležena najveća temperatura površine vode (27 °C). Nakon toga, postojao je negativni priliv toplote u akumulaciji, pa je temperatura površine vode u avgustu bila 23,66 °C, a u septembru 21,22 °C. Stabilan metalimnion se tokom oba meseca nalazio na dubini od 6 do 10 m. U oktobru 2015. metalimnion se nalazio u tankom sloju od 8 do 10 m, a u novembru od 12 do 15 m. Voda epilimniona je progresivno prodirala u metalimnion, a temperatura metalimniona se približavala temperaturi hipolimniona. Rezultat je bio nestanak termokline u decembru 2015. Tokom zimske cirkulacije temperatura vode bila je ujednačena, oko 7 °C.

Profili pH vrednosti vode na lokalitetu Vodozahvat tokom perioda istraživanja prikazani su na Grafiku 4.3.b. U decembru 2013. pH vrednost vode na površini je iznosila 8,4 i kontinuirano se smanjivala sa dubinom, tako da je u sloju vode blizu dna bila 7,6. U januaru i februaru 2014. pH vode na površini bila je nešto veća u odnosu na decembar (8,5 i 8,6, redom), i takođe se kontinuirano smanjivala sa dubinom, do vrednosti od 7,9. Sa uspostavljanjem termalne stratifikacije pH epilimniona se smanjuje (8,2), a vrednosti u hipolimnionu su bile ispod 8. U aprilu 2014. pH površine vode je ponovo porasla (8,6), a ista vrednost je bila zabeležena i u maju iste godine. pH vrednosti površine vode su bile visoke tokom juna, jula i avgusta (9,2; 9,3 i 9,1 redom). U junu mesecu vrednost pH u metalimnionu i hipolimnionu kontinuirano je opadala sa dubinom od 7,9 do 7,6, u julu od 8,3 do 7,5, a u avgustu od 8,4 do 7,7. U septembru i oktobru sa početkom erozije termokline pH opseg od površine do dna bio je manji u odnosu na prethodne mesece. U decembru 2014. pH vrednost vode je sa dubinom kontinuirano opadala od 8,5 do 8,2. Na početku drugog dela perioda istraživanja pH vrednost je bila relativno visoka, iznad 8,3, a sa formiranjem stratifikacije dostiže maksimum u epilimnionu (9,2). U maju 2015. vrednosti kontinuirano opadaju sa dubinom i kreću se od 8,4 do 7,1. Slično je bilo i u junu i julu. Nakon toga primetna je visoka pH vrednost u avgustu u metalimnionu (9), a u septembru i oktobru vertikalni profili su slični kao u junu i julu. Pred kraj letnje stratifikacije u novembru pH nije prelazila 8,3, a na početku cirkulacije je imala ujednačenu vrednost duž vodene kolone.

Specifična provodljivost vode na lokalitetu Vodozahvat, prikazana na Grafiku 4.3.c, bila je generalno veća u dubljim slojevima vode ispod 35 m, tokom gotovo celog perioda istraživanja. Koncentracija jona rastvorenih soli u vodi bila je ujednačena od decembra 2013. do maja 2014. godine. Jedino je u decembru 2013. primetna niska provodljivost na dubini od 31 m (260 $\mu\text{S}/\text{cm}$), što je bila i najniža zabeležena vrednost tokom celog perioda uzorkovanja. Nakon obilnih padavina u maju 2014. provodljivost u sva tri sloja vode je opala. Tokom perioda stabilne stratifikacije (jun-avgust), elektroprovodljivost metalimniona je imala veće vrednosti od onih zabeleženih u epilimnionu i hipolimnionu. U junu mesecu metalimnion je imao vrednost za provodljivost od 306 $\mu\text{S}/\text{cm}$, u julu 319 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a u avgustu 330 $\mu\text{S}/\text{cm}$. U septembru i oktobru specifična provodljivost metalimniona se ujednačavala, a u epilimnionu je bila nešto manja u odnosu na slojeve ispod. U 2015. godini provodljivost se nije drastično menjala kao u 2014. godini. U martu je bila ujednačena duž vodene kolone, a sa formiranjem termalne stratifikacije provodljivost je kontinuirano rasla sa povećanjem dubine i nije bilo nikakvih poremećaja ovakvog obrasca distribucije. Najveća vrednost je bila zabeležena u oktobru i novembru u sloju vode blizu dna (453 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i 458 $\mu\text{S}/\text{cm}$, redom).



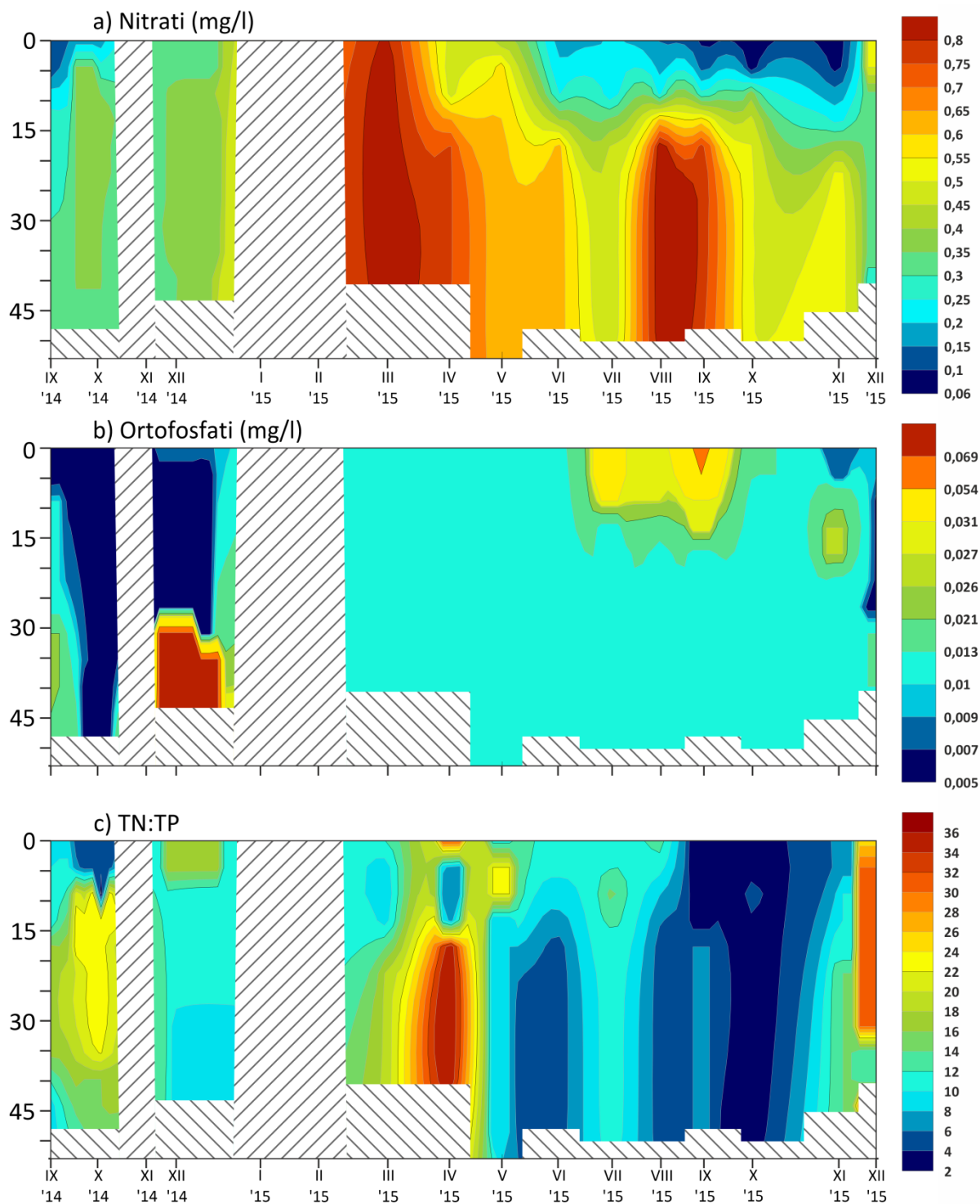
Grafik 4.3. Prostorna i vremenska dinamika fizičkih i hemijskih parametara vode na lokalitetu Vodozahvat, a) crna linija označava položaj termokline;  dno akumulacije,  nedostatak podataka.

Na Graficima 4.3.d i 4.3.e prikazane su prostorna i vremenska dinamika rastvorenog kiseonika i njegove saturacije. U decembru 2013. koncentracija i saturacija kiseonikom su bile ujednačene duž vodene kolone, izuzev u sloju vode blizu dna bila je prisutna anoksija (0,6 mg/l). Tokom ostalih zimskih meseci nastavio se isti trend. Na 43 m bila je zabeležena hipoksija u januaru (1,21 mg/l), odnosno anoksija u februaru mesecu (0,52 mg/l). Tokom proleća, koncentracija kiseonika na 6 m je bila nešto veća nego u epilimnionu (13 mg/l u martu, 14 mg/l u aprilu). Nakon padavina u maju 2014. koncentracija kiseonika na 6 m je opala sa 14 mg/l na 9 mg/l i bila je ujednačena sve do dna akumulacije. U junu mesecu se nastavio isti trend koncentracije kiseonika i njegove saturacije. Kao što se jasno uočava na graficima, od jula meseca potpuno se promenila vertikalna distribucija kiseonika. Koncentracija i saturacija kiseonika su bile u značajnom opadanju od 6 m dubine, tj. u metalimnionu. Tako je koncentracija u epilimnionu u julu i avgustu bila oko 10 mg/l (130%), a u metalimnionu oko 5 mg/l (44%) i 0,6 mg/l (17%), redom. Sa erozijom metalimniona u septembru i oktobru 2014. godine, koncentracija kiseonika se i dalje smanjivala, pa je u epilimnionu iznosila 8 mg/l (87%), dok je u metalimnionu zabeležena anoksija u septembru (0,6 mg/l), odnosno hipoksija u oktobru (1,7 mg/l). Tokom decembra 2014., koncentracija kiseonika je oko 6 mg/l (55%) duž cele vodene kolone. U martu, aprilu, maju i junu 2015. godine, distribucija kiseonika u vodi lokaliteta Vodozahvat je slična i ujednačena, tj. opada sa dubinom. U julu rastvoreni kiseonik je počeo da bude veći u meta- u odnosu na epilimnion, a u avgustu i septembru postojala je jasna razlika. Koncentracija kiseonika je bila 27 mg/l na 6 m u avgustu, a 29 mg/l na istoj dubini u septembru. Takođe, tada je zabeležena i supersaturacija kiseonikom (275% i 281%, redom). Sa slabljenjem stratifikacije u oktobru i novembru, koncentracija kiseonika se drastično smanjuje tako da je na 6 m imala vrednost od 11 mg/l (oktobar 2015.) i 9 mg/l (novembar 2015.). Anoksija je tokom 2015. godine bila prisutna u avgustu na 50 m dubine (dno), u oktobru na dubini od 40 do dna, u novembru takođe od 40 m do dna, i u decembru na samom dnu vodenog stuba.

Na Grafiku 4.4. prikazana je prostorna i vremenska dinamika osnovnih nutrijenata na lokalitetu Vodozahvat. Koncentracija nitrata (Grafik 4.4.a) je na početku perioda merenja u septembru 2014. bila najveća u hipolimnionu (0,31 mg/l), a najmanja u epilimnionu (0,1 mg/l). Na kraju perioda stratifikacije meta- i hipolimnion su se preklapali, pa su i vrednosti nitrata bile slične (oko 0,3 mg/l), dok je koncentracija u epilimnionu bila manja (0,173 mg/l). U decembru koncentracija nitrata duž vodenog stuba bila je ujednačena. Na početku merenja u 2015. godini izmerene su najveće koncentracije nitrata tokom celog perioda merenja (0,82 mg/l). Sa formiranjem termalne stratifikacije u aprilu 2015., vrednosti nitrata su i dalje bile visoke u hipolimnionu, a u epi- i metalimnionu se smanjuju (0,492 mg/l i 0,476 mg/l, redom). U maju se povećava koncentracija u metalimnionu (0,578 mg/l), a u hipolimnionu se smanjuje (0,612 mg/l). Tokom perioda stabilne stratifikacije (najtoplijih meseci u godini) koncentracije nitrata u epi- i metalimnionu veoma su se smanjile. Tako je u junu bila izmerena koncentracija od 0,184 mg/l u epi- i 0,248 mg/l u metalimnionu. U julu se smanjuje koncentracija i u hipolimnionu (0,46 mg/l). Na vrhuncu letnje stratifikacije u avgustu, drastično se povećala koncentracija nitrata u hipolimnionu (0,838 mg/l). U septembru 2015. utvrđena je niska koncentracija nitrata, u epilimnionu (0,095 mg/l), i metalimnionu (0,232 mg/l). Nakon toga, u oktobru su bile izmerene najmanje vrednosti nitrata tokom celog perioda merenja, na dubini od 0 do 6 m (epilimnion). Na kraju stratifikacije vrednosti u epilimnionu su i dalje bile niske (0,077 mg/l) da bi se u decembru povećale (0,5 mg/l).

Promena koncentracije ortofosfata prikazana je na Grafiku 4.4.b. Na početku perioda uzorkovanja vode koncentracije su bile niske, u epilimnionu 0,005 mg/l, a u meta- i hipolimnionu 0,01 mg/l odnosno 0,021 mg/l. Nakon perioda stratifikacije u 2014. godini, zanimljivo je da su u površinskom i srednjem sloju izmerene veoma niske koncentracije (0,009 mg/l i 0,005 mg/l, redom), dok je u isto vreme koncentracija u sloju vode blizu dna bila najveća izmerene na Vodozahvatu tokom celog perioda istraživanja (0,069 mg/l). U martu, aprilu, maju i junu mesecu 2015. godine, koncentracije ortofosfata se nisu menjale i bile su iste u sva tri sloja (0,01 mg/l). Od jula meseca u epi- i metalimnionu došlo je do porasta koncentracije ortofosfata tako da je iznosila 0,031 mg/l. U avgustu 2015., u istim slojevima vode koncentracija je bila 0,027 mg/l, da bi se u septembru mesecu

u epilimnionu povećala na 0,054 mg/l. Na početku jesenjeg perioda, koncentracija ortofosfata u epilimnionu veoma je opala (0,013 mg/l). U novembru, izmjerena je najveća vrednost ortofosfata u metalimnionu (0,026 mg/l), dok je u isto vreme u epilimnionu koncentracija bila jako niska, samo 0,007 mg/l.



Grafik 4.4. Prostorna i vremenska dinamika nutrijenata na lokalitetu Vodozahvat; dno akumulacije, nedostatak podataka.

Dinamika odnosa ukupnog azota i ukupnog fosfora prikazana je na Grafiku 4.4.c. Na kraju perioda stratifikacije u 2014. godini, odnos TN:TP je bio najveći u metalimnionu (17). Dalje se zapaža njegov rast u oktobru u središnjem sloju (23), dok je u gornjem sloju utvrđen pad sa 10 na 5. U decembru, TN:TP je bio najveći u površinskom sloju vode (17), zatim u srednjem sloju (10) i

najmanji u donjem sloju (8). U proleće 2015. godine, odnos je bio najmanji u srednjem sloju (9), a najveći u donjem (19). Na početku stratifikacije jako se povećao odnos u epilimnionu (31) i hipolimnionu (36), dok je u metalimnionu odnos bio 7. U maju odnosi u epi- i hipolimnionu su veoma opali (11 u epilimnionu, 8 u hipolimnionu), a u metalimnionu odnos se jako povećao (22). U junu mesecu, odnos u metalimnionu je opet bio ispod 10, a u epi- i hipolimnionu se nije mnogo promenio. U julu mesecu, TN:TP odnos je porastao u meta- (15) i hipolimnionu (11), dok je u epilimnionu odnos bio 10. U avgustu odnos je porastao u epi-, a smanjio se u meta- i hipolimnionu. Pred kraj perioda stratifikacije TN:TP odnos naglo opada u epi- i metalimnionu (3). U oktobru opao je i u hipolimnionu (3). Na kraju perioda istraživanja u novembru i decembru 2015. godine, TN:TP odnos raste. U novembru je bio najmanji u epi- (7), zatim u meta- (10), a najveći u hipolimnionu (14). U decembru, odnosi ukupnog azota i ukupnog fosfora su se jako povećali, sa vrednostima od 25 u epi- i 30 u metalimnionu.

4.1.1.2. Lokalitet Nikolići

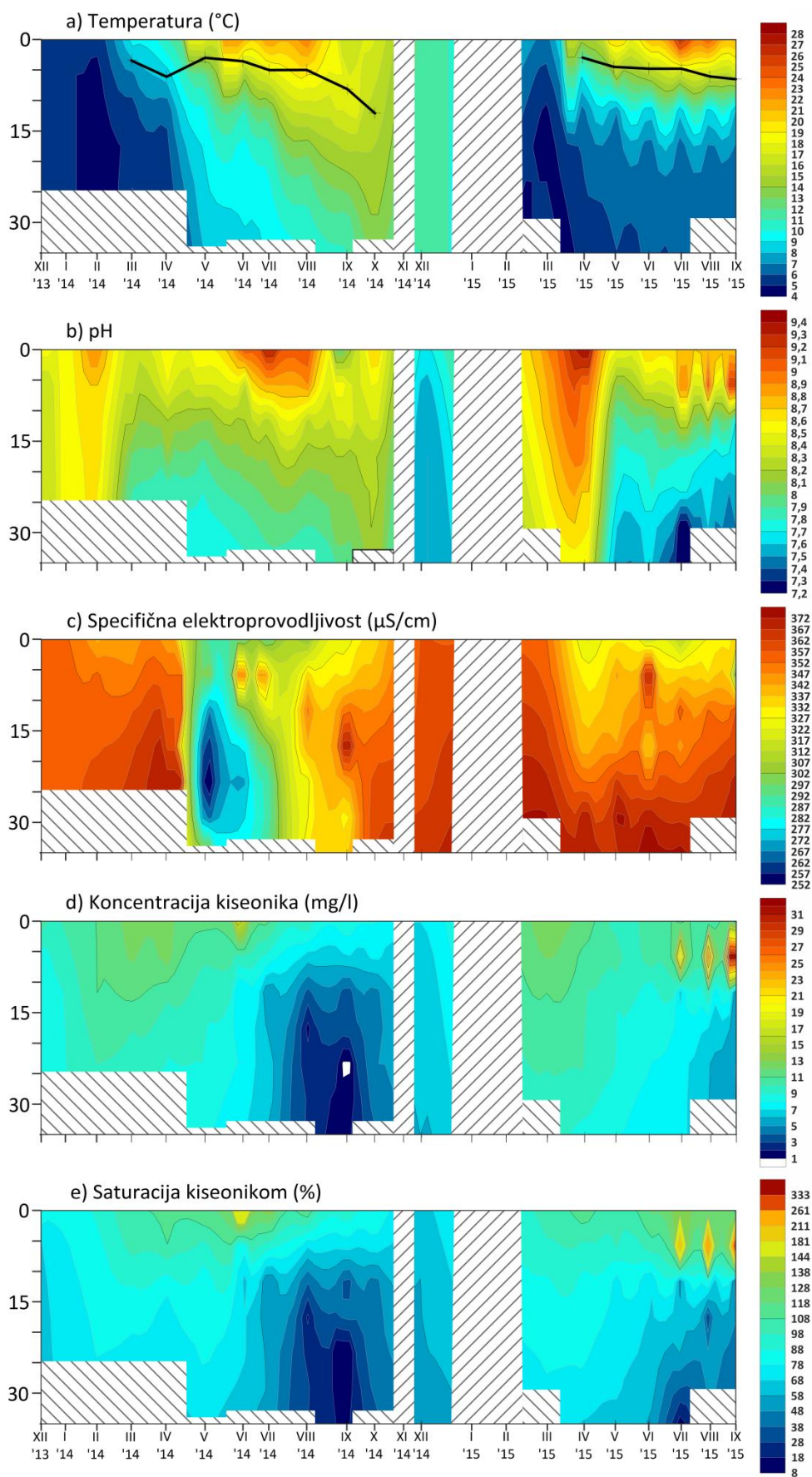
Na Grafiku 4.5. prikazana je prostorna i vremenska dinamika osnovnih fizičkih i hemijskih parametara vode na sredini akumulacije Vrutci, lokalitet Nikolići. Na prvi pogled se uočava da su temperaturni profili na lokalitetima Vodozahvat i Nikolići bili veoma slični (Grafici 4.4.a i 4.5.a). Termoklina je u stabilnim uslovima bez vetra, kad nema značajnijih pritoka, uvek horizontalna, tako da je ona bila na istoj dubini na oba lokaliteta. Na početku perioda istraživanja, tokom zimskim meseci, dolazilo je do potpunog mešanja vodene kolone. Temperatura vodenog stuba bila je ujednačena u decembru 2013. i januaru 2014. (oko 5 °C), dok je u februaru bila nešto niža u odnosu na decembar i januar, isto kao i na lokalitetu Vodozahvat. U martu mesecu, površinski sloj vode se zagrevao (9,62 °C) i počelo je formiranje stratifikacije, a metalimnion se nalazio od 3 do 9 m dubine. Zagrevanje vode je nastavljeno u prolećnim mesecima. U aprilu, metalimnion se prostirao od 6 do 9 m, a u maju je došlo do pomeranja metalimniona nakon obilnih padavina (od 3 do 9 m). Nakon toga, nastavlja se formiranje stabilne stratifikacije, pa je u junu metalimnion bio od 3 do 13 m, a u julu od 6 do 17 m. U avgustu mesecu 2014. vodena kolona je bila najstabilnija, a metalimnion se prostirao od 6 do 21 m. Temperatura površine vode iznosila je 23,19 °C. Nakon toga, površina akumulacije je počela da se hladi, pa je i stratifikacija postajala nestabilna. U septembru metalimnion je bio od 9 do 25 m dubine, a u oktobru od 6 do 25 m. Tokom decembra 2014. temperatura vodenog stuba je bila oko 11 °C. Na početku proleća 2015. godine, zabeležena je prolećna cirkulacija vode, a termoklina je počela da se formira od aprila meseca. Tada se metalimnion nalazio od 3 do 10 m, kao i na lokalitetu Vodozahvat. Maja meseca temperatura epilimniona je brzo rasla (19,79 °C), a gornja granica metalimniona je bila na 4 m. U junu mesecu zagrevanje se nastavilo, i metalimnion je bio stabilan. Najveća temperatura vode na lokalitetu Nikolići izmerena je u julu 2015., sa površine akumulacije (28 °C), kada se stabilan metalimnion nalazio na dubini od 6 do 10 m. U avgustu se površina akumulacije hladila (24,12 °C), ali je metalimnion i dalje ostao na istoj dubini. U septembru je površina vode imala vrednost temperature od 21,3 °C. Može se primetiti da je stratifikacija bila stabilnija u 2015., nego u 2014. godini.

Dinamika pH vrednosti vode sa lokaliteta Nikolići prikazana je na Grafiku 4.5.b. Uočljivo je da je promena pH sa dubinom i po mesecima bila slična kao na lokalitetu Vodozahvat. U decembru 2013. pH površine vode bila je 8,5, a ispod 3 m je bila ujednačena (8,3). U januaru 2014. vrednosti su bile potpuno ujednačena (8,5), dok je u februaru izmereno 8,9 na površini, odnosno 8,6 na 25 m dubine. Zbog manje dubine vode na ovom lokalitetu, manji je i opseg promene pH vrednosti sa dubinom u odnosu na Vodozahvat. Na početku stratifikacije, pH površine vode se smanjuje (8,3), a vrednosti u hipolimnionu su ispod 8 (kao i na Vodozahvatu). U aprilu, pH vrednost epilimniona raste (8,5), a ista vrednost je bila izmerena i u maju mesecu. Tokom letnjih meseci, pH epilimniona bila je visoka, tj. bazne reakcije (9,3, 9,1 i 9,2). Pred kraj stratifikacije, u septembru, pH površine vode je bila 8,0 a najveća vrednost je izmerena na 6 m (8,5), dok je u oktobru mesecu ponovo postojao negativan gradijent duž vodene kolone. Slično kao i na Vodozahvatu, na početku merenja

u 2015. godini, pH vrednost je bila visoka, posebno u aprilu u epilimnionu, kada je dostigla maksimum (9,4). U maju mesecu vrednosti su opale u sva tri sloja vode (8,5 epi-, 8,1 meta- i 7,7 hipolimnion). Sličan trend opadanja vrednosti pH vode sa dubinom je nastavljen i u junu. Kao i u maju, i u junu pH je opadala sa dubinom. Nakon toga, u julu, avgustu i septembru utvrđen je diskontinuitet vrednosti pH na 6 m dubine gde su zabeležene veće vrednosti u odnosu na epilimnion (8,9, 9,1 i 9,2, redom).

Na Grafiku 4.5.c prikazana je specifična provodljivost vode po dubini, tokom perioda istraživanja. Kao i na Vodozahvatu, vrednosti su bile visoke i ujednačene od decembra 2013. do maja 2015. godine. U maju 2014. godine, provodljivost je naglo opala u sva tri sloja, na 6 i 34 m je bila najveća (300), a na dubini od 21 do 25 m najmanja (252 $\mu\text{S}/\text{cm}$). U junu, julu, avgustu i septembru provodljivost je opet rasla, i najveće vrednosti imala u metalimnionu (316 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 324 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 342 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i 354 $\mu\text{S}/\text{cm}$, redom). Na početku jesenje cirkulacije provodljivost je bila najveća na većim dubinama. Tokom 2015. godine vrednosti provodljivosti su se kretale u užem opsegu nego u 2014. U martu 2015. je bila ujednačena duž vodene kolone, a sa formiranjem termalne stratifikacije provodljivost je kontinuirano rasla sa dubinom sve do juna meseca kada je bila veća u meta- u odnosu na hipolimnion, i ovo je razlika u odnosu na Vodozahvat. Nakon toga, od jula meseca provodljivost je ponovo bila najmanja u epi-, zatim u meta-, a najveća u hipolimnionu sve do kraja perioda istraživanja.

Prostorna i vremenska dinamika rastvorenog kiseonika i njegova zasićenost u vodi za lokalitet Nikolići, prikazane su na Graficima 4.5.d i 4.5.e. U decembru 2013. godine koncentracija i saturacija su bile ujednačene duž celog vertikalnog profila. U prvoj polovini 2014., sve do juna meseca, vrednosti koncentracije i saturacije su kontinuirano opadale sa povećanjem dubine. U junu je koncentracija i saturacija bila najveća na 3 m dubine (17,4 mg/l, 181%). Nakon toga, vertikalni profili kiseonika su ponovo bili uobičajeni, ali je u hipolimnionu koncentracija kiseonika veoma brzo opadala. Hipoksija je postojala u avgustu na 17 m dubine, kao i u septembru na 30 m i 35 m, dok je u isto vreme na 25 m zabeležena anoksija (0,84 mg/l). U decembru 2014., koncentracija kiseonika je bila ujednačena, oko 6 mg/l (58%), duž vodene kolone. Kao i na Vodozahvatu, u martu, aprilu, maju i junu 2015., koncentracija kiseonika u vodi opadala je sa dubinom. U julu, avgustu i septembru rastvoreni kiseonik je bio veći u meta- u odnosu na epilimnion. U metalimnionu u julu koncentracija je bila 12,77 mg/l, saturacija 121%; u avgustu 13,09 mg/l, odnosno 126%; u septembru 18,97 mg/l, odnosno 187%. U septembru je izmerena najveća koncentracija/saturacija tokom celog perioda istraživanja i to na 6 m dubine (32,5 mg/l, 333%).

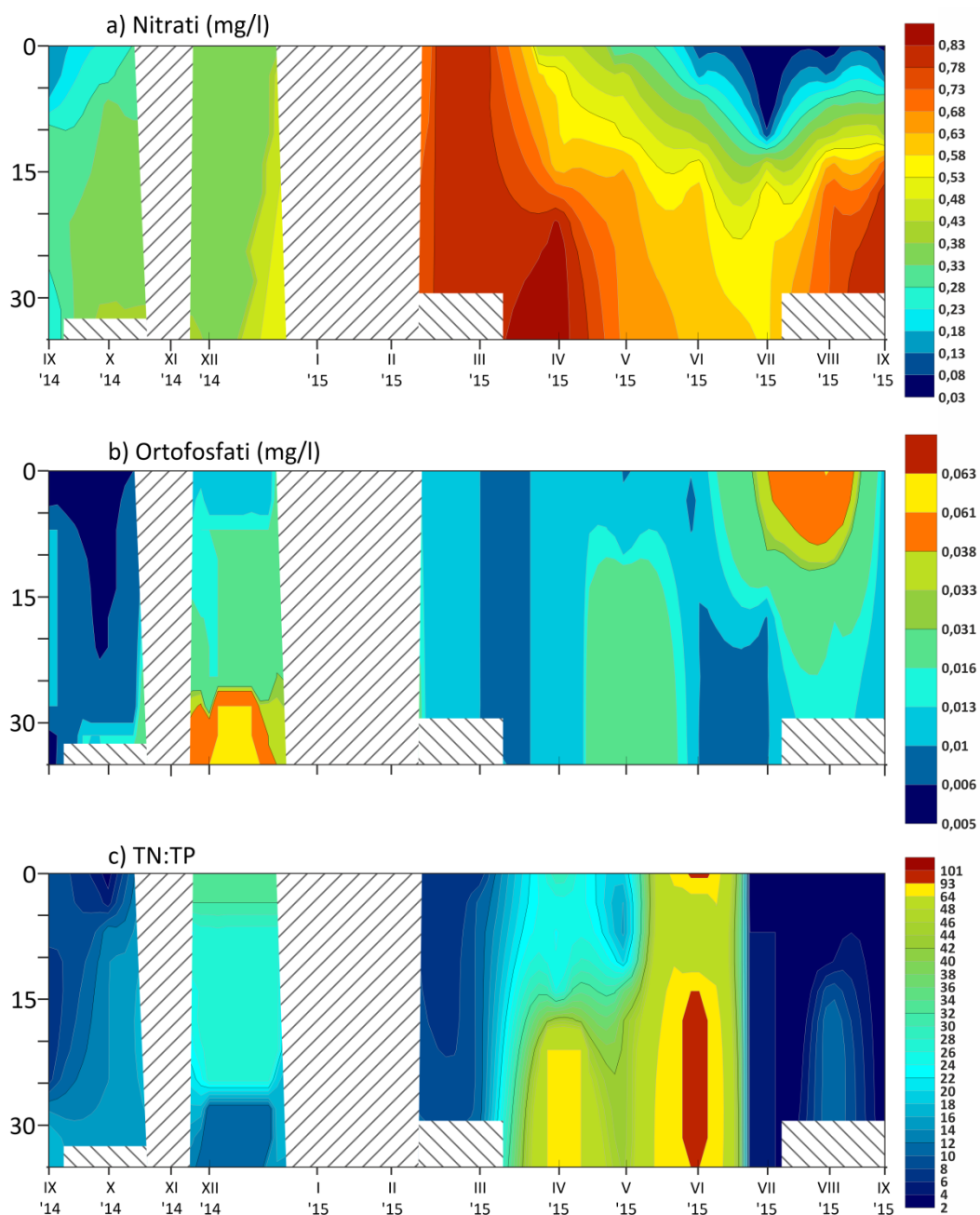


Grafik 4.5. Prostorna i vremenska dinamika fizičkih i hemijskih parametara na lokalitetu Nikolići, a) crna linija označava položaj termokline;  dno akumulacije,  nedostatak podataka.

Na Grafiku 4.6. prikazana je dinamika nitrata, ortofosfata i odnosa ukupnog azota i fosfora za lokalitet Nikolići. Koncentracija nitrata na početku perioda istraživanja (septembar 2014.), bila je najveća u metalimnionu (0,32 mg/l), najmanja u epilimnionu (0,13 mg/l), dok je u oktobru u hipolimnionu izmerena najveća vrednost (0,386 mg/l). Koncentracije nitrata su bile slične duž vodenog stuba tokom decembra 2014. godine. U martu i aprilu 2015. izmerene su najveće vrednosti nitrata tokom celog perioda merenja. Na sve tri dubine u martu je izmerena koncentracija od 0,795 mg/l, dok je u aprilu na početku stratifikacije koncentracija u epilimnionu bila najmanja (0,435 mg/l), a u hipolimnionu najveća (0,849 mg/l). U maju i junu koncentracija je opadala u svim slojevima da bi u julu dostigla apsolutni minimum u metalimnionu na dubini od 6 do 10 m (0,03 mg/l). U isto vreme u epilimnionu je koncentracija nitrata bila 0,05 mg/l, a ista je ostala i u avgustu. U metalimnionu u avgustu koncentracija nitrata se veoma povećala (0,348 mg/l), a počela je da raste i u hipolimnionu. Trend porasta koncentracije nitrata se nastavio i u septembru 2015.

Na grafiku dinamike ortofosfata u vodi na lokalitetu Nikolići (Grafik 4.6.b) primećuje se da su vrednosti ovog nutrijenta bile niske tokom većeg dela perioda istraživanja. U septembru 2014. u epilimnionu i hipolimnionu koncentracija je bila 0,005 mg/l, a u metalimnionu 0,01 mg/l. U oktobru koncentracije u epi- i hipolimnionu nisu se promenile, a u metalimnionu koncentracija je bila 0,006 mg/l. U decembru 2014. situacija je bila ista kao na Vodozahvatu, u gornjim slojevima izmerene su veoma niske koncentracije (oko 0,01 mg/l), dok je u hipolimnionu izmereno 0,061 mg/l ortofosfata. U martu i aprilu 2015. koncentracija je bila ista u sva tri sloja (0,01 mg/l), a u maju mesecu je porasla u hipolimnionu (0,031 mg/l). U junu je ponovo bila veoma niska i ujednačena, a u julu mesecu koncentracije rastu u epi- i metalimnionu, dok je u avgustu koncentracija ortofosfata dostigla svoj maksimum, u epilimnionu (0,063 mg/l). Brz pad koncentracije desio se u septembru, kada je u sva tri sloja koncentracija bila ista (0,01 mg/l).

Što se tiče dinamike odnosa ukupnog azota i ukupnog fosfora na lokalitetu Nikolići (Grafik 4.6.c), može se zapaziti da je na kraju stratifikacije 2014. godine odnos bio 10 u epi-, 7 u meta- i 18 u hipolimnionu. U oktobru se smanjio u epi- (3), povećao u meta- (14) i smanjio u hipolimnionu (15). U decembru je bio najveći u površinskom sloju vode (32), nešto manji u srednjem (27), a najmanji u sloju blizu dna (10). U martu 2015. odnos ukupni azot:ukupni fosfor je bio nizak, od 6 do 11, a onda se dosta povećao sa formiranjem stratifikacije u aprilu, naročito u hipolimnionu (64). Primetno je da su odnosi u metalimnionu bili manji nego u epi- i hipolimnionu, slično kao i na Vodozahvatu na početku stratifikacije. Ova razlika je bila najizraženija u junu mesecu kada je TN:TP u epilimnionu (0-3 m) bio 101, u metalimnionu 48, a u hipolimnionu 93. Nakon toga odnos azota i fosfora je naglo opao i bio je nizak sve do kraja perioda merenja. U odnosu na lokalitet Vodozahvat, na lokalitetu Nikolići bile su zabeležene ekstremno velike vrednosti TN:TP (64, 93 i 101).



Grafik 4.6. Prostorna i vremenska dinamika nutrijenata na lokalitetu Nikolići; dno akumulacije, nedostatak podataka.

4.1.1.3. Lokalitet Omar

Pošto lokalitet Omar predstavlja ušće reke Đetinje u akumulaciju, tj. njen najplići deo, prikazana je samo vremenska dinamika prosečnih vrednosti merenih fizičkih i hemijskih parametara vode. Izostaje vertikalna dinamika, jer ovaj lokalitet ima osobine reke, a ne akumulacije.

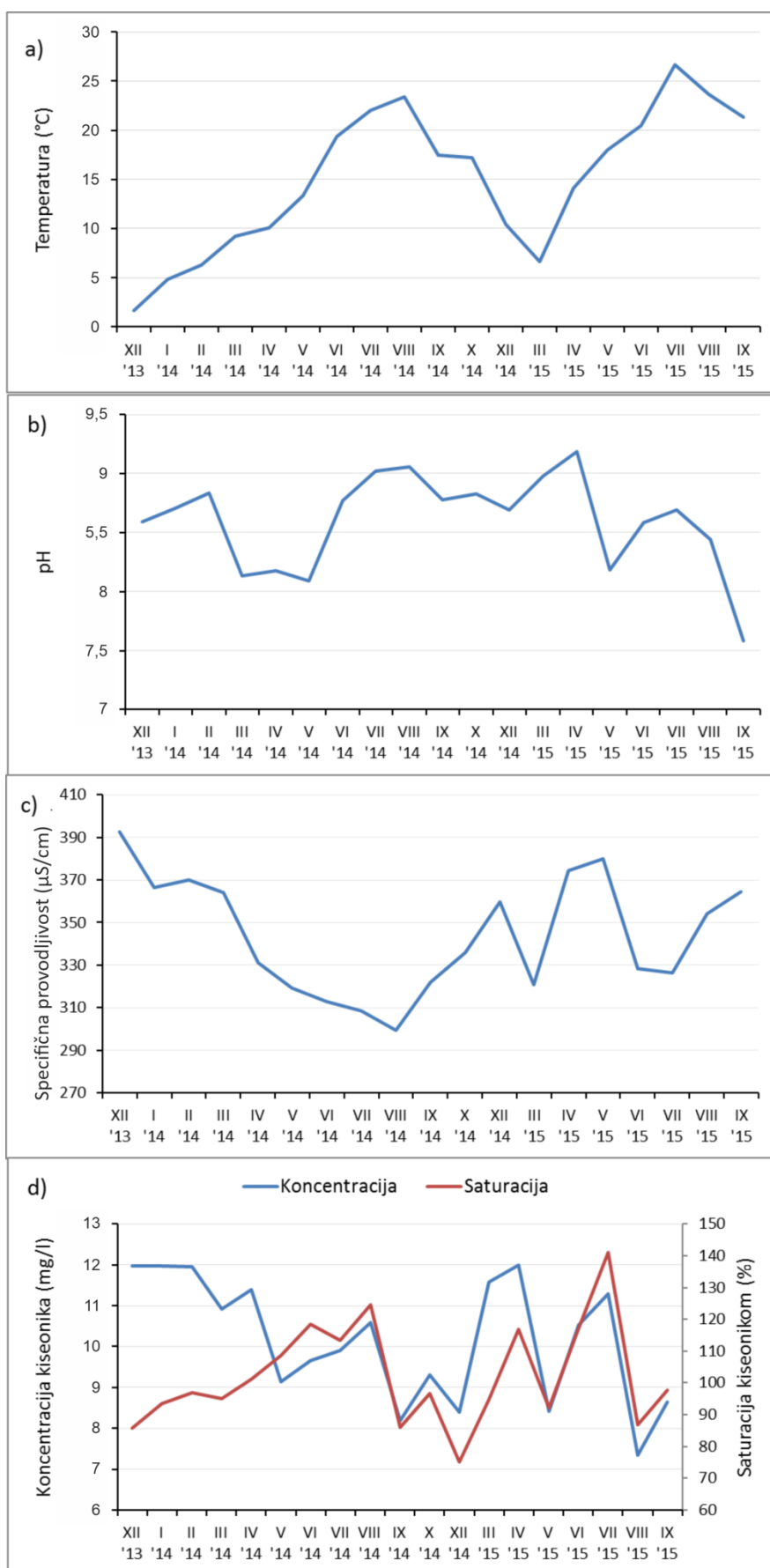
Temperatura vode je bila najmanja u decembru 2013. (1,63 °C), a januara 2014. dostigla je 4,88 °C (Grafik 4.7.a). Progresivno je rasla i dostigla je pik u avgustu mesecu (23,43 °C). Nakon toga temperatura vode je naglo opadala, pa je u septembru iznosila 17,45 °C. U oktobru prosečna temperatura je imala sličnu vrednost, a na kraju 2014. bila je 10,41 °C. Primetna je velika razlika u temperaturi između decembra 2013. i decembra 2014. godine. Na početku proleća 2015., prosek

temperature na lokalitetu Omar bio je 6,67 °C, a već u maju mesecu 18,03 °C. Najveća temperatura tokom celog perioda istraživanja bila je 26,67 °C izmerena u julu 2015.

pH vrednost vode u decembru 2013. iznosila je 8,6, u januaru 2014. 8,7, a u februaru 8,8 (Grafik 4.7.b). U martu se smanjila na 8,1. i ostala je niska do juna meseca. U junu je ponovo porasla, a najveća vrednost utvrđena je u avgustu (9,1). U proleće 2015. godine zabeležene su najveće prosečne vrednosti pH vode za ceo period istraživanja (9,0 u martu i 9,2 u aprilu). U maju je došlo do naglog smanjenja (na 8,2), da bi ponovo vrednosti pH vode bilr veće u junu i julu, a od avgusta je utvrđen ponovni pad sve do septembra kada je zabeležena najmanja vrednost (7,6).

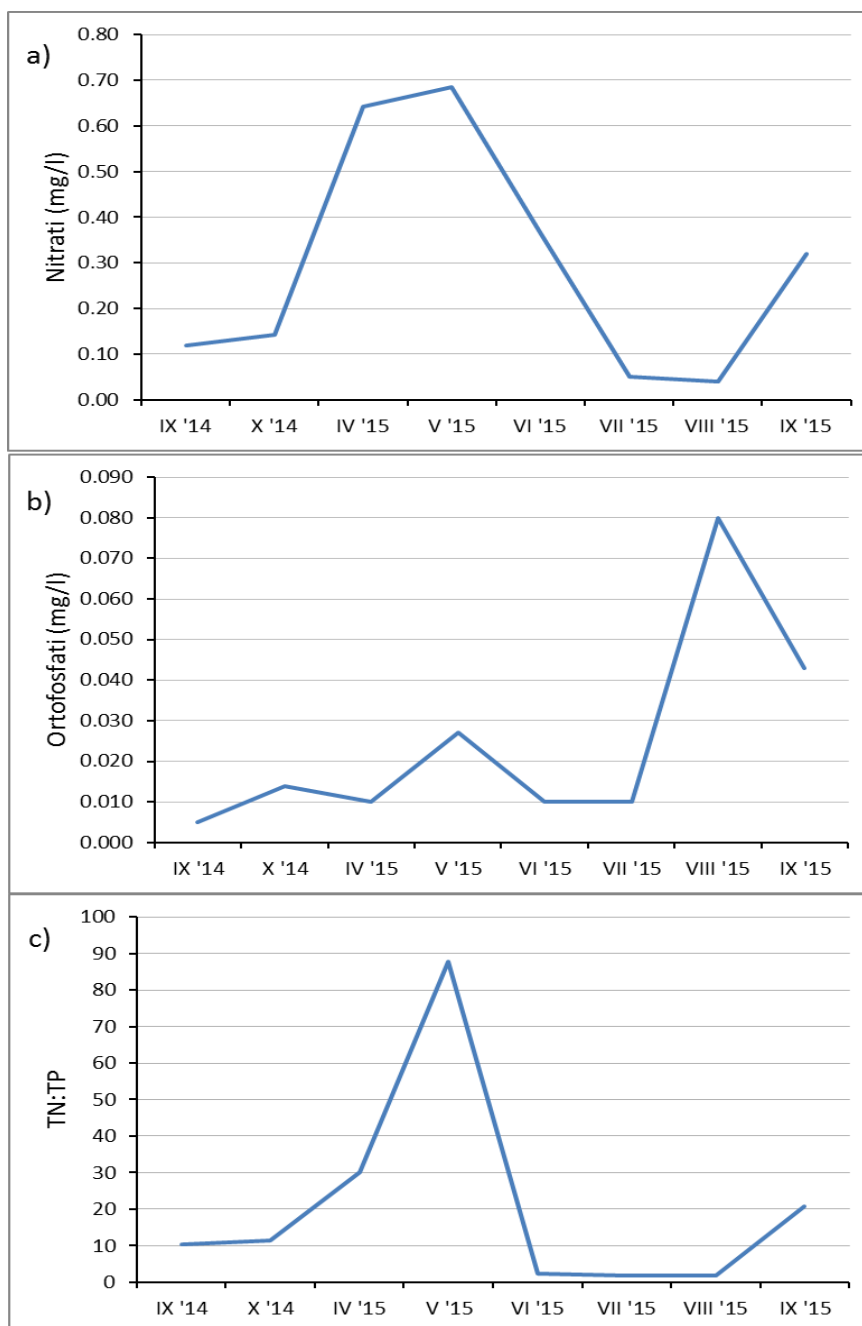
Na Grafiku 4.7.c prikazana je promena prosečnih vrednosti specifične provodljivosti po mesecima i u decembru 2013. utvrđena je najveća vrednost za ceo period istraživanja (393 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Nakon toga, zabeleženo je kontinuirano opadanje sve do avgusta 2014. (300 $\mu\text{S}/\text{cm}$). U septembru provodljivost je porasla na 322 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i nastavila trend rasta sve do kraja 2014. godine kada je iznosila 360 $\mu\text{S}/\text{cm}$. U martu 2015. godine je zabeležena najmanja provodljivost za tu godinu, dok je najveća bila u 2015. bila u maju (380 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Koncentracija rastvorenog kiseonika u vodi i njegova saturacija prikazane su na Grafiku 4.7.d. U decembru 2013. koncentracija kiseonika je iznosila 11,98 mg/l, a zasićenost 86%. U januaru i februaru 2014. koncentracija je bila ista, a zasićenost 94 i 97%, redom. U martu i koncentracija i saturacija neznatno opadaju, a potom u aprilu rastu. U maju mesecu koncentracija je 9,15 mg/l, a saturacija 109%, dok je u julu koncentracija 9,91 mg/l, odnosno saturacija je 113%. Od avgusta meseca kocentracija i saturacija simultano rastu i opadaju sve do kraja perioda istraživanja. U martu 2015. koncentracija je bila 11,58 mg/l, a saturacija 95%. U aprilu su se povećale, a u maju smanjile, dok su najveće vrednosti saturacije bile u julu 2015. (141%). Najmanja koncentracija rastvorenog kiseonika u vodi za ceo period istraživanja iznosila je 7,34 mg/l (avgust 2015.).



Grafik 4.7. Promena fizičkih i hemijskih faktora po mesecima tokom perioda istraživanja na lokalitetu Omar: a) temperatura vode, b) pH, c) specifična elektroprovodljivost, d) koncentracija i saturacija kiseonika.

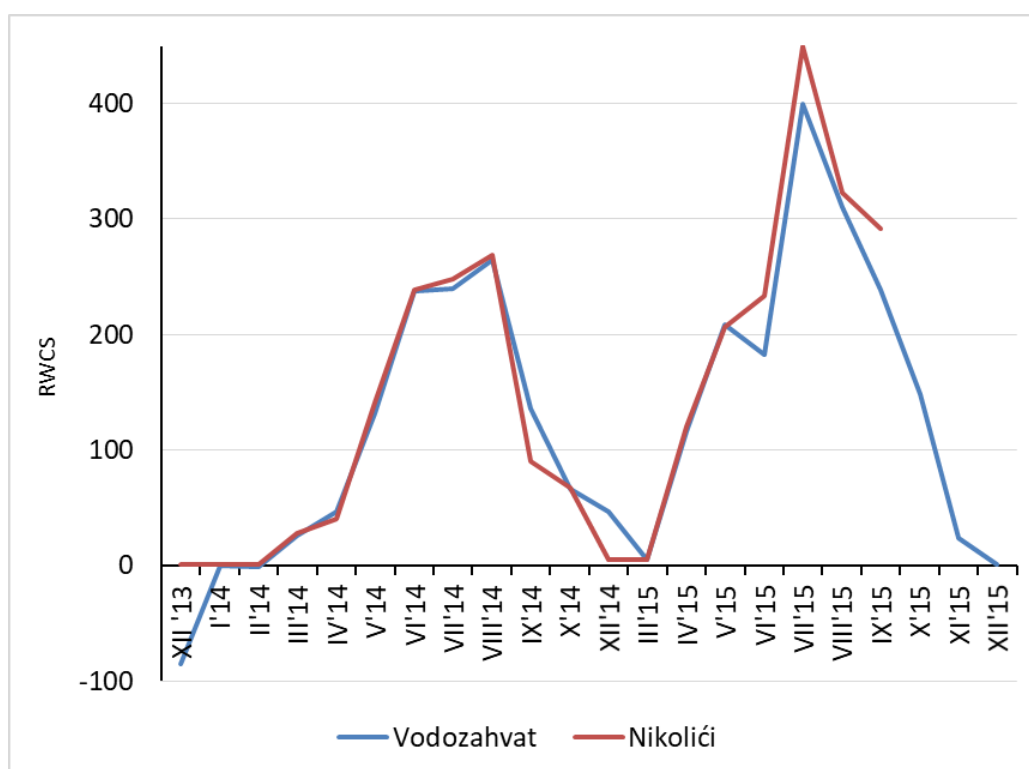
Koncentracije nutrijenata na Omaru nisu bile izmerene u decembru 2014. i martu 2015. godine. U septembru i oktobru 2014. koncentracija nitrata bila je niska, a u aprilu i maju 2015. imala je najveće vrednosti (0,64 mg/l i 0,68 mg/l, redom) (Grafik 4.8.a). U junu je zabeležen pad u koncentraciji nitrata, a najmanje vrednosti su bile izmerene u avgustu i septembru 2015. (0,05 mg/l i 0,04 mg/l, redom). Nakon toga, koncentracija ponovo raste. Što se tiče koncentracije ortofosfata na najplićem lokalitetu, utvrđen je njihov minimum u septembru 2014. (0,005 mg/l), da bi nakon toga, generalno, imali trend rasta (Grafik 4.8.b). Veliki skok vrednosti zabeležen je u avgustu 2015. (0,08 mg/l). Na Grafiku 4.8.c prikazana je vremenska dinamika odnosa ukupnog azota i ukupnog fosfora. Na početku perioda istraživanja TN:TP je bio 10 i progresivno je rastao da bi u maju 2015. dostigao najveću vrednost (88). Nakon toga došlo je do naglog pada i odnos je umao nisku vrednost u junu, julu i avgustu 2015.



Grafik 4.8. Vremenska dinamika nutrijenata na lokalitetu Omar: a) koncentracija nitrata, b) koncentracija ortofosfata, c) TN:TP.

4.2. Relativna stabilnost vodene kolone

Na osnovu vrednosti temperature vode na dnu i na površini vodenog stuba, tj. gustine vode, izračunata je relativna stabilnost vodene kolone (RWCS) na lokalitetima Nikolići i Vodozahvat (Grafik 4.9.). Sa grafika se vidi da je dinamika ovog parametra bila slična na oba lokaliteta, tj. da su hidrodinamički uslovi bili isti kod brane i na sredini akumulacije. Ovaj parametar nije primenjiv na lokalitetu Omar. Na Vodozahvatu RWCS je bila negativna u decembru 2013., januaru i februaru 2014. godine, a najveća u julu 2015. (399,9). Negativne vrednosti RWCS ukazuju na temperaturnu inverziju jezera, i akumulacija je tada bila meromiktična. Na lokalitetu Nikolići najveća stabilnost je takođe bila u julu 2015. godine. Tokom 2014. godine stabilnost u akumulaciji je bila najveća u avgustu.

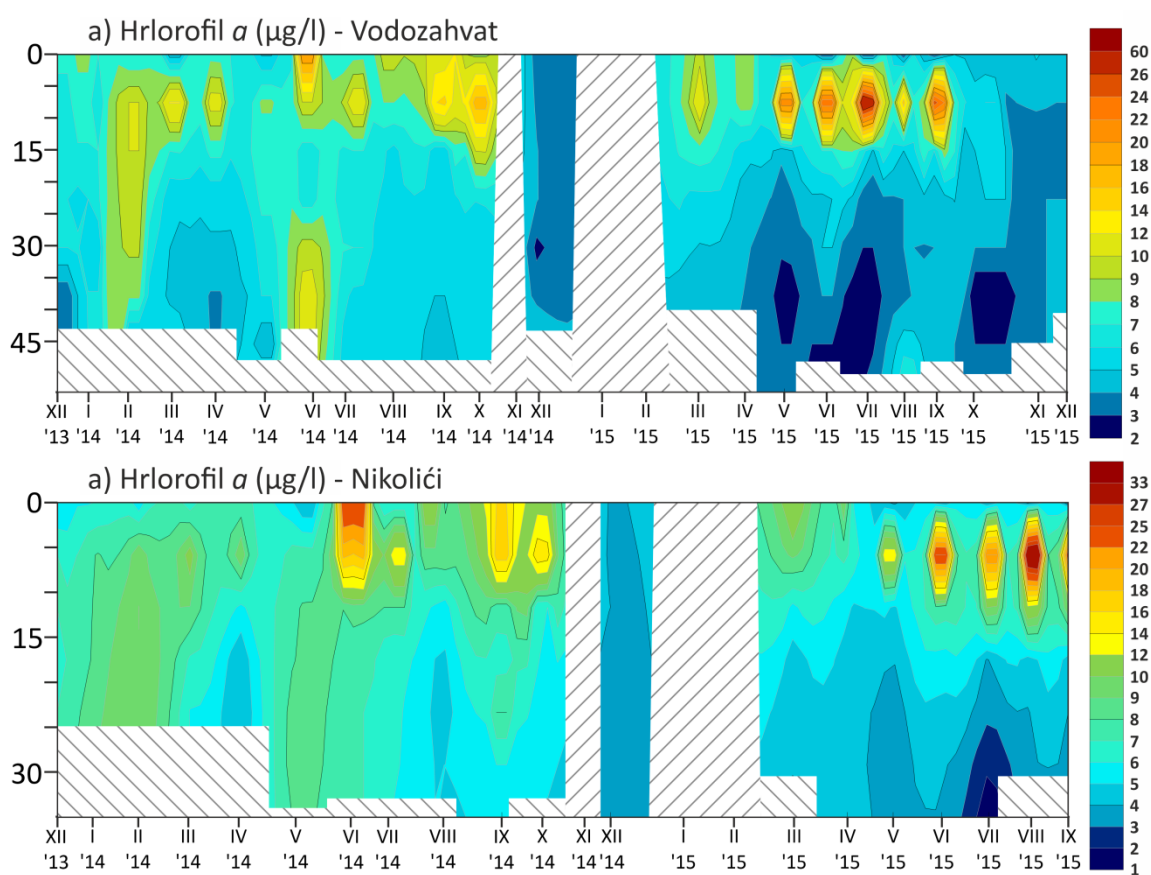


Grafik 4.9. Promena relativne stabilnosti vodene kolone (RWCS) po mesecima na lokalitetima Vodozahvat i Nikolići.

4.3. Koncentracija hlorofila *a* kao pokazatelj primarne produkcije fitoplanktona

Koncentracija hlorofila *a* je indirektni pokazatelj primarne produkcije u vodenom basenu. Na Grafiku 4.10. prikazana je prostorna i vremenska dinamika ovog parametra na lokalitetima Vodozahvat i Nikolići. Na najdubljem lokalitetu, kod brane, u decembru 2013. najveća vrednost je bila na 3 m (7,2 µg/l). Na početku 2014. godine najveća vrednost je izmerena, takođe, na 3 m dubine (8,2 µg/l), a u februaru koncentracija i dalje raste da bi najveća bila (10,9 µg/l) na 6 m. Na početku stratifikacije izdvajaju se koncentracije na 6 i na 10 m (12,1 µg/l i 11,3 µg/l, redom), a u aprilu je najveća bila takođe na 6 m (10,6 µg/l). Sa slabljenjem stratifikacije u maju 2014. koncentracija hlorofila *a* na 6 m dubine je opala (8,2 µg/l) da bi se u junu mesecu naglo povećala u metalimnionu, najviše na njegovoj gornjoj granici na 3 m dubine (19,9 µg/l). Ovo je ujedno bila i

najveća koncentracija hlorofila *a* izmerena u 2014. godini. U junu mesecu bila je izmerena i visoka koncentracija u hipolimnionu (prosek 9,2 $\mu\text{g/l}$). U julu mesecu koncentracije se smanjuju duž celog vodenog stuba, a najveća je bila 11,3 $\mu\text{g/l}$ na 6 m dubine. U avgustu je produkcija bila ujednačena duž vodenog stuba i izdvojila se samo ona u epilimnionu (9,5 $\mu\text{g/l}$) i na gornjoj granici metalimniona (8 $\mu\text{g/l}$). Pred kraj stratifikacije, na početku jeseni, primarna produkcija se povećala u epilimnionu (od 0 do 6 m), pa je koncentracija hlorofila *a* bila 13,87 $\mu\text{g/l}$. Slično je bilo i u oktobru 2014. kada je najveća vrednost bila u epilimnionu (14 $\mu\text{g/l}$) i na gornjoj granici metalimniona na 10 m (18,4 $\mu\text{g/l}$). U martu 2015. godine najveća vrednost bila je na 3 m tj. na gornjoj granici metalimniona (13 $\mu\text{g/l}$), kao i u aprilu (8,9 $\mu\text{g/l}$). Od maja meseca primarna produkcija je bila koncentrisana u metalimnionu. U maju hlorofil *a* je imao najveću vrednost na 6 m dubine (21,1 $\mu\text{g/l}$), u junu, takođe, na 6 m (23,2 $\mu\text{g/l}$), a u julu je zabeležena najveća koncentracija za ceo period istraživanja, 60,4 $\mu\text{g/l}$ na 6,5 m dubine. Nakon ovako velike produkcije fitoplanktona, u avgustu je koncentracija hlorofila *a* naglo opala (maksimalna 14,9 $\mu\text{g/l}$), da bi u septembru opet rasla i imala najveću vrednost na 8 m u metalimnionu (24,8 $\mu\text{g/l}$). Pred kraj stratifikacije, u oktobru i novembru, produkcija je opala i bila je približno ujednačena duž vodene kolone.

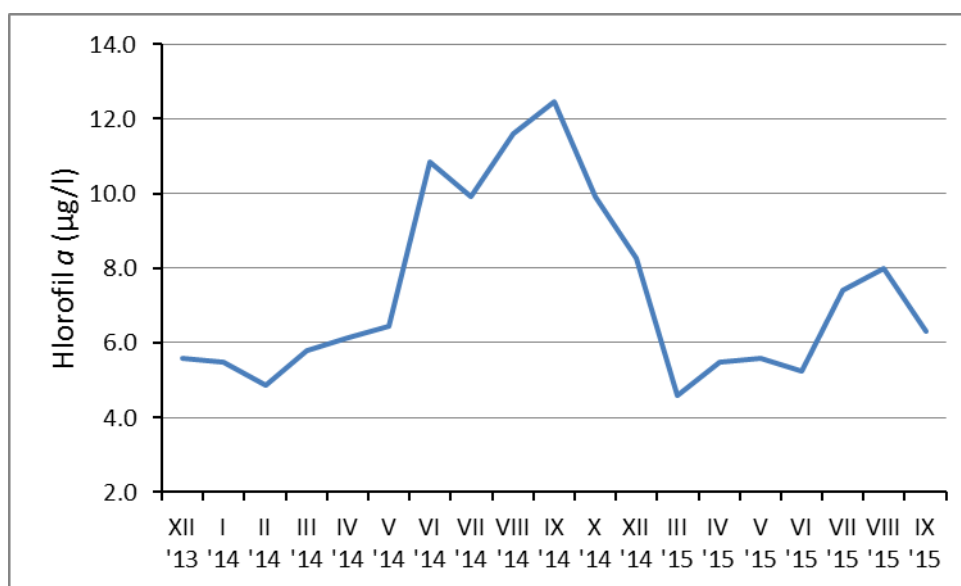


Grafik 4.10. Prostorna i vremenska dinamika hlorofila *a* na lokalitetu: a) Vodozahvat, b) Nikolići; dno akumulacije, nedostatak podataka.

Na Grafiku 4.10.b prikazana je dinamika primarne produkcije fitoplanktona na lokalitetu Nikolići. U decembru 2013. koncentracija hlorofila *a* je bila ujednačena duž vodene kolone. U januaru i februaru 2014. primarna produkcija je rasla i, takođe, je bila ujednačena. Sa početkom stratifikacije najveća koncentracija hlorofila *a* bila je u metalimnionu (10,4 $\mu\text{g/l}$). U aprilu 2014. koncentracija hlorofila *a* je neznatno opala, a najveća je bila na 6 m (11 $\mu\text{g/l}$) tj. na početku metalimniona, dok je u maju mesecu bila najveća u hipolimnionu (8,38 $\mu\text{g/l}$). Od juna meseca produkcija je znatno porasla na gornjoj granici metalimniona (24,7 $\mu\text{g/l}$), a to je ujedno bila i najveća koncentracija hlorofila *a* izmerena u 2014. Već u julu mesecu produkcija je opala, ali je i dalje bila najveća na početku metalimniona na 6 m (12,1 $\mu\text{g/l}$). Produkcija je bila niska u avgustu, najveća na 3 m. Pred

kraj stratifikacije, u septembru i oktobru, hlorofil *a* je imao veću koncentraciju u epilimnionu (16,2 µg/l i 10 µg/l, redom) za razliku od metalimniona (6,15 µg/l i 8,10 µg/l, redom). U martu i aprilu 2015. godine produkcija je bila najveća na početku metalimniona na 3 m (13 µg/l i 9,9 µg/l, redom). U maju se maksimum produkcije pomerio na 6 m (12 µg/l), a u junu mesecu na toj dubini je počinjao metalimnion gde je zabeležen maksimum hlorofila *a* (25 µg/l). U julu je maksimum produkcije i dalje u metalimnionu, ali je bio pomeren na 8 m (21,9 µg/l), a u avgustu mesecu bio je izmeren apsolutni maksimum za period istraživanja, 33,2 µg/l takođe na 8 m. Na kraju, produkcija se smanjila ali je i dalje bila visoka na 8 m (27,1 µg/l).

Na Grafiku 4.11. prikazana je dinamika prosečne koncentracije hlorofila *a* na lokalitetu Omar. U decembru 2013. primarna produkcija je bila niska (5,6 µg/l), kao i u januaru i februaru 2014. godine. Od marta primarna produkcija je počela da raste, a naročito visoki skok produkcije se desio u junu (10,9 µg/l). Apsolutni maksimum prosečne koncentracije hlorofila *a* na lokalitetu Omar bio je u septembru 2014. (12,5 µg/l). U martu 2015. produkcija je bila najmanja u odnosu na ceo period (4,6 µg/l). Za razliku od 2014., u 2015. godini prosečna koncentracija hlorofila *a* nije prelazila 8 µg/l (avgust 2015.).



Grafik 4.11. Promena koncentracije hlorofila *a* po mesecima na lokalitetu Omar.

4.4. Carlson-ovi indeksi trofičnosti (TSIs)

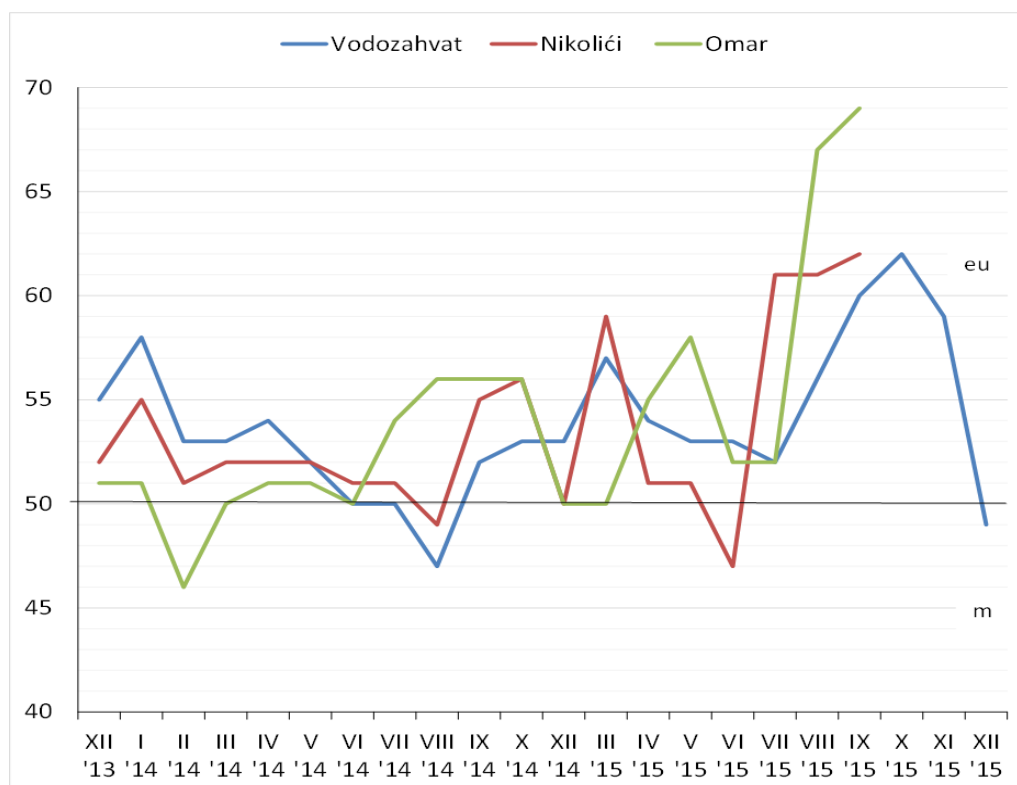
Vrednosti Carlson-ovih indeksa trofičnosti dobijene su preko vrednosti za providnost (TSI (SD)), ponderisane srednje vrednosti koncentracije hlorofila *a* (TSI (CHL)) i srednje vrednosti koncentracije ukupnog fosfora (TSI (TP)) za svaki lokalitet. Carlson-ov indeks trofičnosti (TSI) na Grafiku 4.12. prikazuje srednju vrednost tri indeksa (TSI) po lokalitetima, tokom vremena. TSI vrednosti su se kretale u opsegu od 46 (Omar, februar 2014.) do 69 (Omar, septembar 2015). Tokom većeg dela perioda istraživanja akumulacija je bila eutrofna.

Na početku perioda istraživanja vrednosti za sva tri lokaliteta su imale sličnu dinamiku, ali se od maja 2014. godine menja dinamika na lokalitetu Vodozahvat tako da akumulacija prelazi u mezotrofiju sve do avgusta 2014. U tom mesecu i voda na lokalitetu Nikolići je bila mezotrofna. Nakon toga voda na lokalitetu Vodozahvat ostaje eutrofna sve do decembra 2015. godine.

Ako pogledamo liniju dinamike trofičnosti za lokalitet Nikolići sve do avgusta 2014. godine postojala je visoka organska produkcija (eutrofija), u avgustu je bila umerena (mezotrofija), potom je opet bila visoka u septembru i oktobru, ali je opet u decembru 2014. bila umerena. Tokom 2015. godine produkcija na ovom lokalitetu je bila visoka, osim u junu kada je bila u opsegu mezotrofije.

U februaru i martu 2014. godine produkcija na lokalitetu Omar je bila umerena (mezotrofija), tokom proleća je bila visoka (eutrofija), u junu 2014. ponovo umerena, a nakon toga visoka sve do decembra 2014. kada je postojala mezotrofija. I u martu 2015. voda je na tom lokalitetu imala mezotrofne karakteristike, ali je tokom ostalog dela godine bila prisutna eutrofija.

Srednje godišnje vrednosti TSI indeksa po lokalitetima bile su: 52 (2014. Vodozahvat), 55 (2015. Vodozahvat); 52 (2014. Nikolići), 56 (2015. Nikolići); 51 (2014. Omar), 57 (2015. Omar).



Grafik 4.12. Dinamika Carlson-ovog indeksa trofičnosti (TSI) po lokalitetima, tokom perioda istraživanja (m- mezotrofno, eu- eutrofno).

Međusobni odnosi Carlson-ovih indeksa trofičnosti tokom vremena prikazani su na Grafiku 4.13. Primetno je su TSI (SD) vrednosti i TSI (CHL) vrednosti bile međusobno slične na sva tri lokaliteta tokom većeg dela perioda istraživanja, dok su TSI (TP) vrednosti bile veće od njih.



Grafik 4.13. Dinamika Carlson-ovih indeksa trofičnosti (TSIs) tokom perioda istraživanja na lokalitetu: a) Vodozahvat, b) Nikolići i c) Omar.

4.5. Floristički sastav fitoplanktona akumulacije Vrutci

Kvalitativnom analizom fitoplanktona tokom perioda istraživanja akumulacije Vrutci utvrđeno je prisustvo mešovite zajednice algi i cijanobakterija - ukupno 138 taksona (rod, vrsta ili varijetet), iz 8 razdela: Cyanobacteria, Bacillariophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Xanthophyta i Chrysophyta. Kompletan spisak identifikovanih taksona cijanobakterija i algi po razdelima i lokalitetima prikazan je u Tabeli 4.4. Najveći diverzitet je zabeležen među zelenim algama (Chlorophyta), 48 taksona, a najmanji u razdelu Xanthophyta (1 takson). Najveća raznovrsnost taksona utvrđena je na lokalitetu Vodozahvat (102), a najmanja na lokalitetu Nikolići (81). Po broju identifikovanih taksona ističu se rodovi: *Nitzschia* (4) (Bacillariophyta), *Monoraphidium* (6) (Chlorophyta), *Mallomonas* (5) (Chrysophyta), *Cryptomonas* (4) (Cryptophyta) i *Trachelomonas* (8) (Euglenophyta). Pored *P. rubescens*, zabeleženo je još 17 drugih cijanobakterijskih vrsta iz 10 rodova: *Aphanocapsa*, *Anathece*, *Chroococcus*, *Dolichospermum*, *Geitlerinema*, *Komvophoron*, *Merismopedia*, *Phormidium*, *Planktolyngbya* i *Pseudanabaena*.

Tabela 4.4. Spisak identifikovanih taksona cijanobakterija i algi u fitoplanktonu akumulacije Vrutci po lokalitetima.

Broj	Takson	Lokalitet		
		Vodozahvat	Nikolići	Omar
	Cyanobacteria			
1	<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West & G.S.West	+		
2	<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek	+	+	+
3	<i>Anathece clathrata</i> (West & G.S.West) Komárek, Kastovsky & Jezberová	+	+	+
4	<i>Anathece smithii</i> (Komárková-Legnerová & Cronberg) Komárek, Kastovsky & Jezberová	+	+	
5	<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	+		
6	<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing) Nägeli	+		
7	<i>Dolichospermum viguieri</i> (Denis & Frémy) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	+	+	+
8	<i>Dolichospermum</i> (Ralfs ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek sp.	+	+	+
9	<i>Geitlerinema</i> (Anagnostidis & Komárek) Anagnostidis sp.	+		+
10	<i>Komvophoron minutum</i> (Skuja) Anagnostidis & Komárek	+		
11	<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann			+
12	<i>Phormidium chlorinum</i> (Kützing ex Gomont) Umezaki & Watanabe			+
13	<i>Phormidium</i> Kützing ex Gomont sp.	+		
14	<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Kemmermann) Komárková-Legnerová	+		+
15	<i>Planktothrix rubescens</i> (De Candolle ex Gomont) Anagnostidis & Komárek	+	+	+
16	<i>Pseudanabaena catenata</i> Lauterborn	+		
17	<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek	+	+	+
18	<i>Pseudanabaena</i> Lauterborn sp.		+	
	Bacillariophyta			
1	<i>Amphora affinis</i> Kützing	+		

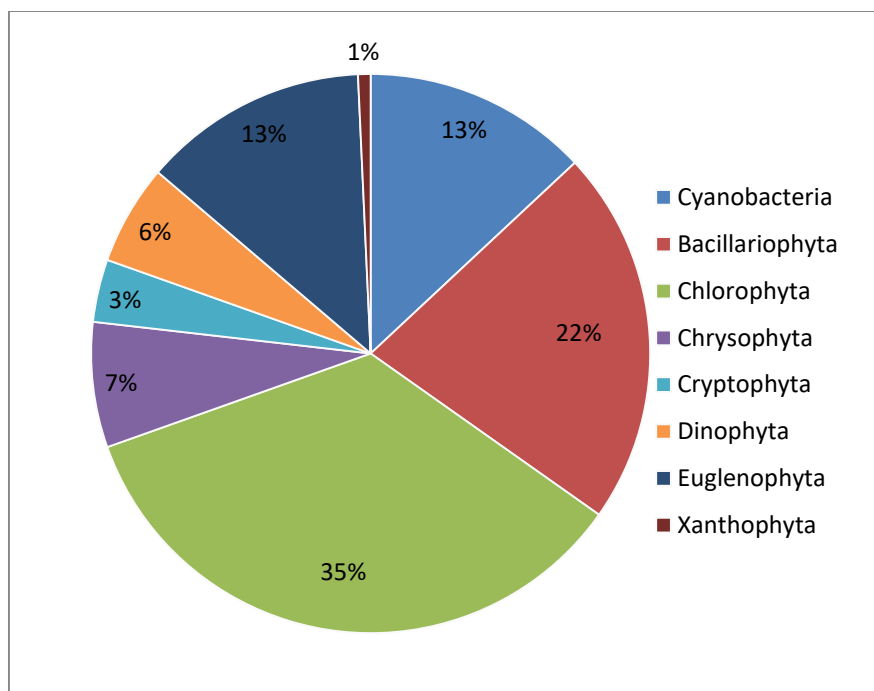
2	<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing		+	+
3	<i>Amphora</i> C.G.Ehrenberg ex F.T.Kützing sp.	+	+	+
4	<i>Asterionella formosa</i> Hassall	+	+	+
5	<i>Caloneis</i> Cleve sp.	+		+
6	<i>Cocconeis</i> Ehrenberg sp.	+	+	+
7	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	+		
8	<i>Cyclotella</i> (Kützing) Brébisson sp.	+		
9	<i>Cymbella</i> C.Agardh sp.		+	+
10	<i>Diatoma ehrenbergii</i> Kützing	+		+
11	<i>Diatoma</i> Bory sp.	+		
12	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	+	+	+
13	<i>Gomphonema</i> Ehrenberg sp.		+	+
14	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	+	+	+
15	<i>Gyrosigma</i> Hassall sp.	+	+	+
16	<i>Lindavia comta</i> (Kützing) Nakov, Gullory, Julius, Theriot & Alverson	+	+	+
17	<i>Melosira lineata</i> (Dillwyn) C.Agardh		+	+
18	<i>Melosira varians</i> C.Agardh	+	+	+
19	<i>Meridion circulare</i> (Greville) C.Agardh		+	
20	<i>Navicula</i> Bory sp.	+	+	+
21	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	+	+	+
22	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	+	+	+
23	<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W.Smith			+
24	<i>Nitzschia sinuata</i> (Thwaites) Grunow	+		+
25	<i>Pantocsekiella ocellata</i> (Pantocsek) K.T.Kiss & Ács	+	+	+
26	<i>Pinnularia</i> Ehrenberg sp.	+	+	+
27	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot			+
28	<i>Surirella librile</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	+		+
29	<i>Ulnaria delicatissima</i> var. <i>angustissima</i> (Grunow) Aboal & P.C.Silva	+	+	+
30	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	+	+	+
	Chlorophyta			
1	<i>Acutodesmus acutiformis</i> (Schröder) Tsarenko & D.M.John		+	+
2	<i>Ankistrodesmus arcuatus</i> Korshikov	+	+	
3	<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Korshikov		+	
4	<i>Botryococcus braunii</i> Kützing	+	+	+
5	<i>Chlamydomonas</i> Ehrenberg sp.	+	+	+
6	<i>Chlorella</i> (Beijerinck) sp.		+	
7	<i>Closterium</i> Nitzsch ex Ralfs sp.	+		+
8	<i>Coenochloris fottii</i> (Hindák) Tsarenko	+	+	+
9	<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris		+	
10	<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli			+
11	<i>Cosmarium</i> Corda ex Ralfs sp.	+	+	
12	<i>Desmodesmus magnus</i> (Meyen) Tsarenko	+		
13	<i>Didymocystis comasii</i> Komárek	+	+	+
14	<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	+	+	+
15	<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	+	+	+

16	<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	+	+	+
17	<i>Gonium pectorale</i> O.F.Müller			+
18	<i>Haematococcus</i> Flotow sp.	+		
19	<i>Klebsormidium</i> P.C.Silva, Mattox & W.H.Blackwell sp.	+		
20	<i>Lagerheimia genevensis</i> (Chodat) Chodat	+	+	+
21	<i>Lagerheimia subsalsa</i> Lemmermann	+	+	+
22	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová	+	+	+
23	<i>Monoraphidium indicum</i> Hindák	+	+	+
24	<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	+	+	+
25	<i>Monoraphidium obtusum</i> (Korshikov) Komárková-Legnerová			+
26	<i>Monoraphidium subclavatum</i> Nygaard	+	+	
27	<i>Monoraphidium</i> Komárková-Legnerová sp.	+	+	+
28	<i>Mougeotia</i> C.Agardh sp.	+	+	+
29	<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (H.C.Wood) C.Bock, Proschold & Krienitz			+
30	<i>Oocystis marssonii</i> Lemmermann	+	+	+
31	<i>Oocystis rhomboidea</i> Fott			+
32	<i>Oocystis tainoensis</i> Komárek	+	+	+
33	<i>Oocystis</i> Nägeli ex A.Braun sp.	+	+	+
34	<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory	+	+	
35	<i>Phacotus lenticularis</i> (Ehrenberg) Deising	+	+	+
36	<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E.Hegewald			+
37	<i>Pseudopediastrum boryanum</i> var. <i>longicorne</i> (Reinsch) Tsarenko	+		
38	<i>Pseudoquadrigula lagoensis</i> E.N.Lacoste de Díaz			+
39	<i>Scenedesmus ellipticus</i> Corda		+	
40	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson			+
41	<i>Scenedesmus</i> Meyen sp.	+	+	+
42	<i>Staurastrum</i> Meyen ex Ralfs sp.	+	+	+
43	<i>Tetradesmus dimorphus</i> (Turpin) M.J.Wynne	+	+	
44	<i>Tetradesmus obliquus</i> (Turpin) M.J.Wynne		+	
45	<i>Tetraëdron minimum</i> (A.Braun) Hansgirg	+	+	+
46	<i>Tetraselmis</i> F.Stein sp.	+		
47	<i>Tetrastrum glabrum</i> (Y.V.Roll) Ahlstrom & Tiffany	+		
48	<i>Willea apiculata</i> (Lemmermann) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko	+	+	
	Chrysophyta			
1	<i>Chromulina</i> L.Cienkowsky sp.		+	
2	<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof	+	+	+
3	<i>Kephirion littorale</i> J.W.G.Lund.	+	+	+
4	<i>Mallomonas akrokomos</i> Ruttner	+		
6	<i>Mallomonas globosa</i> J.Schiller	+		
7	<i>Mallomonas minima</i> L.Rehfous			+
8	<i>Mallomonas pascheri</i> L.Rehfous	+	+	+
9	<i>Mallomonas</i> Perty sp.	+	+	+

10	<i>Synura uvella</i> Ehrenberg	+		
	Cryptophyta			
1	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	+	+	+
2	<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	+	+	+
3	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	+	+	+
4	<i>Cryptomonas</i> Ehrenberg sp.		+	+
5	<i>Plagioselmis nannoplanctica</i> (Skuja) G.Novarino, I.A.N.Lucas & Morrall	+	+	+
	Dynophyta			
1	<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	+	+	+
2	<i>Glenodiniopsis steinii</i> Woloszynska	+	+	+
3	<i>Gymnodinium</i> F.Stein sp.	+		
4	<i>Gyrodinium helveticum</i> (Penard) Y.Takano & T.Horiguchi	+	+	+
5	<i>Naiadinium polonicum</i> (Woloszynska) Carty	+		+
6	<i>Peridinium bipes</i> F. Stein	+	+	+
7	<i>Peridinium</i> Ehrenberg sp.	+	+	+
8	<i>Tovellia coronata</i> (Woloszynska) Moestrup, K.Lindberg & Daugbjerg	+	+	
	Euglenophyta			
1	<i>Euglena minima</i> Francé			+
2	<i>Euglena texta</i> (Dujardin) Hübner			+
3	<i>Euglena viridis</i> (O.F.Müller) Ehrenberg			+
4	<i>Euglenaria caudata</i> (E.F.W.Hübner) Karnowska-Ishikawa, Linton & Kwiatowski			+
5	<i>Euglenaria clavata</i> (Skuja) Karnkowska & E.W.Linton			+
6	<i>Lepocinclis acus</i> (O.F.Müller) B.Marin & Melkonian		+	
7	<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowsky	+		+
8	<i>Phacus acuminatus</i> Stokes	+		
9	<i>Phacus pusillus</i> Lemmermann	+		
10	<i>Strombomonas acuminata</i> (Schmarda) Deflandre	+		
11	<i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenberg) F.Stein	+		
12	<i>Trachelomonas bacillifera</i> Playfair			+
13	<i>Trachelomonas intermedia</i> P.A.Dangeard	+	+	+
14	<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann	+	+	+
15	<i>Trachelomonas planctonica</i> Svirenko			+
16	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	+	+	+
17	<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>derephora</i> W.Conrad	+		
18	<i>Trachelomonas</i> Ehrenberg sp.	+		+
	Xanthophyta			
1	<i>Tetraëdriella polychloris</i> Skuja	+		
	Ukupno			
	138	102	81	94

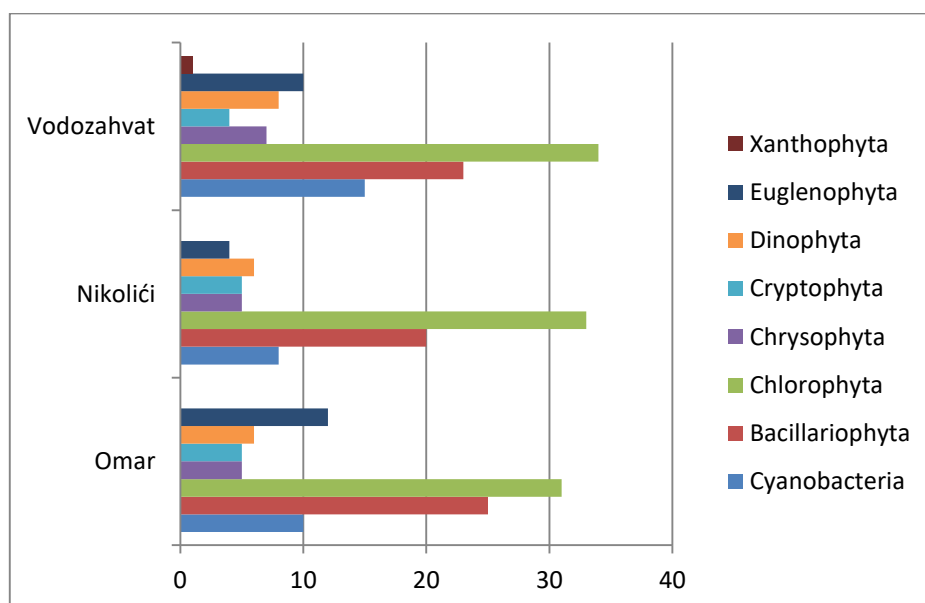
4.6. Kvalitativni sastav fitoplanktona

Procentualna zastupljenost razdela cijanobakterija i algi po broju zabeleženih taksona prikazana je na Grafiku 4.14. Najveći broj zabeleženih taksona ima razdeo Chlorophyta (35%), potom sledi razdeo silikatnih algi (Bacillariophyta) (22%). Udeo predstavnika Chlorophyta i Euglenophyta bio je po 13%. Razdeli Chrysophyta, Cryptophyta i Dinophyta su imali relativno mali broj predstavnika u fitoplanktonu.



Grafik 4.14. Procentualna zastupljenost razdela cijanobakterija i algi po broju zabeleženih taksona.

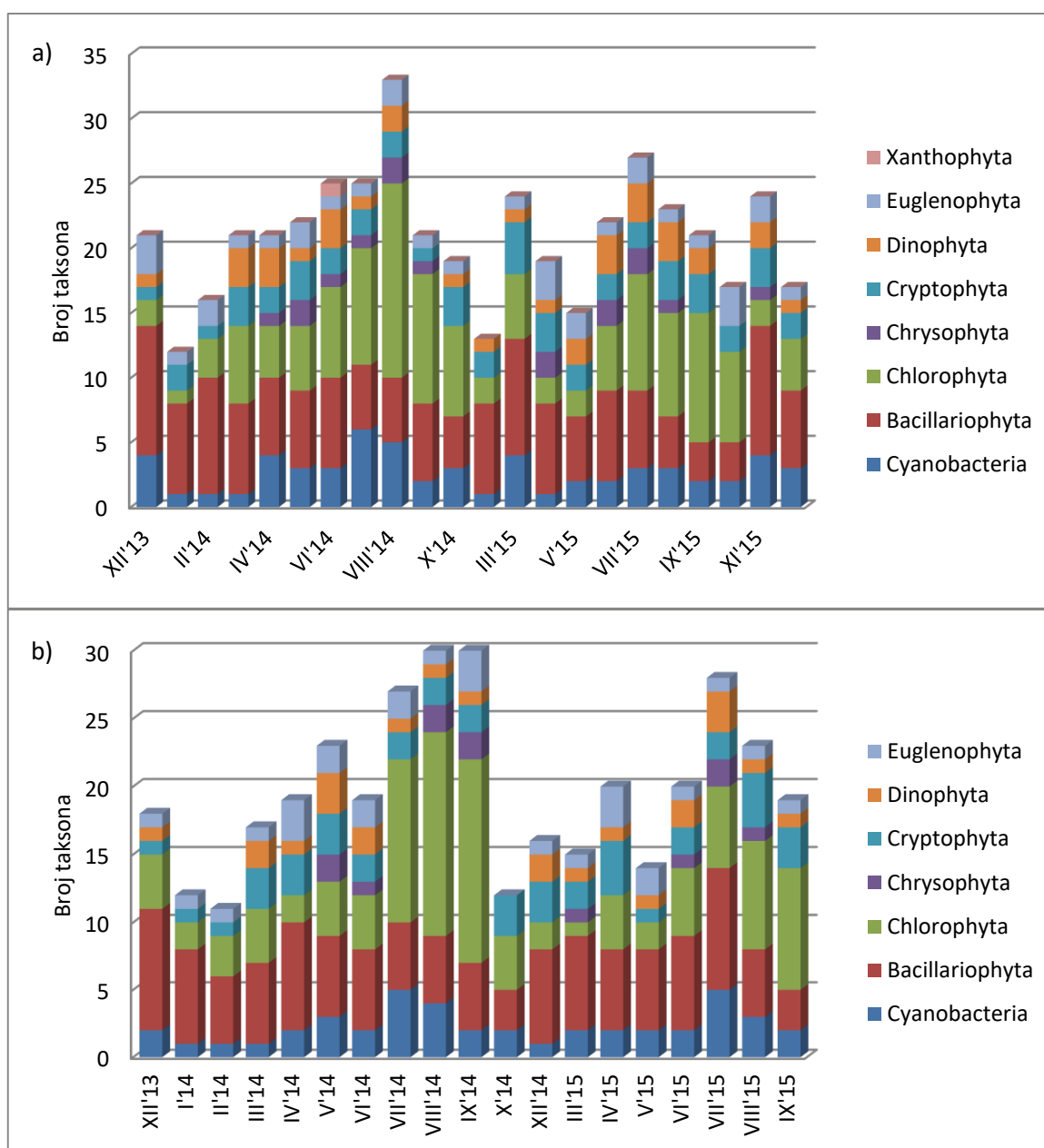
U odnosu na lokalitet Nikolići, Omar ima više predstavnika razdela Bacillariophyta i Euglenophyta, dok Vodozahvat ima više predstavnika Cyanobacteria i Euglenophyta. Predstavnik razdela žuto-zelenih algi (Xanthophyta) prisutan je samo na Vodozahvatu, a na ovom lokalitetu detektovano je najviše taksona razdela Cyanobacteria, Dinophyta, Chrysophyta i zelenih algi, (Grafik 4.15.).

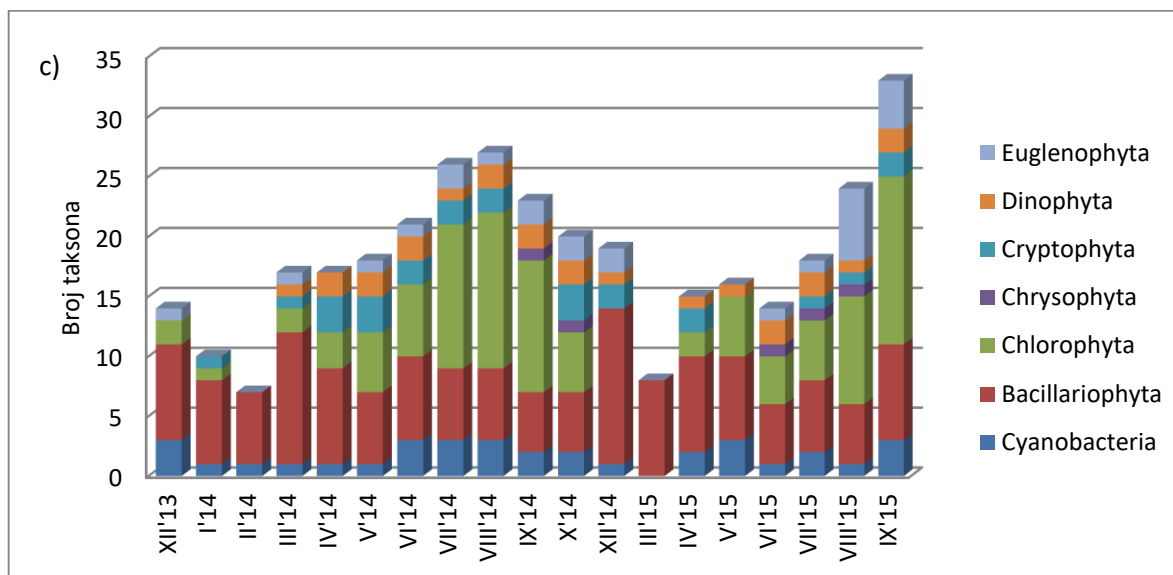


Grafik 4.15. Ukupan broj zabeleženih taksona svakog razdela po lokalitetima.

Ako posmatramo sezonsku dinamiku broja taksona u fitoplanktonu (Grafik 4.16.), primećujemo ujednačen trend rasta brojnosti taksona tokom letnjih meseci (jun, jul, avgust, septembar), tj. smanjenja brojnosti taksona tokom zimskih meseci (decembar, januar i februar), na sva tri lokaliteta. Razdeli Chlorophyta i Bacillariophyta imaju najveći broj taksona tokom celog perioda istraživanja. Najveći broj taksona zabeležen je na lokalitetu Vodozahvat (Grafik 4.16.a) u avgustu 2014. godine (33 taksona), na lokalitetu Nikolići (Grafik 4.16.b) u avgustu/septembru 2014. godine (30 taksona), a u septembru 2015. godine na lokalitetu Omar (33 taksona) (Grafik 4.16.c).

Razdeli Cyanobacteria i Chlorophyta pokazuju povećanje brojnosti taksona tokom letnjeg perioda godine, dok u isto vreme opada brojnost taksona razdela Bacillariophyta, koji najveće bogatsvo taksonima ima tokom zimskih i prolećnih meseci. Pripadnici razdela Chrysophyta izostaju tokom zimskih meseci, dok Cryptophyta, Dinophyta i Euglenophyta imaju svoje predstavnike tokom cele godine, i ne postoji jasna dinamika brojnosti ovih taksona.





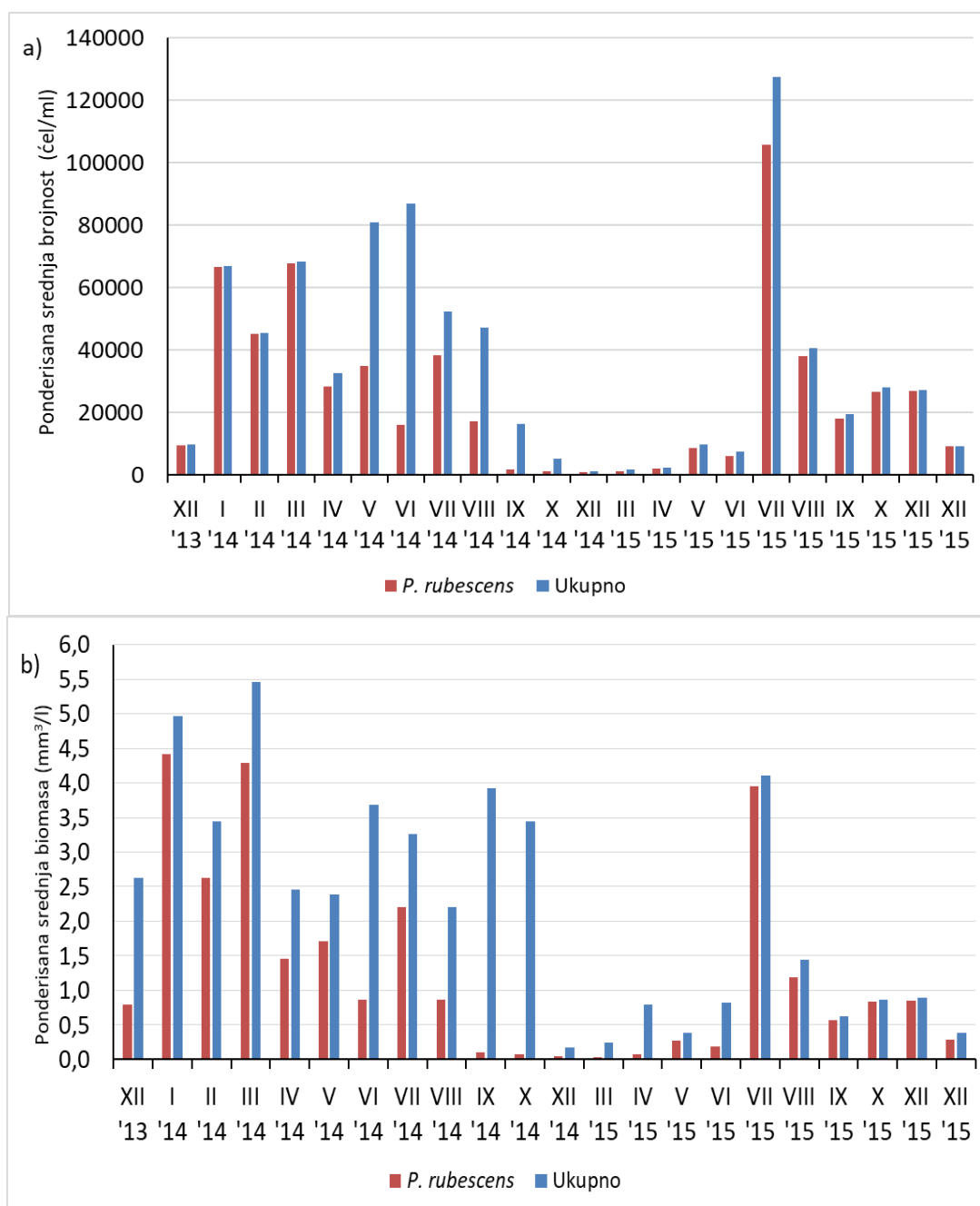
Grafik 4.16. Broj detektovanih taksona u akumulaciji Vrutci na lokalitetu: a) Vodozahvat, b) Nikolići i c) Omar po mesecima, tokom perioda istraživanja.

4.7. Kvantitativni sastav fitoplanktona (brojnost i biomasa)

Na osnovu brojnosti *P. rubescens* i ukupnog fitoplanktona po dubinama duž vodenog stuba preračunate su ponderisana srednja brojnost (ćel/ml) i biomasa (mm^3/l) za svaki lokalitet po mesecima.

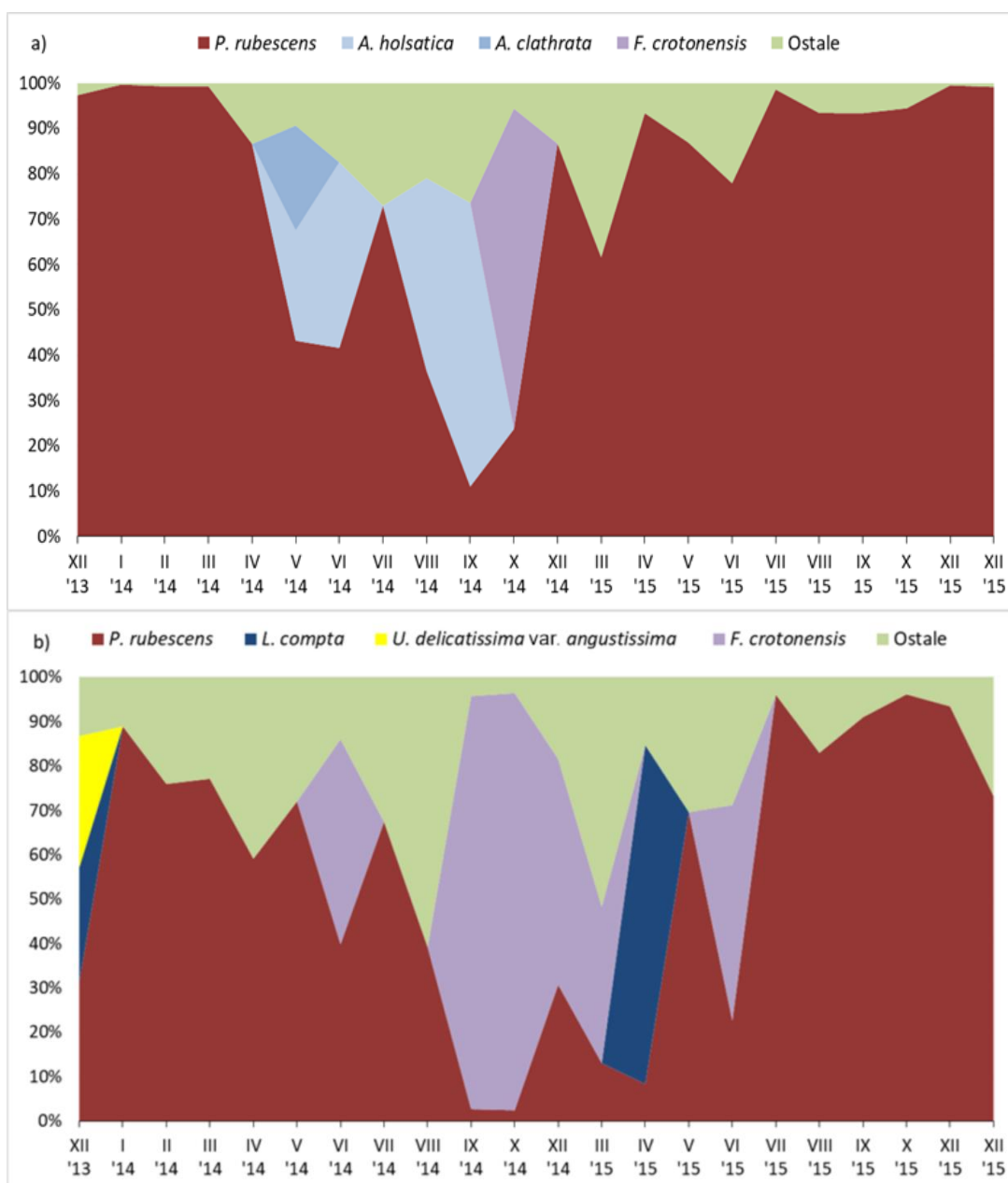
4.7.1. Lokalitet Vodozahvat

Ponderisana srednja brojnost ukupnog fitoplanktona na Vodozahvatu kretala se od 1012 ćel/ml u decembru 2014. do 127371 ćel/ml u julu 2015. (Grafik 4.17.a). U istim mesecima zabeležena je i minimalna i maksimalna abundanca *P. rubescens* (860 ćel/ml, odnosno 105777 ćel/ml). Ponderisana biomasa ukupnog fitoplanktona bila je najveća u martu 2014. godine ($5,46 \text{ mm}^3/\text{l}$), a najmanja u decembru 2014. ($0,17 \text{ mm}^3/\text{l}$) (Grafik 4.17.b). Biomasa *P. rubescens* bila je najveća u januaru 2014. ($4,41 \text{ mm}^3/\text{l}$), a najmanja u martu 2015. ($0,03 \text{ mm}^3/\text{l}$). *P. rubescens* je bila prisutna tokom celog perioda istraživanja na lokalitetu Vodozahvat.



Grafik 4.17. Srednja ponderisana: a) brojnost, b) biomasa, *P. rubescens* i ukupnog fitoplanktona na lokalitetu Vodozahvat po mesecima, tokom perioda istraživanja.

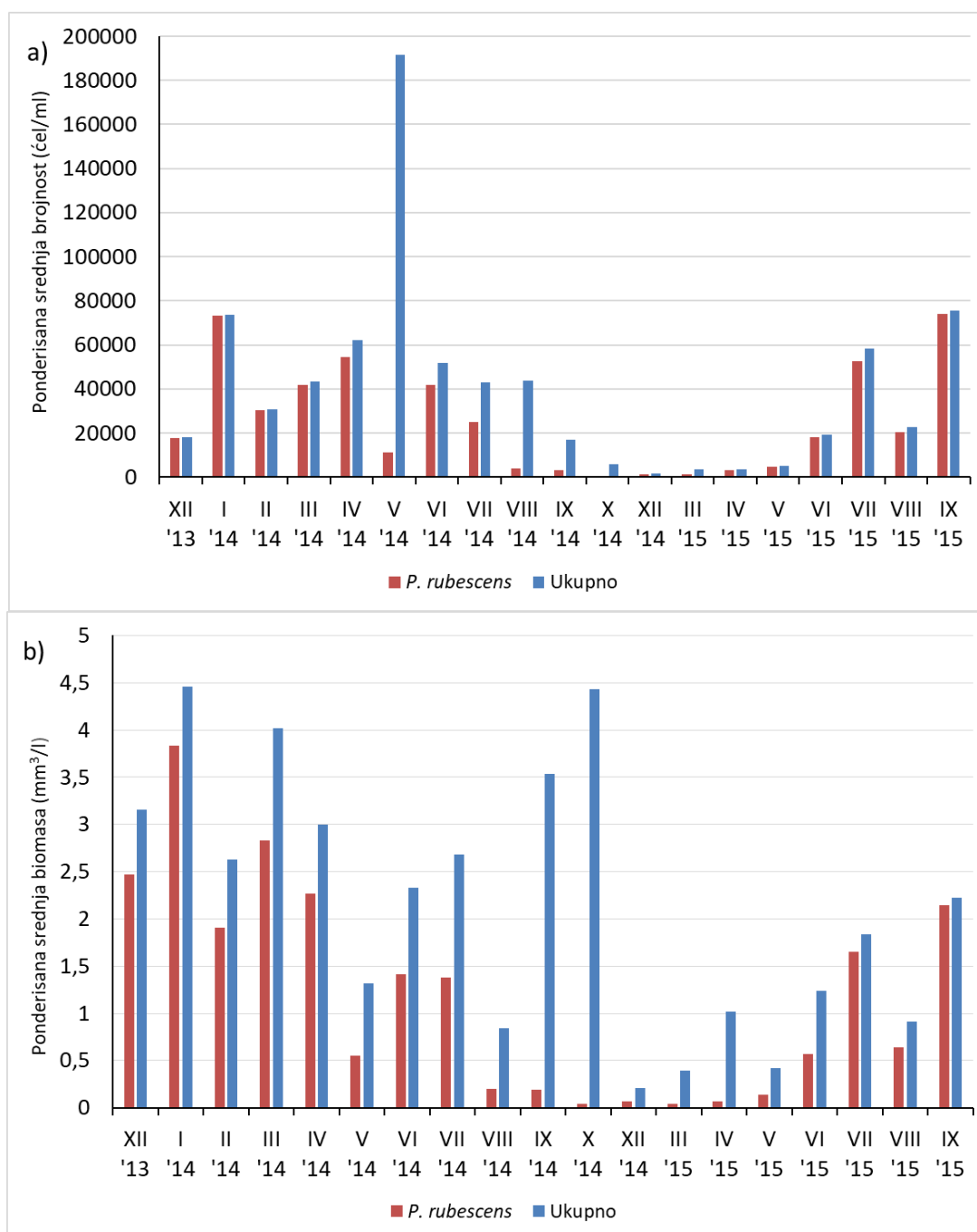
Sa grafika procentualne zastupljenosti (Grafik 4.18.) vidi se da je udeo *P. rubescens* u zajednici fitoplanktona bio veliki tokom većeg dela istraživanog perioda i u brojnosti i u biomasi. U decembru 2013. *P. rubescens* je bio dominantna vrsta, a veliku biomasu su imale i *U. delicatissima* var. *angustissima* i *L. compta* (subdominantne vrste). U maju i junu 2014. godine pikocijanobakterije (*A. holsatica* i *A. clathrata*) su bile kodominantne, a *F. crotonensis* je dominirala svojom biomasom u odnosu na ostale članove fitoplanktonske zajednice u junu mesecu. I tokom ostatka 2014. godine (osim u julu i decembru) dominantnu ponderisanu brojnost ćelija imale su *A. holsatica* i *F. crotonensis*, koja je imala i najveću biomasu. Tokom cele 2015. godine *P. rubescens* je imao dominantnu brojnost ćelija, ali su ga silikatne alge (*F. crotonensis* i *L. compta*) prevazilazile u biomasi u martu, aprilu i junu.



Grafik 4.18. Procentualni udeo *P. rubescens* i (sub)dominantnih taksona u ukupnom fitoplanktonu na lokalitetu Vodozahvat po mesecima tokom perioda istraživanja: a) brojnost ćelija i b) biomasa.

4.7.2. Lokalitet Nikolići

Na Grafiku 4.19. prikazane su srednje ponderisane brojnosti (a) i srednje ponderisane biomase (b) ukupnog fitoplanktona i samo *P. rubescens* na lokalitetu Nikolići. Primetna je veoma velika brojnost fitoplanktona u maju 2014. (191661 ćel/ml) (Grafik 4.19.a). *P. rubescens* je imao najveću abundancu i biomasa u januaru 2014. (73319 ćel/ml, odnosno 3,83 mm³/l). Najmanja ponderisana brojnost i biomasa *P. rubescens* bila je u oktobru 2014. godine (641 ćel/ml; 0,04 mm³/l). Ako posmatramo ukupan fitoplankton, najmanja brojnost i biomasa bile su u decembru 2014., (1502 ćel/ml, odnosno 0,21 mm³/l). Tokom celog perioda istraživanja *P. rubescens* je bio prisutan na lokalitetu Nikolići.

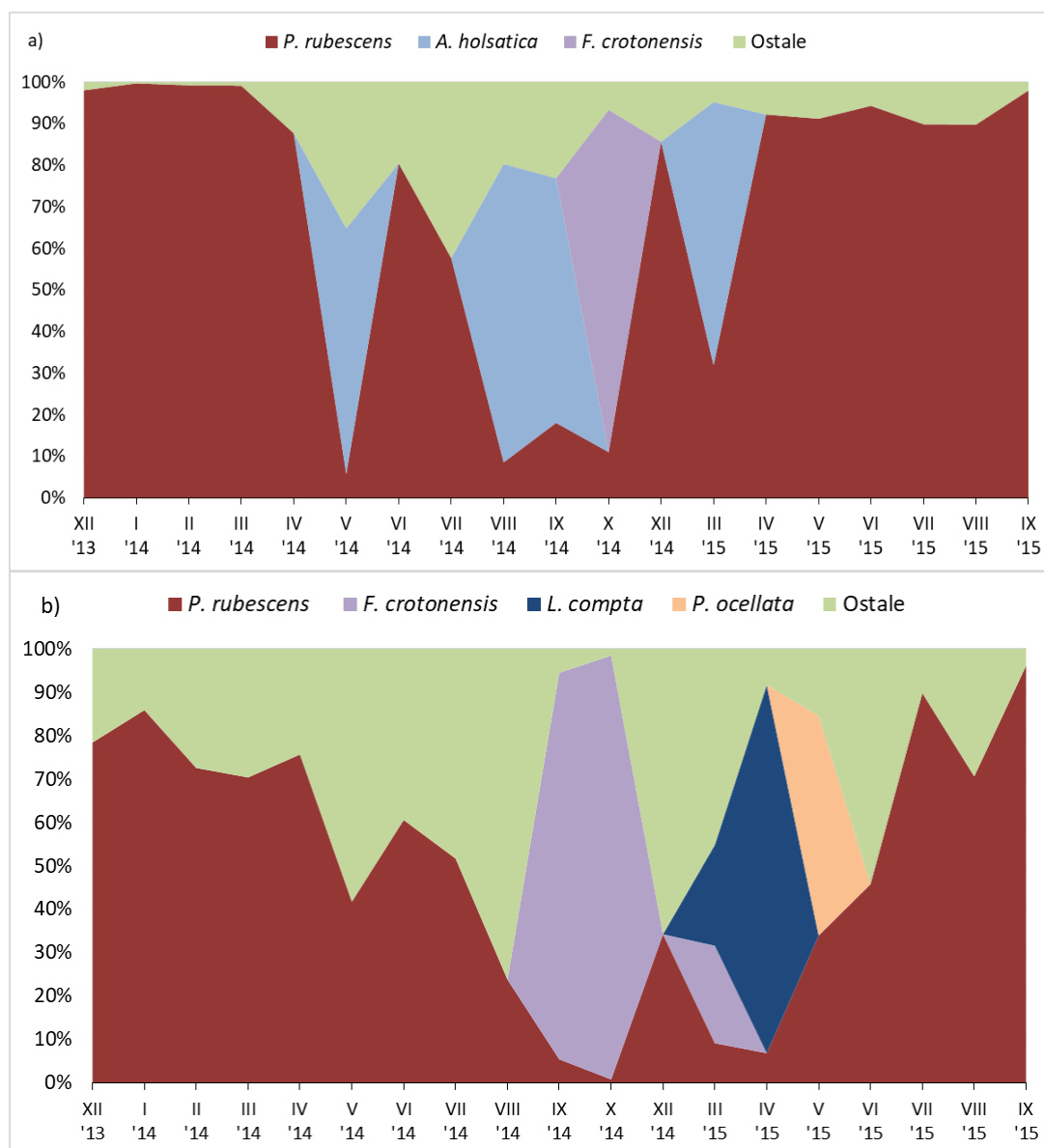


Grafik 4.19. Srednja ponderisana: a) brojnost i b) biomasa *P. rubescens* na lokalitetu Nikolići po mesecima tokom perioda istraživanja.

Udeo *P. rubescens* u fitoplanktonskoj zajednici je bio veliki tokom većeg dela istraživanog perioda na profilu Nikolići (Grafik 4.20.). Ovo se naročito odnosi na udeo u ukupnoj ponderisanoj brojnosti ćelija (Grafik 4.20.a). Ćelije *P. rubescens* činile su dominantan deo (preko 50%) fitoplanktona tokom zimskih i većim delom prolećnih i letnjih meseci, dok je mali udeo zabeležen u maju, avgustu, septembru i oktobru 2014. godine, kao i u martu 2015. godine. Sličan udeo je zabeležen i u odnosu na srednju ponderisanu biomasu, ali postoje razlike u 2015. godini (Grafik 4.20.b).

Ćelije *A. holsatica* bile su dominantne u fitoplanktonu tokom maja, avgusta i septembra 2014. i marta 2015. godine, dok je u oktobru 2014. godine *F. crotonensis* imala najveći udeo ćelija. *P. rubescens* je imao dominantnu biomasu u decembru 2013. godine i najvećim delom 2014. i 2015. godine (Grafik 4.20.b). *F. crotonensis* je imala veću biomasu u septembru i oktobru 2014. godine.

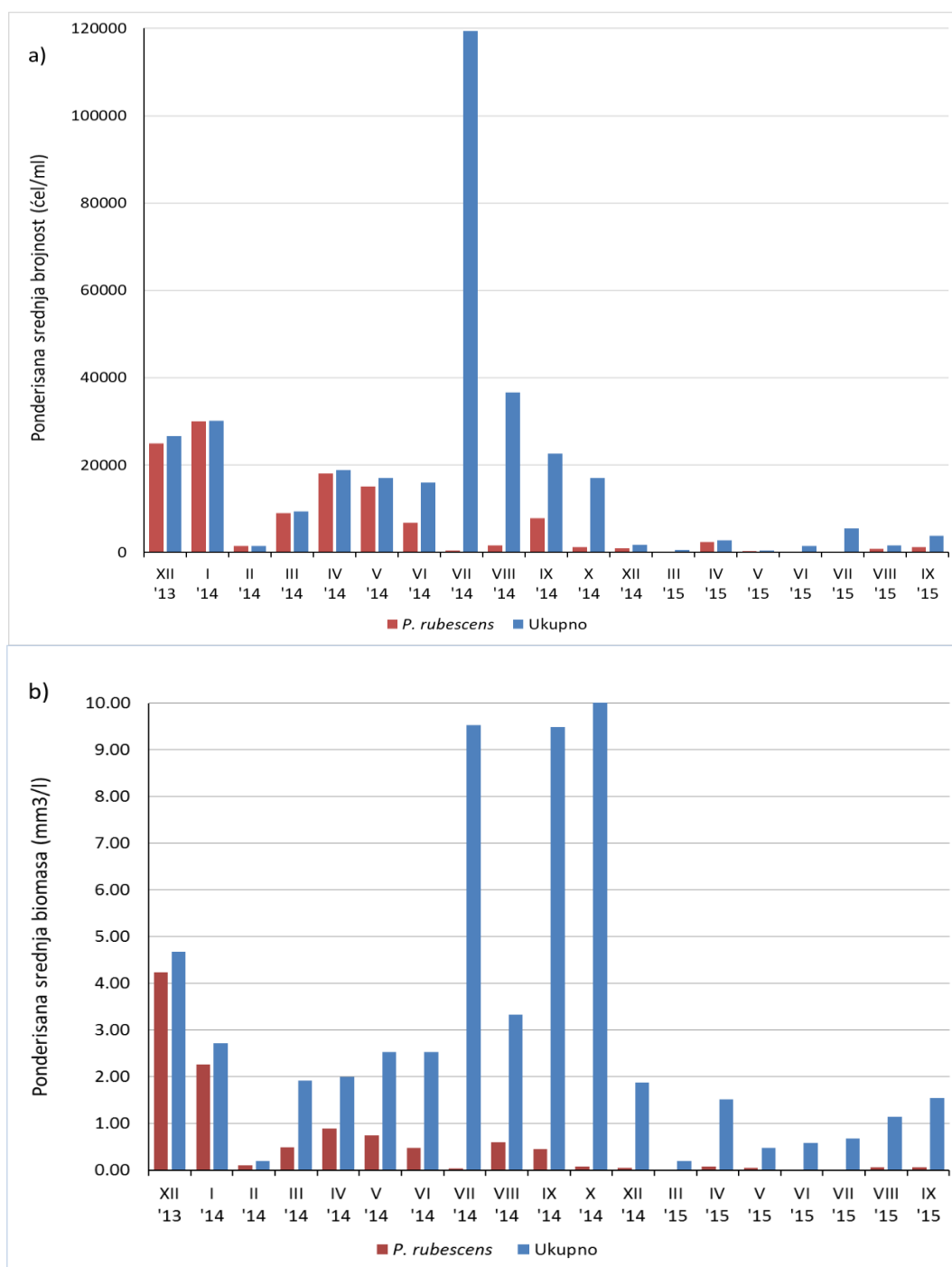
Silikatne alge činile su dominantnu srednju ponderisanu biomasa u martu, aprilu (*L. compta*) i maju 2015. (*P. ocellata*).



Grafik 4.20. Procentualni udeo *P. rubescens* i (sub)dominantnih taksona u ukupnom fitoplanktonu na lokalitetu Nikolići po mesecima, tokom perioda istraživanja: a) brojnost ćelija i b) biomasa.

4.7.3. Lokalitet Omar

Ponderisana srednja brojnost *P. rubescens* na lokalitetu Omar bila je najveća u januaru 2014. godine (29965 ćel/ml) (Grafik 4.21.a), ali je biomasa bila najveća u decembru 2013. godine (4,23 mm³/l) (Grafik 4.21.b). *P. rubescens* je imao najmanju ponderisanu srednju brojnost ćelija i biomasa u vodenoj koloni u maju 2015. godine (42 ćel/ml, odnosno 0,001 mm³/l) (Grafici 4.21.a i 4.21.b). U martu, junu i julu 2015. godine zabeleženo je odsustvo *P. rubescens* na lokalitetu Omar.

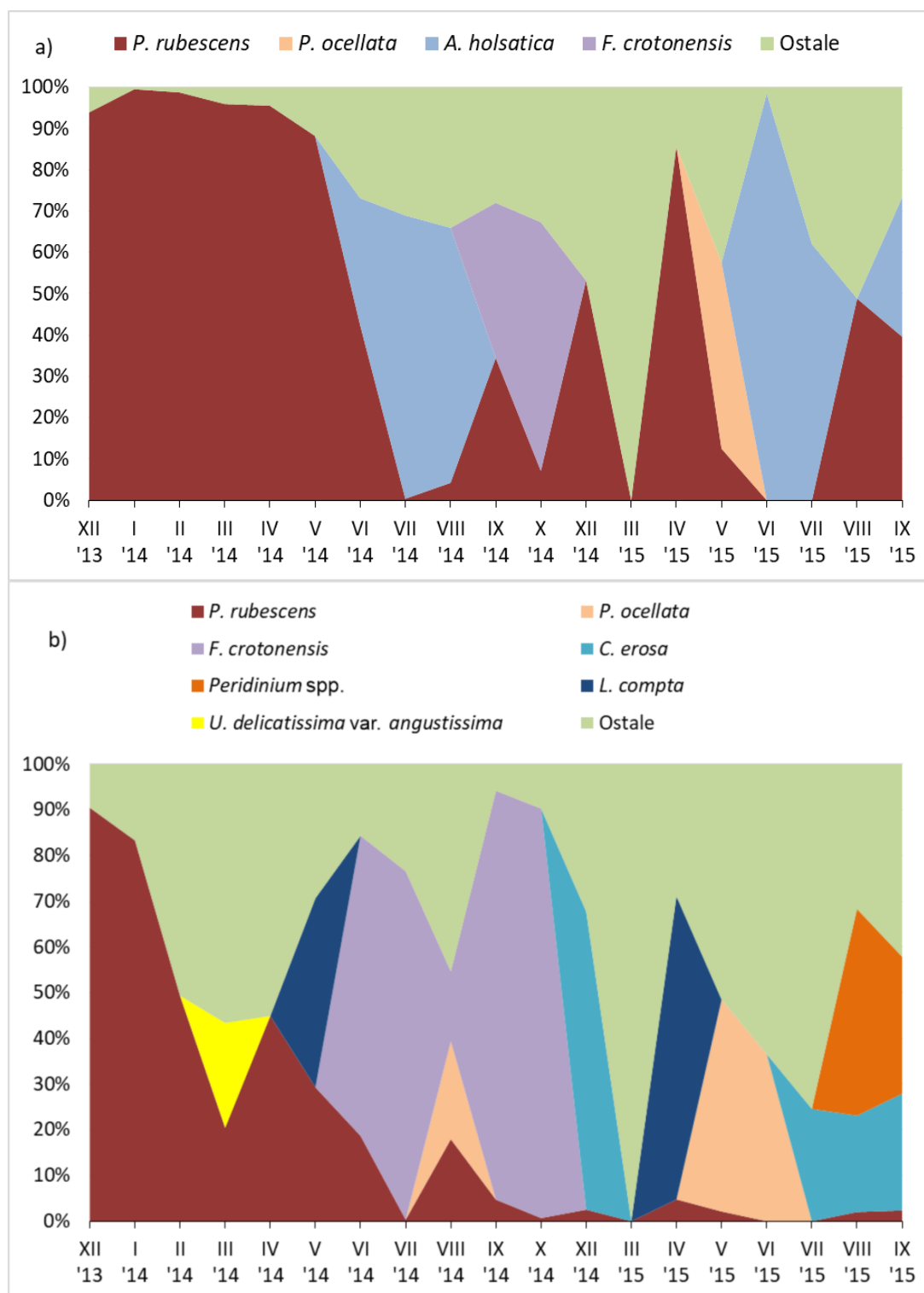


Grafik 4.21. Srednja ponderisana: a) brojnost i b) biomasa *P. rubescens* na lokalitetu Omar po mesecima tokom perioda istraživanja.

Procentualni udeo *P. rubescens* u ukupnom fitoplanktonu na lokalitetu Omar prikazan je na Grafiku 4.22. *P. rubescens* je dominirao u srednjoj ponderisanoj brojnosti ćelija tokom decembra 2013. godine, kao i tokom zime i proleća 2014. godine (Grafik 4.22.a). U martu, junu i julu 2015. godine nije bilo zabeleženo njegovo prisustvo, a tokom ostalog dela godine *P. rubescens* je bio dominantna vrsta u odnosu na brojnost ćelija u aprilu, avgustu i septembru. U odnosu na svoju biomasu *P. rubescens* je bio dominantan deo fitoplanktona u decembru 2013. godine, januaru, februaru i aprilu 2014. godine.

U martu 2015. godine fitoplanktonska zajednica je bila sastavljena samo od pripadnika silikatnih algi. Uzorak iz maja 2015. pokazuje dominaciju Bacillariophyta (dominantno *P. ocellata*) u brojnosti ćelija i u biomasi. *A. holsatica* je imala najveću ponderisanu brojnost ćelija u

fitoplanktonu u julu i avgustu 2014. godine, i u junu i julu 2015. godine, ali je njena biomasa bila mala. *F. crotonensis* je dominirala u svojoj ponderisanoj brojnosti u septembru i oktobru 2014. godine, a u biomasi u junu, julu, septembru i oktobru 2014. Svojom biomasom izdvojila se i vrsta *Cryptomonas erosa* u decembru 2014. godine i u julu 2015. godine (Grafik 4.22.b). U maju 2014. i aprilu 2015. *L. compta* je imala najveću ponderisanu biomasa na lokalitetu Omar. U junu 2015. dominirale su silikatne alge koje su i tokom jula 2015. imale veliku biomasa. Vrste roda *Peridinium* činile su dominantnu ponderisanu biomasa tokom avgusta i septembra 2015. godine.

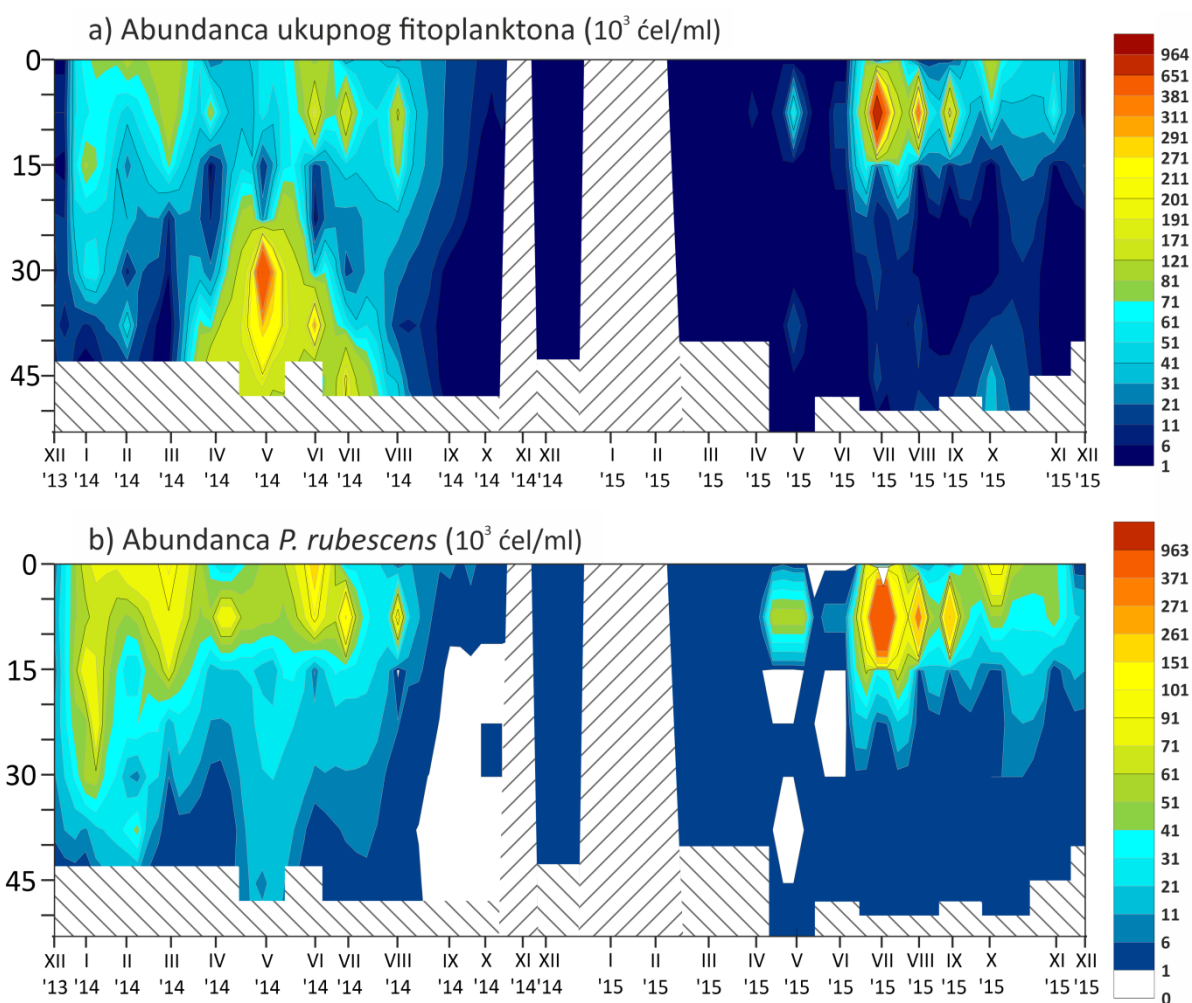


Grafik 4.22. Procentualni udeo *P. rubescens* i (ko)dominantnih taksona u ukupnom fitoplanktonu na lokalitetu Omar po mesecima, tokom perioda istraživanja.

4.8. Prostorna i vremenska dinamika zajednice fitoplanktona

4.8.1. Lokalitet Vodozahvat

Na grafiku 4.23. prikazane su prostorna i vremenska distribucija brojnosti ćelija ukupnog fitoplanktona i *P. rubescens* na najdubljem lokalitetu. Na početku perioda istraživanja brojnost ćelija po mililitru duž cele vodene kolone je bila mala i raspoređena bez određenog obrasca. U januaru 2014. brojnost ćelija se povećala, a najveća je bila na 18 m dubine (107184 ćel/ml), da bi se u februaru smanjila na svim dubinama osim neposredno ispod površine gde je bila 88752 ćel/ml. Sa formiranjem termokline, u martu mesecu, brojnost ćelija fitoplanktona je porasla, naročito na dubina od 0 do 6 m, međutim u aprilu mesecu se naglo smanjuje sve do 35 m dubine. Abundanca na 43 m dubine bila je 205257 ćel/ml. Naročito veliki skok brojnosti ćelija ukupnog fitoplanktona bio je zabeležen u maju 2014. na dubinama većim od 30 m. Na dubini od 31 m zabeležena je najveća abundanca fitoplanktona u celoj 2014. godini (652000 ćel/ml). Brojnost ostaje relativno velika na velikim dubinama i u junu 2014, ali je slična bila i na gornjoj granici metalimniona na 3 m (273526 ćel/ml). Metalimnion se u julu mesecu pomerio na 6 m dubine i na toj granici je i dalje bila velika brojnost ćelija fitoplanktona, ali je i dalje veća brojnost bila na velikim dubinama (211268 ćel/ml na 48 m). U avgustu mesecu fitoplankton je veliku brojnost imao samo na 6 m dubine da bi sa slabljenjem stratifikacije u septembru i oktobru mesecu brojnost brzo opadala duž cele vodene kolone. U martu i aprilu 2015. abundanca je bila veoma mala na svim dubinama, a u maju mesecu počinje znatno da raste na 6 m dubine, odnosno na početku metalimniona (59974 ćel/ml). Do naglog smanjenja abundance došlo je u junu mesecu, na svim dubinama, ali je u julu bio zabeležen nagli veliki skok brojnosti ćelija na dubini od 6 m, sa 13314 ćel/ml na 963855 ćel/ml. Ovo je ujedno bila i najveća abundanca tokom celog perioda istraživanja. U avgustu i septembru 2015. godine, brojnost ćelija u metalimnionu i dalje je bila visoka (387385 ćel/ml, odnosno 270431 ćel/ml), a u oktobru naglo opada. Tada je fitoplankton najveću brojnost imao ispod površine vode, 102854 ćel/ml. Sa slabljenjem stratifikacije u novembru mesecu fitoplankton počinje da se ravnomerno raspoređuje u epi- i metalimnionu.

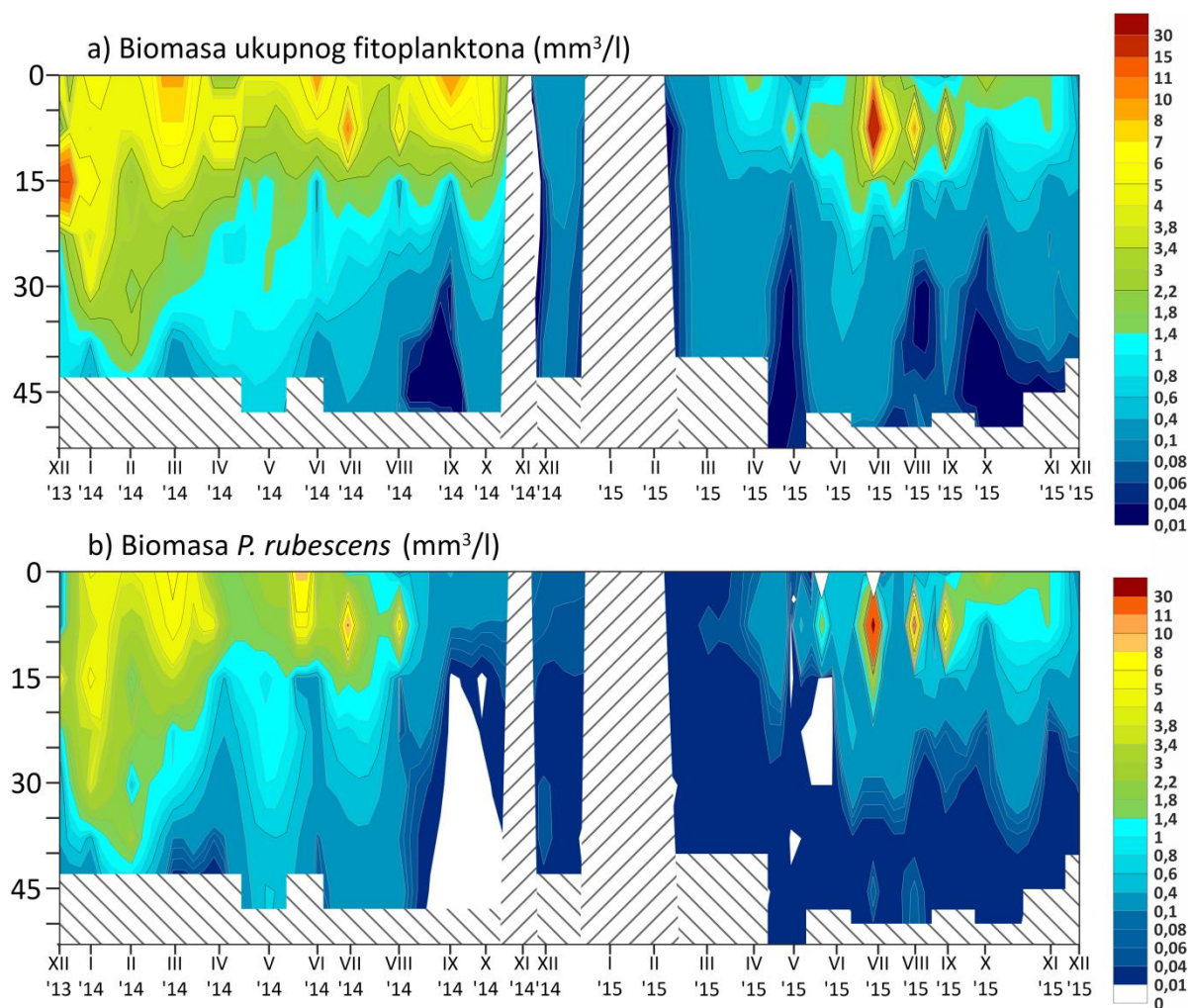


Grafik 4.23. Prostorna i vremenska dinamika abundance: a) ukupnog fitoplanktona i b) *P. rubescens* na lokalitetu Vodozahvat; ▨ nedostatak dubine, ▩ nedostatak podataka.

Ako posmatramo brojnost ćelija *P. rubescens* izdvojeno od ostalih članova zajednice (Grafik 4.23.b) vidimo da postoje veća odstupanja u aprilu, maju, junu i julu 2014. godine. U decembru 2013. godine *P. rubescens* je bio ujednačeno raspoređen duž vodene kolone. Na početku 2014. godine njegova abundanca raste, a najveća je bila na 18 m dubine (106876 ćel/ml). U februaru brojnost *P. rubescens* se smanjuje sve do pojave stratifikacije u martu mesecu, kada brojnost ćelija raste, najviše ispod same površine vode. Najveća brojnost ćelija u aprilu mesecu bila je na 6 m dubine (84458 ćel/ml), ali je na svim ostalim dubinama bila relativno mala. Na velikim dubinama, ispod 30 m, po svojoj brojnosti počinju da se izdvajaju pikocijanobakterije *A. holsatica* i *A. clathrata* i njihova abundanca je dominirala (Grafik 4.23.a). Nakon obilnih padavina u maju 2014., *P. rubescens* se raspoređuje sve do 31 m dubine, a ispod su ogromnu brojnost ćelija imale pomenute kolonijske pikocijanobakterije. U junu mesecu *P. rubescens* se opet premestio u stabilni metalimnion, pa je najveću brojnost imao na 3 m dubine (271610 ćel/ml), a u julu mesecu je takođe bio najbrojniji na gornjoj granici metalimniona. Opadanje brojnosti je primetno u avgustu mesecu, a u septembru njegova brojnost dostiže minimum, odnosno na dubini ispod 10 m *P. rubescens* izostaje. Sve do maja 2015. godine, *P. rubescens* je imao veoma malu brojnost ćelija duž vodene kolone. U maju mesecu njegova brojnost se povećala na 6 m dubine (59756 ćel/ml), dok je na većim dubinama uglavnom izostajao. Na velikim dubinama po brojnosti se izdvajala *A. holsatica* sve do kraja godine. U junu mesecu brojnost *P. rubescens* je opet bila zanemarljivo mala da bi u julu naglo skočila do maksimalne vrednosti od 962884 ćel/ml, na 7 m dubine. U isto vreme *P. rubescens* nije bio zabeležen u sloju epilimniona. U avgustu i septembru abundanca je i dalje bila velika u metalimnionu i veoma mala u ostalim delovima profila. Brojnost ćelija raste u epilimnionu,

a smanjuje se u metalimnionu u oktobru 2015, pa je ispod same površine vode bila 100982 ćel/ml. Dalje, abundanca *P. rubescens* je opadala duž cele vodene kolone.

Na Grafiku 4.24.a prikazana je prostorna i vremenska dinamika biomase fitoplanktona na lokalitetu kod brane. U decembru 2013. godine ukupna biomasa fitoplanktona bila je najveća na 14 m dubine ($15,99 \text{ mm}^3/\text{l}$). Na ostalim dubinama bila je znatno manja. U januaru i februaru 2014. do dubine od 31 m biomasa fitoplanktona je bila ujednačena (oko $4 \text{ mm}^3/\text{l}$), dok je ispod te dubine bila mala. Sa formiranjem stratifikacije vodene kolone najveća biomasa fitoplanktona bila je u epilimnionu ($8,34 \text{ mm}^3/\text{l}$), a prosečna biomasa u metalimnionu je bila $5,74 \text{ mm}^3/\text{l}$. U aprilu mesecu najveća biomasa je bila na 6 m odnosno na gornjoj granici metalimniona ($5,73 \text{ mm}^3/\text{l}$), a u maju neposredno ispod površine vode (epilimnion) ($4,08 \text{ mm}^3/\text{l}$). U junu 2014. najveća biomasa je bila zabeležena na 3 m tj. na gornjoj granici metalimniona ($10,19 \text{ mm}^3/\text{l}$). Slična situacija je bila i u julu i avgustu kada je najveća biomasa bila na 6 m, a to je ujedno bila i gornja granica metalimniona. Sa slabljenjem stratifikacije u septembru i oktobru mesecu biomasa fitoplanktona je bila najveća u epilimnionu od 0 do 6 m dok je u meta- i hipolimnionu bila veoma mala. Na početku proleća 2015. godine biomasa fitoplanktona je bila i dalje veoma mala u sva tri sloja, a u aprilu je počela da raste u epi- i metalimnionu ($1,81 \text{ mm}^3/\text{l}$). U maju mesecu značajnija biomasa je bila skocentrisana samo u delu metalimniona na 6 m dubine ($2,13 \text{ mm}^3/\text{l}$), dok je u drugim delovima vodenog stuba bila mala. Veoma slična dinamika je postojala i u junu mesecu kada je fitoplankton imao najveću biomasu na gornjoj granici metalimniona (6 m). Sa formiranjem izražene stratifikacije, u julu mesecu, zabeležena je i najveća biomasa fitoplanktona tokom celog perioda istraživanja. Najveća biomasa je bila formirana na dubini od 6,5 m ($30,37 \text{ mm}^3/\text{l}$). Na ostalim dubinama biomasa je bila veoma mala i nije prelazila $1,23 \text{ mm}^3/\text{l}$. Biomasa fitoplanktona u metalimnionu je i u avgustu i septembru bila velika, najveća na 8 m ($11,85 \text{ mm}^3/\text{l}$ i $8,54 \text{ mm}^3/\text{l}$, redom), a u ostalim delovima vodenog stuba manja. Kako je stratifikacija slabila tako se i biomasa fitoplanktona smanjivala u oktobru i novembru. Bila je mala duž cele vodene kolone, ali je najveća bila u epilimnionu, u oktobru ispod same površine vode ($3,19 \text{ mm}^3/\text{l}$), a u novembru na donjoj granici epilimniona ($2,17 \text{ mm}^3/\text{l}$).



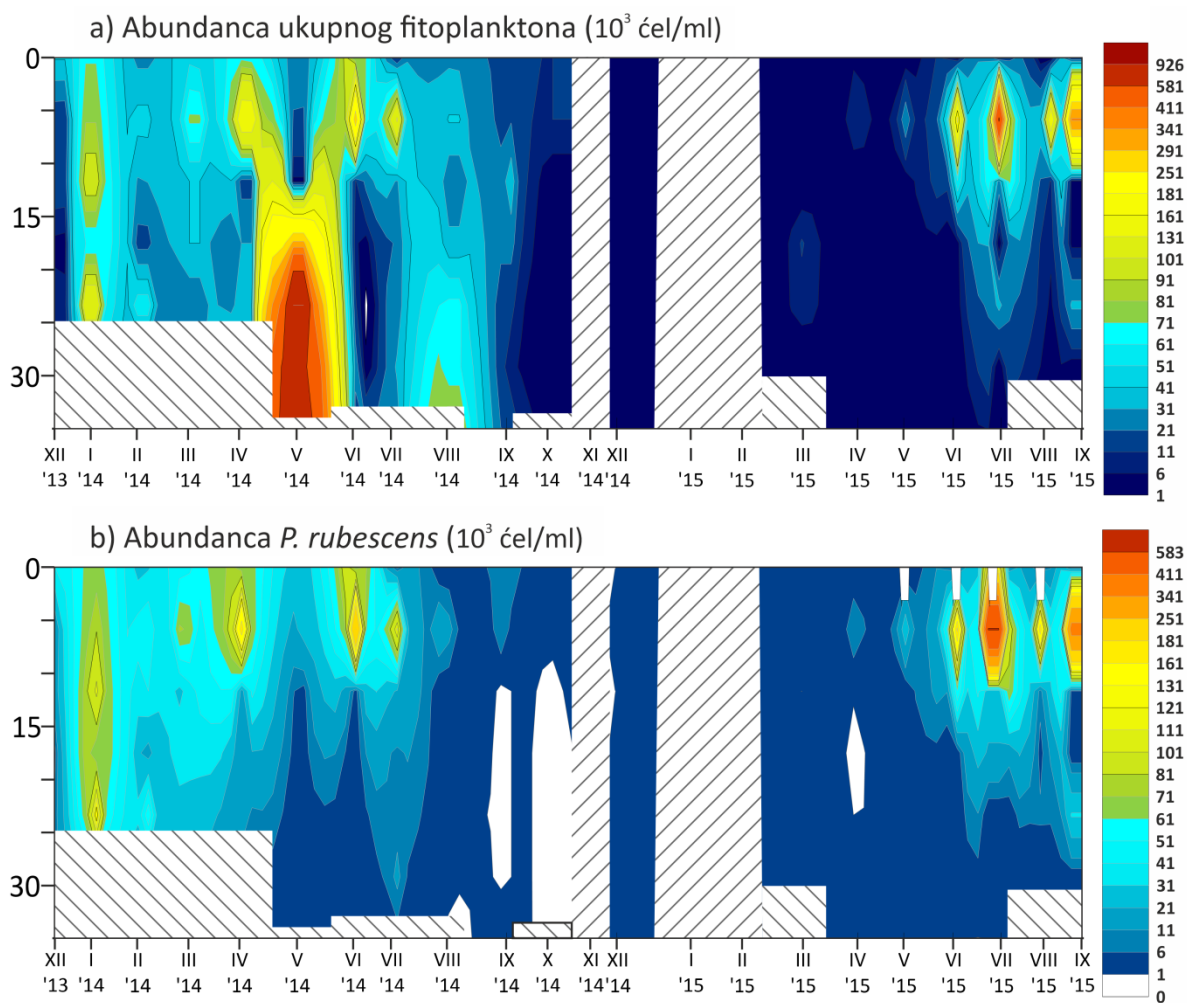
Grafik 4.24. Prostorna i vremenska dinamika biomase: a) ukupnog fitoplanktona i b) *P. rubescens* na lokalitetu Vodozahvat; ▨ nedostatak dubina, ▩ nedostatak podataka.

Na Grafiku 4.24.b prikazana je biomasa *P. rubescens* po dubini po mesecima istraživanja. Primetno je da nema većih odstupanja u odnosu na grafik ukupne biomase fitoplanktona (Grafik 4.24.a), jer je ova cijanobakterija bila dominantan član fitoplanktonske zajednice i činila je najveći deo njene biomase. U decembru 2013. godine biomasa *P. rubescens* je bila mala duž većeg dela vodene kolone, a najveća je bila na 14 m ($5,07 \text{ mm}^3/\text{l}$). Ostali deo biomase na 14 m pripadao je većinski silikatnim algama (*L. compta* i *U. delicatissima* var. *angustissima*). U januaru 2014., došlo je do povećanja biomase na svim dubinama, a najveća je bila na 18 m ($6,07 \text{ mm}^3/\text{l}$). U februaru, biomasa *P. rubescens* je bila najveća u površinskom sloju vode ($4,05 \text{ mm}^3/\text{l}$). Sa početkom stratifikacije, biomasa *P. rubescens* je takođe bila najveća u površinskom sloju tj. u epilimnionu ($6,84 \text{ mm}^3/\text{l}$), dok je u aprilu bila skocentrisana na 6 m dubine, odnosno na gornjoj granici metalimniona ($4,31 \text{ mm}^3/\text{l}$). Nakon obilnih padavina u maju 2014. biomasa *P. rubescens* se smanjila, pa je u epilimnionu bila $2,55 \text{ mm}^3/\text{l}$, a u gornjem sloju metalimniona na 3 m iznosila je $2,9 \text{ mm}^3/\text{l}$. Nakon toga, u junu, uspostavljanje stabilne stratifikacije se nastavilo, pa je porasla i biomasa *P. rubescens*, a najveća je bila na gornjoj granici metalimniona ($8,53 \text{ mm}^3/\text{l}$). U julu i avgustu trend se nastavio, a najveća biomasa *P. rubescens* je bila na 6 m, $10,24 \text{ mm}^3/\text{l}$ i $5,51 \text{ mm}^3/\text{l}$, redom. U septembru i oktobru 2014. dolazi do velikog pada biomase *P. rubescens* duž cele vodene kolone. U tom periodu došlo je do smene fitoplanktonske zajednice u epilimnionu kada su u njemu dominirale silikatne alge. U martu i aprilu 2015. godine, biomasa *P. rubescens* je bila mala duž cele vodene kolone, a u aprilu u epilimnionu najveći deo biomase pripadao je silikatnim algama. U maju i junu biomasa *P. rubescens* bila je ispod $1 \text{ mm}^3/\text{l}$ duž vodene kolone, osim na 6 m. U junu na dubini od 15 do 30 m, *P. rubescens* nije bio zabeležen. Najveća biomasa tokom celog perioda bila je u julu na dubini od

6,5 m ($30,23 \text{ mm}^3/\text{l}$), a u epilimnionu *P. rubescens* nije bio prisutan. Biomasa na 6,5 m se smanjila u avgustu ($0,46 \text{ mm}^3/\text{l}$), a maksimalna tog meseca je zabeležena na 8 m ($11,78 \text{ mm}^3/\text{l}$). U septembru biomasa je ponovo bila najveća na 6 m ($8,44 \text{ mm}^3/\text{l}$), dok je u ostalim delovima vodene kolone bila ispod $1 \text{ mm}^3/\text{l}$. Na kraju stratifikacije biomasa je bila najveća u površinskom sloju, a smanjila se u metalimnionu.

4.8.2. Lokalitet Nikolići

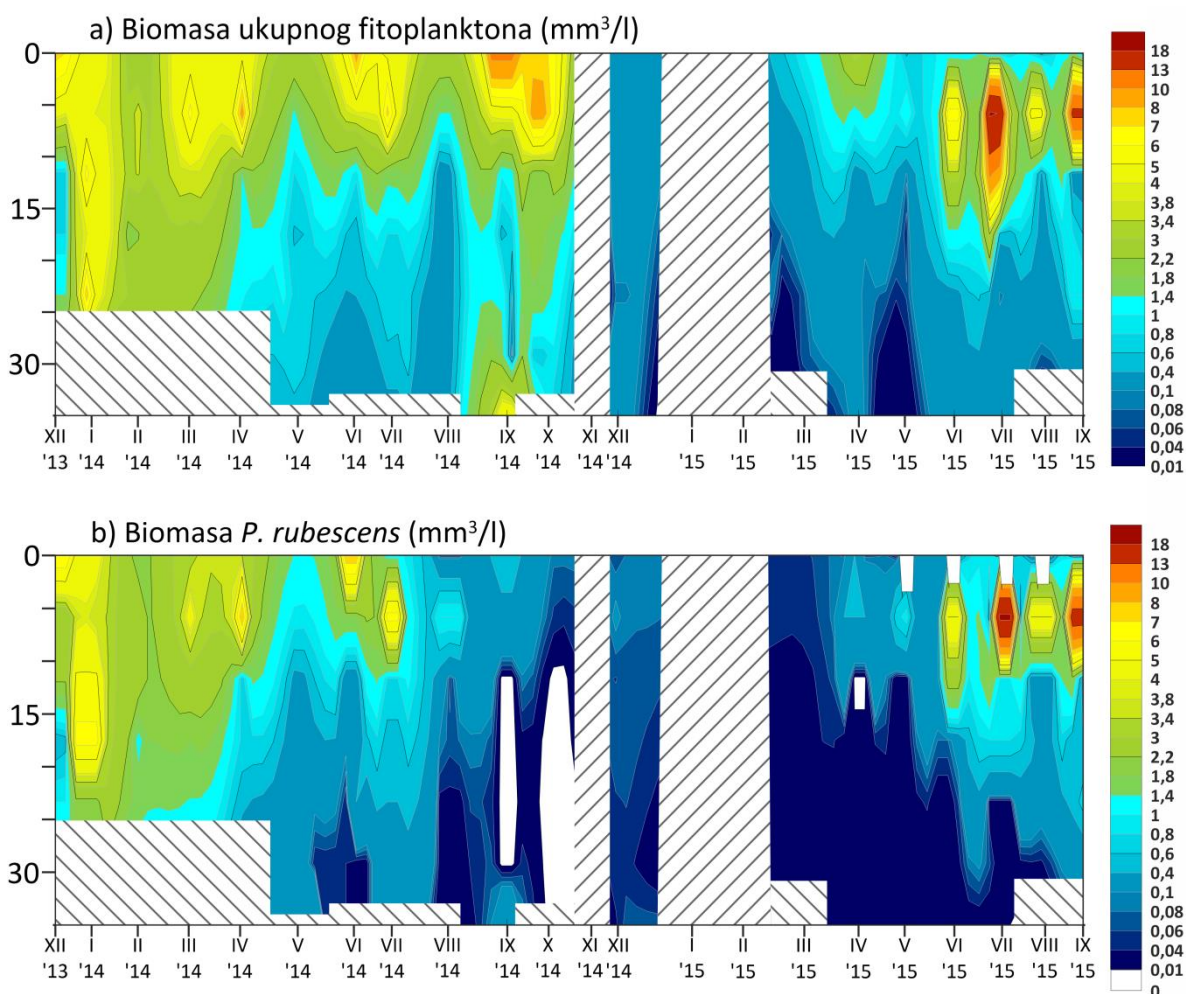
Maksimalna brojnost ćelija ukupnog fitoplanktona na lokalitetu Nikolići bila je 926284 ćel/ml (Grafik 4.25.a). Najveća brojnost u decembru 2013. bila je zabeležena ispod površine vode (41672 ćel/ml) i sa povećanjem dubine se smanjivala. U januaru 2014. godine, velika brojnost ćelija bila je prisutna na 13 m i 21 m dubine (105232 ćel/ml i 129836 ćel/ml , redom). U februaru i martu brojnost fitoplanktona je bila relativno mala na svim dubinama, a u aprilu mesecu fitoplankton je bio skoncentrisan na 6 m dubine, na početku metalimniona (165574 ćel/l). Sa slabljenjem termalne stratifikacije, u maju mesecu, abundanca fitoplanktona u gornjim slojevima vode znatno opada, dok je najveća brojnost ćelija bila u slojevima vode blizu dna. Na 25 m zabeležena je već spomenuta maksimalna abundanca. U junu i julu mesecu formiranje stabilne termokline se nastavlja, pa se fitoplankton većinski pozicionira na gornjoj granici metalimniona. U zenitu leta, abundanca fitoplanktona duž vodene kolone opada, a najveća je na najdubljoj tački uzorkovanja (91616 ćel/ml). Opadanje brojnosti ćelija se nastavilo u septembru i oktobru mesecu u svim delovima vodene kolone. Tokom proleća 2015. godine, brojnost ćelija fitoplanktona bila je izuzetno mala u svim delovima vertikalnog profila na sredini akumulacije (Grafik 4.25.a). Tek se u junu mesecu izdvojila velika abundanca na 5,5 m dubine (187669 ćel/ml). U julu je najveća brojnost iznosila 584043 ćel/ml , takođe u metalimnionu. Sa hlađenjem akumulacije u avgustu mesecu abundanca je drastično opala duž vodene kolone, osim u metalimnionu na 7,5 m dubine. Na kraju perioda istraživanja, u septembru 2015., abundanca u metalimnionu je porasla i na 7 m dubine je imala vrednost 415811 ćel/ml .



Grafik 4.25. Prostorna i vremenska dinamika abundance: a) ukupnog fitoplanktona i b) *P. rubescens*, na lokalitetu Nikolići; ▨ dno akumulacije, ▨ nedostatak podataka.

Prostorna i vremenska distribucija ćelija *P. rubescens* na lokalitetu Nikolići prikazana je na Grafiku 4.25.b. Tokom 2014. godine primetno je da je brojnost ćelija bila relativno mala. U januaru 2014., *P. rubescens* je bio skoncentrisan na 13 m i 21 m dubine (104832 i 129540 ćel/ml, redom), a brojnost je bila značajna i na ostalim dubinama. Međutim, u februaru i sa početkom stratifikacije u martu, njegova brojnost je u svim delovima kolone opala. U aprilu brojnost ćelija *P. rubescens* je imala najveću vrednost na početku metalimniona (165360 ćel/ml). Sa velikim prilivom vode u maju mesecu, opada brojnost ove cijanobakterije, a svojom brojnošću ćelija izdvajaju se pikocijanobakterije *A. holsatica* i *A. clathrata*, od 17 m dubine sve do dna akumulacije. Nakon ponovnog formiranja stabilne stratifikacije, u junu mesecu, dominira *P. rubescens* u gornjem metalimnionu, a njegova abundanca je bila 251920 ćel/ml. U julu situacija je slična, najveći broj ćelija *P. rubescens* se nalazio na 6 m dubine. Nagli, drastičan pad brojnosti zabeležen je u avgustu, a u septembru nije bio prisutan na dubinama preko 9 m. U tim mesecima po brojnosti ćelija dominira *A. holsatica* na svim dubinama. U oktobru mesecu abundanca *P. rubescens* je zanemarljivo mala, a dominaciju preuzima silikatna alga, *F. crotonensis*, duž celog profila. Mart i april 2015. se karakterišu kao meseci sa veoma malom brojnošću ćelija *P. rubescens*. Tek u maju mesecu *P. rubescens* se skoncentrisao na početku metalimniona u nešto većem broju (28366 ćel/ml), dok ga nije bilo u sloju epilimniona. U junu mesecu abundanca u metalimnionu je značajno porasla, a najveća brojnost tokom celog perioda istraživanja zabeležena je na 8 m u julu 2015. (582907 ćel/ml). Na ostalim dubinama brojnost je bila zanemarljivo mala (u epilimnionu je bila 0 ćel/ml). Nakon toga, u avgustu mesecu, brojnost na 8 m je opala na 161280 ćel/ml, da bi se u septembru opet povećala (415227 ćel/ml).

Promena biomase fitoplanktona na sredini akumulacije po dubini i po mesecima prikazana je na Grafiku 4.26.a. U decembru 2013. najveća biomasa je zabeležena u površinskom sloju vode (7,45 mm³/l), a na 3 i 6 m bila je oko 4 mm³/l. U januaru 2014. biomasa ukupnog fitoplanktona imala je najveću vrednost na 21 m (7,31 mm³/l), a bila je relativno velika na svim dubinama (u rasponu od 2,66 mm³/l do 6,32 mm³/l). Najveća biomasa fitoplanktona u februaru bila je 3,89 mm³/l (6 m). Na početku termalne stratifikacije biomasa je bila najveća u metalimnionu na dubini od 3 do 9 m, a u aprilu mesecu na gornjoj granici metalimniona, tj. na 6 m (8,54 mm³/l). Nakon obilnih padavina u maju 2014. stratifikacija je bila poremećena, a biomasa fitoplanktona se smanjila na svim dubinama. U junu i julu ponovo je biomasa porasla i najveća je bila na gornjoj granici metalimniona na 3 odnosno 6 m dubine (8,78 mm³/l i 7,33 mm³/l, redom). Biomasa je bila relativno mala u avgustu duž celog vertikalnog profila, a u septembru je zabeležena maksimalna biomasa u 2014. godini na dubini od 3 m (10,84 mm³/l). I na kraju stratifikacije biomasa je bila velika u epilimnionu i na početku metalimniona na 6 m (8,7 mm³/l). U decembru 2014., biomasa fitoplanktona je bila ispod 1 mm³/l na svim dubinama. Na početku proleća 2015. godine, biomasa fitoplanktona je bila i dalje veoma mala u sva tri sloja, a u aprilu je počela da raste u epi- i metalimnionu, ali je u maju mesecu opet opala. U junu značajnija biomasa je bila skocentrisana samo u metalimnionu, najviše na njegovom početku, na 5,5 m dubine (6,38 mm³/l), dok je u drugim delovima vodenog stuba bila mala. Trend se nastavio sve do kraja letnje strtifikacije. Najveća biomasa za ceo period istrživanja, na lokalitetu Nikolići, bila je zabeležena u julu 2015. na 8 m dubine (metalimnion), 18,45 mm³/l. U avgustu se veoma smanjila (5,34 mm³/l), dok je u septembru ponovo bila velika (13,16 mm³/l).

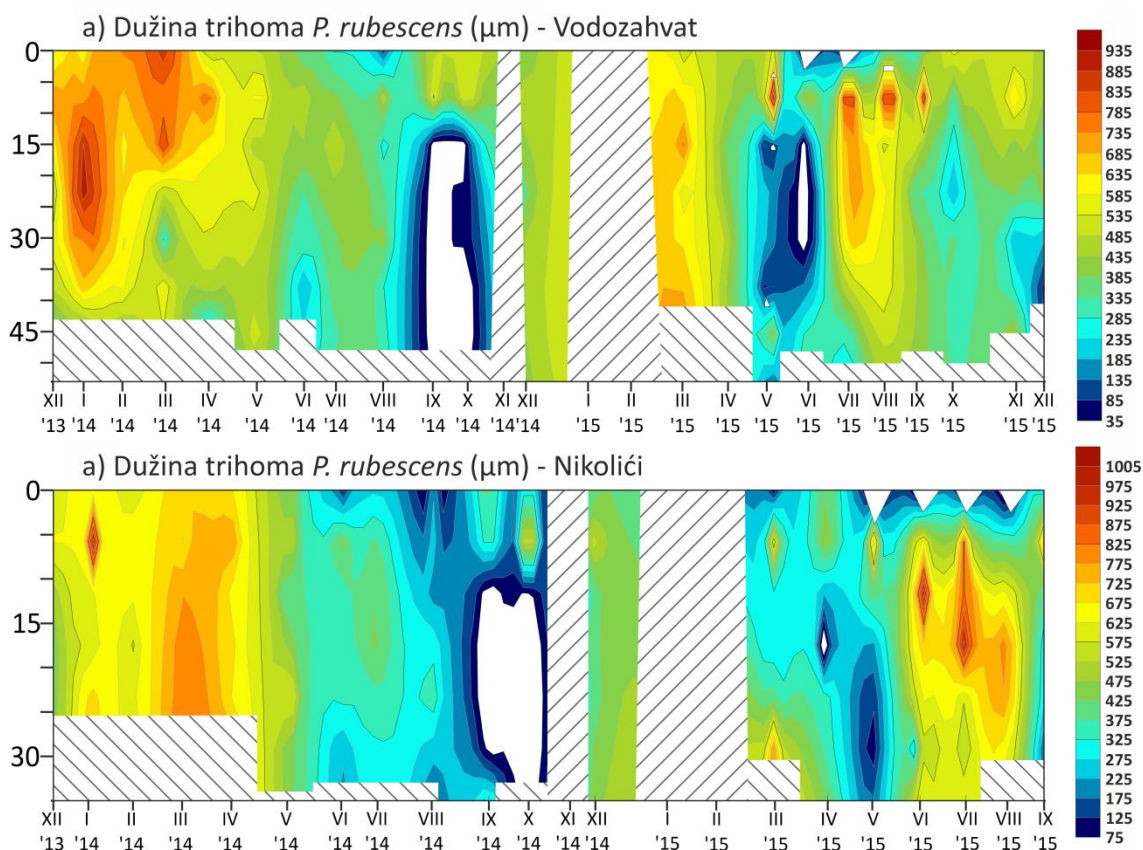


Grafik 4.26. Prostorna i vremenska dinamika biomase: a) ukupnog fitoplanktona i b) *P. rubescens* na lokalitetu Nikolići; ▨ dno akumulacije, ▨ nedostatak podataka.

Na grafiku 4.26.b prikazana je biomasa *P. rubescens* po dubini po mesecima istraživanja. Kao i na Vodozahvatu, uočava se da nema većih odstupanja u odnosu na grafik ukupne biomase fitoplanktona (Grafik 4.24.a). U decembru 2013., *P. rubescens* je najveću biomasu imao u površinskom sloju ($6,92 \text{ mm}^3/\text{l}$), a u januaru 2014. na 21 m dubine ($6,36 \text{ mm}^3/\text{l}$). U februaru biomasa je bila najveća na 6 m ($2,92 \text{ mm}^3/\text{l}$). Po uspostavljanju stratifikacije, biomasa *P. rubescens* počinje da se koncentriše u metalimnionu. U martu u metalimnionu, *P. rubescens* biomasa bila je $3,88 \text{ mm}^3/\text{l}$, a u aprilu $8,12 \text{ mm}^3/\text{l}$. U maju biomasa veoma opada, a u junu se ponovo uspostavljaju uslovi za stabilnu stratifikaciju i biomasa *P. rubescens* raste. Najveća je bila na početku metalimniona na 3 m ($7,8 \text{ mm}^3/\text{l}$). U julu je, takođe, bila maksimalna na gornjoj granici metalimniona na 6 m ($6,35 \text{ mm}^3/\text{l}$). Nakon toga biomasa opada i ostaje mala do kraja godine duž vodnog stuba, a dominaciju preuzimaju silikatne alge. U prolećnim mesecima 2015. godine, biomasa *P. rubescens* bila je mala na svim dubinama (ispod $1 \text{ mm}^3/\text{l}$). U junu mesecu dolazi do porasta biomase u metalimnionu, a u julu je zabeležena najveća vrednost za period istraživanja ($18,3 \text{ mm}^3/\text{l}$ na 8 m). Kao i na Vodozahvatu, tokom stratifikacije biomasa je bila jako skocentrisana u metalimnionu, dok je u ostalim delovima vodene kolone bila veoma mala ili ove cijanobakterije nije ni bilo. U avgustu, maksimum je bio zabeležen na 7,5 m ($5 \text{ mm}^3/\text{l}$), a u septembru na 7 m ($13 \text{ mm}^3/\text{l}$).

4.9. Promene dužine trihoma *P. rubescens*

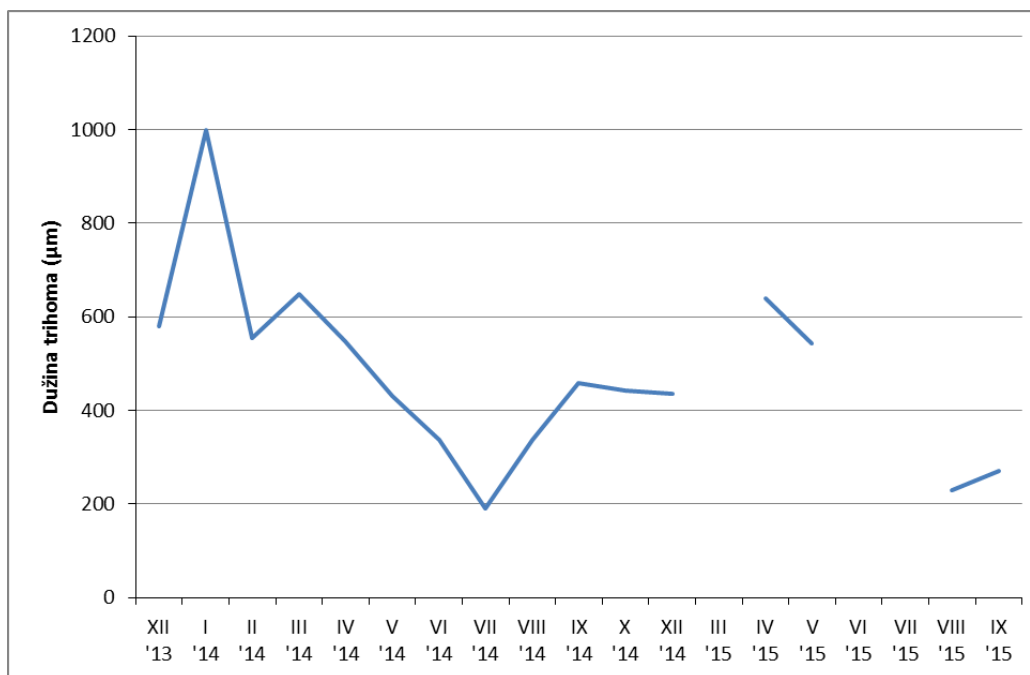
Tokom kvalitativne analize uzoraka merena je dužina trihoma *P. rubescens* da bi se utvrdilo da li postoji određena korelacija njegove dužine u odnosu na dubinu vode i mesec uzorkovanja. Rezultati su prikazani na Grafiku 4.27. Na Vodozahvatu u decembru 2013. godine, prosečna dužina trihoma bila je u rasponu od $320 \mu\text{m}$ na 43 m do $858 \mu\text{m}$ na 10 m dubine (Grafik 4.25.a). U januaru 2014., dužina trihoma *P. rubescens* je bila najveća izmerena tokom celog perioda istraživanja. Najveća je bila na 10 m dubine ($938 \mu\text{m}$) i od 18 m do 27 m (preko $900 \mu\text{m}$). U februaru, trihomi su bili dugački od $425 \mu\text{m}$ na dnu do $806 \mu\text{m}$ na 10 m dubine. Sa početkom stratifikacije trihomi su bili najduži u epilimnionu ($907 \mu\text{m}$), a u aprilu u metalimnionu ($714 \mu\text{m}$). Počevši od maja 2014. dužina trihoma se generalno smanjuje i neznatno je veća u metalimnionu u odnosu na epi- i hipolimnion. U junu 2014. je prosečna dužina trihoma u metalimnionu bila $445 \mu\text{m}$, a u epilimnionu $335 \mu\text{m}$, dok je u julu mesecu dužina bila najmanja u epilimnionu ($281 \mu\text{m}$). Obrazac je bio isti i u avgustu, trihomi su bili sve kraći, najkraći u epilimnionu. U septembru i oktobru trihomi *P. rubescens* u epilimnionu su imali dužinu oko $480 \mu\text{m}$, a od 14 m pa sve do dna su odsustvovali. U martu 2015. trihomi *P. rubescens* su bili relativno dugački, od $500 \mu\text{m}$ na 0 m do $795 \mu\text{m}$ na 40 m dubine. U aprilu su bili ujednačeno dugački, prosečno oko $400 \mu\text{m}$, a u maju 2015. njihova dužina se naglo smanjila, ostala je velika jedino u metalimnionu na 6 m ($928 \mu\text{m}$) i epilimnionu ($550 \mu\text{m}$). *P. rubescens* je u junu mesecu bio prisutan samo u metalimnionu (prosečna dužina $545 \mu\text{m}$) i blizu dna vodenog stuba. U julu i avgustu dužina trihoma je porasla na svim dubinama gde je *P. rubescens* bio prisutan. Najveću dužinu je imao na 10 m, u julu $802 \mu\text{m}$, a u avgustu $826 \mu\text{m}$. U septembru prosečna dužina u metalimnionu je bila $671 \mu\text{m}$, a u epilimnionu $281 \mu\text{m}$. Pred kraj stratifikacije u oktobru i novembru dužina trihoma je bila veća u epi- u odnosu na metalimnion. U decembru 2015. je izmeren apsolutni minimum dužine trihoma na 40 m dubine ($35 \mu\text{m}$).



Grafik 4.27. Prostorna i vremenska promena dužine trihoma *P. rubescens* na lokalitetu: a) Vodozahvat i b) Nikolići; ▨ dno akuulacije, ▨ nedostatak podataka.

Slične promene dužine trihoma zabeležene su i na lokalitetu Nikolići (Grafik 4.27.b). U decembru 2013. i januaru 2014. najveća prosečna dužina trihoma bila je na 6 m (627 μm i 996 μm , redom). U martu i aprilu 2014. dužina trihoma je bila ujednačena, najveća u hipo-, a zatim u metalimnionu. U maju i junu trihomi su postali kraći na svim dubinama, a najduži su bili u metalimnionu (oko 450 μm). U julu i avgustu dužina trihoma i dalje je opadala, ali je i dalje bila najveća u metalimnionu, dok je u septembru i oktobru dužina bila mala (oko 430 μm), tamo gde je *P. rubescens* bio prisutan. U martu 2015. najveća dužina *P. rubescens* trihoma bila je na 30 m (782 μm), a u aprilu na 6 m (530 μm). U maju su trihomi bili generalno kratki osim na 6 m (711 μm). Nakon toga, dužina trihoma se jako povećala. U junu prosečna dužina na 10 m dubine ujedno je bila i najveća zabeležena na lokalitetu Nikolići (1005 μm). Velika dužina trihoma izmerena je i u julu 2015., a ako posmatramo slojeve najveća je bila u metalimnionu (785 μm). U avgustu mesecu najveća prosečna dužina trihoma je bila u hipolimnionu (737 μm), a u septembru u metalimnionu (580 μm).

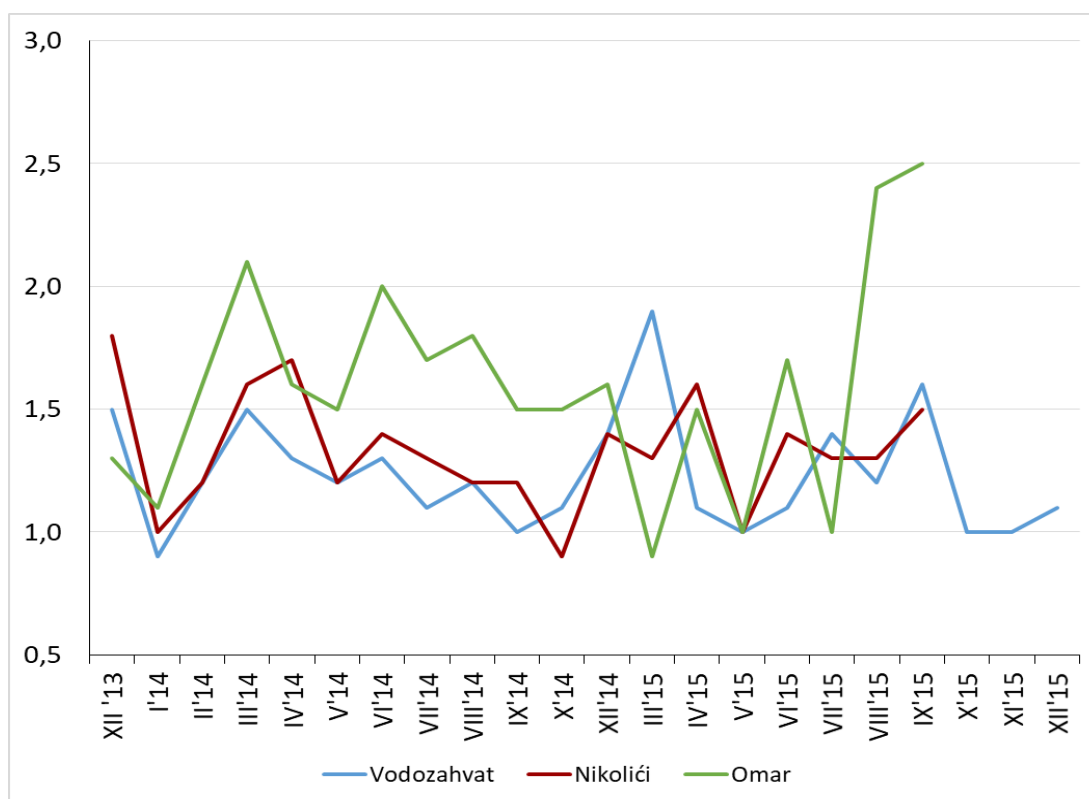
Na Grafiku 4.28. prikazana je promena dužine trihoma *P. rubescens* na lokalitetu Omar tokom vremena. U januaru 2014. *P. rubescens* je imao najveću dužinu (988 μm). Od marta, prosečna dužina trihoma naglo opada, a najmanja je bila u julu (191 μm). Dužina trihoma u 2015. je bila manja, najveća u aprilu (640 μm).



Grafik 4.28. Promena dužine trihoma *P. rubescens* na lokalitetu Omar, po mesecima, tokom perioda istraživanja.

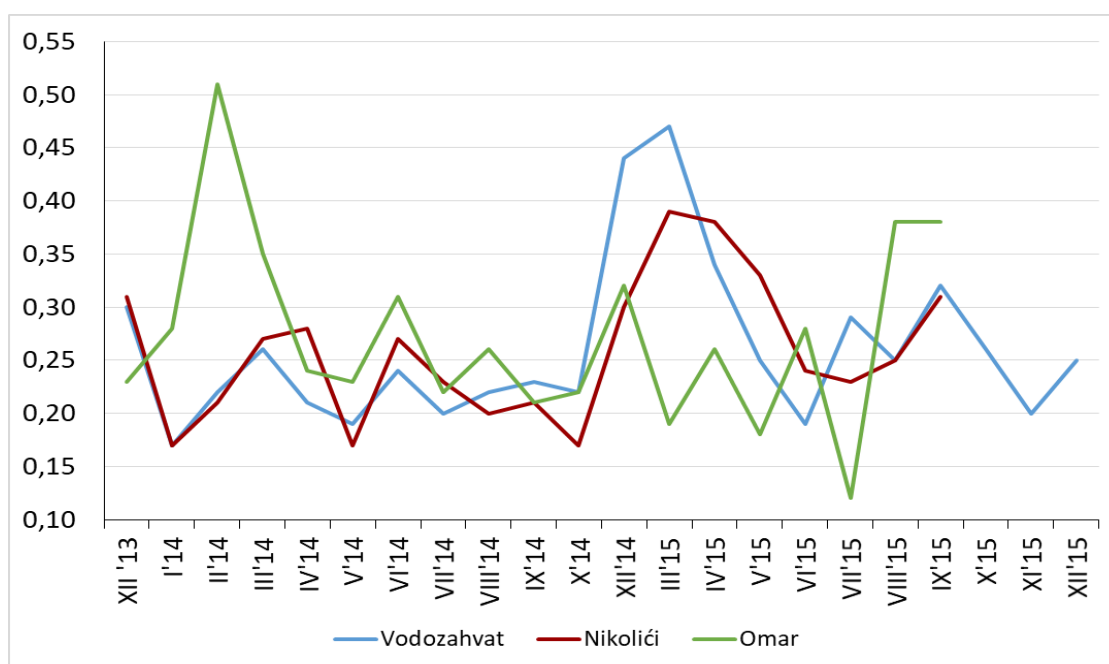
4.10. Shannon-ov indeks diverziteta i Pielou-ov indeks ekvitabilnosti

Na Grafiku 4.29. je prikazan diverzitet vrsta u akumulaciji Vrutci tokom vremena na tri lokaliteta. Shannon-ov indeks diverziteta je bio nizak tokom gotovo celog perioda istraživanja i kretao se od 0,9 do 2,5. Primetno je da je diverzitet bio generalno veći, a promene dinamičnije na najplićem lokalitetu, posebno tokom 2014. godine, u odnosu na ostala dva lokaliteta. Na lokalitetima Nikolići i Vodozahvat diverzitet se nije mnogo menjao i imao je isti trend rasta tj. opadanja. Indeks je bio veliki na početku istraživanja da bi se u januaru 2014. smanjio. Tokom februara i marta 2014. ponovo raste, a zatim postoji trend opadanja sve do oktobra 2014. U proleće 2015. diverzitet na ova dva lokaliteta je veliki da bi se u maju mesecu smanjio. U septembru 2015. postojao je još jedan pik diverziteta, a onda diverzitet opada. Na lokalitetu Vodozahvat diverzitet vrsta bio je najveći u martu 2015. (1,9), a na lokalitetu Nikolići u decembru 2013. (1,8).



Grafik 4.29. Promena Shannon-ovog indeksa diverziteta po mesecima tokom istraživanog perioda, za sva tri lokaliteta.

Vrednosti Pielou-ovog indeksa ujednačenosti prikazane su na Grafiku 4.30. i kretale su se od 0,12 do 0,51. Obe vrednosti su zabeležene na lokalitetu Omar (februar 2014. i jul 2015.). Tokom većeg dela perioda istraživanja ujednačenost vrsta je bila mala, tj. jedna ili nekoliko vrsta su bile dominantne. Primetni su pikovi ujednačenosti vrsta na lokalitetima Nikolići i Vodozahvat u martu 2015., jer se Pielou-ov indeks naglo povećao od oktobra 2014.



Grafik 4.30. Promena vrednosti Pielou-ovog indeksa ujednačenosti po mesecima tokom istraživanog perioda, za sva tri lokaliteta.

4.11. Saprobiološka analiza kvaliteta vode

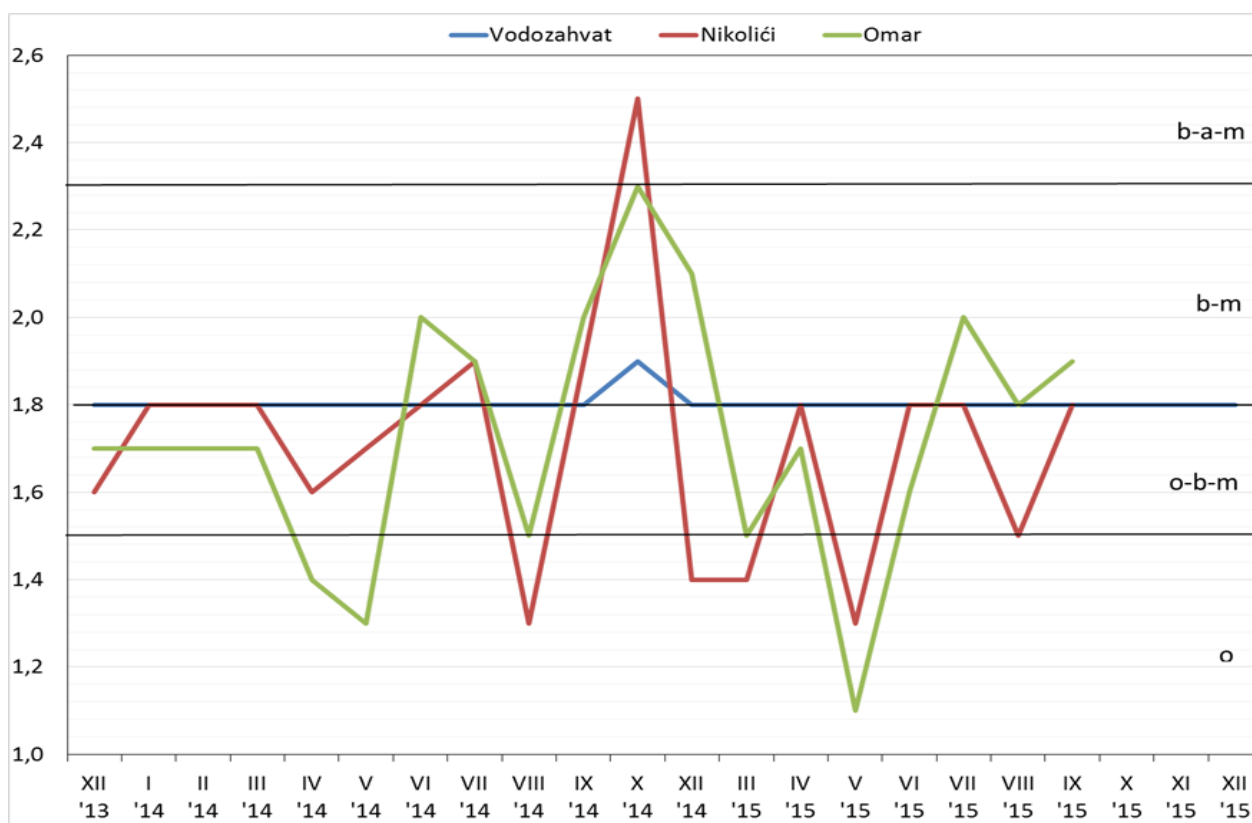
Za izračunavanje indeksa saprobnosti po Zelinka i Marvan-u (1961), korišćena je ponderisana srednja brojnost indikatorskih vrsta u vodenoj koloni. Dobijeni rezultati za sva tri lokaliteta prikazani su na Grafiku 4.31. Vrednosti saprobnog indeksa kretale su se u opsegu od 1,1 (maj 2015, Omar) do 2,5 (oktobar 2014, Nikolići).

Ako se posmatraju pojedinačni lokaliteti primetno je da je kvalitet vode na lokalitetu Vodozahvat bio ujednačen tokom celog perioda istraživanja tj. bio na prelazu između I i II klase vode (oligo- do β -mezosaprobna zona). Samo u oktobru 2014. kvalitet vode je prelazio u II klasu tj. postojalo je umereno organsko zagađenje vode (β -mezosaprobna zona). U oktobru 2014. godine primećeni su pikovi indeksa saprobnosti i na ostalim lokalitetima, pa je tako voda na lokalitetu Omar pripadala II klasi (β -mezosaprobna zona), a na lokalitetu Nikolići je bila na prelazu između II i III klase (β -do α -mezosaprobna zona; umereno do visoko organsko opterećenje). Sa grafika se vidi da je dinamika vrednosti indeksa saprobnosti bila slična na lokalitetima Omar i Nikolići, ali su promene kvaliteta vode bile veće na lokalitetu Omar.

Kvalitet vode na lokalitetu Nikolići tokom većeg dela perioda istraživanja bio je između I i II zone odnosno voda je bila oligo- do β -mezosaprobna. Samo u julu i septembru 2014. godine bila je β -mezosaprobna, a u oktobru 2014. godine β - do α -mezosaprobna. Oligosaprobnost je bila zabeležena u avgustu i decembru 2014. godine i u martu, maju i avgustu 2015.

Na lokalitetu Omar voda je tokom zime 2013./2014. godine imala neznatno organsko zagađenje (I-II klasa), tokom proleća je bila oligosaprobna (I klasa), da bi potom naglo prešla u II klasu tj. postala β -mezosaprobna i ostala takva do kraja 2014. godine. U 2015. godini, tokom marta, aprila, maja i juna, organsko opterećenje je bilo naizmenično vrlo nisko i neznatno (oligosaprobna i oligo do β -mezosaprobna zona), a odstupanja su bila zabeležena u julu i septembru 2015. godine kada je nivo organskog opterećenja bio umeren, a voda pripadala II klasi.

Srednje godišnje vrednosti indeksa saprobnosti za 2014. i 2015. godinu po lokalitetima pokazale su da je na sva tri lokaliteta voda bila visoke klase kvaliteta (između I i II), odnosno oligo- do β -mezosaprobna sa neznatnim nivoom organskog zagađenja.



Grafik 4.31. Dinamika indeksa saprobnosti (SI) po lokalitetima, tokom perioda istraživanja (o – oligotrofno, o-b-m – oligo- do β -mezotrofno, b-m – β -mezotrofno, b-a-m – β - do α -mezotrofno).

4.12. Statistička obrada podataka

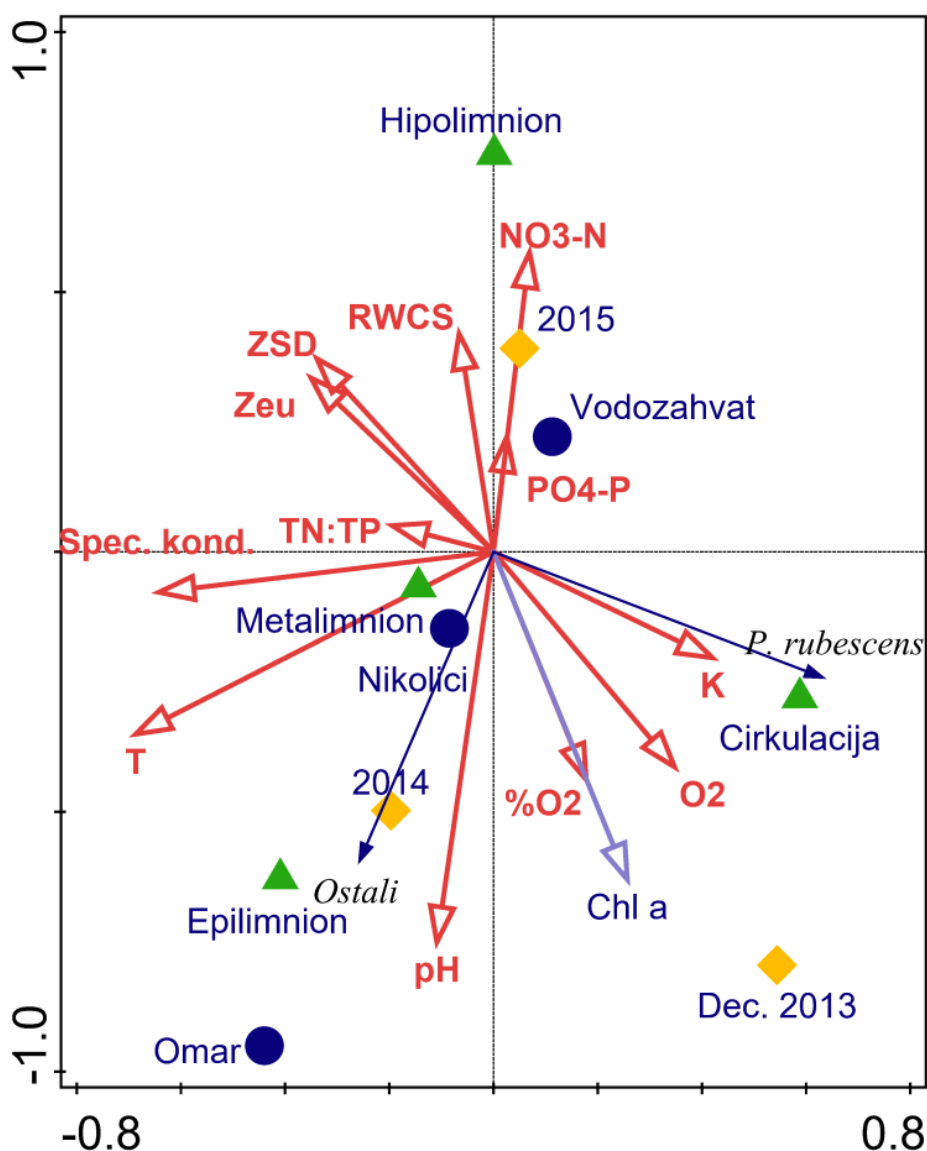
Rađena je analiza redundantnosti (RDA) sa dodatnim parametrima, gde je posmatrana zavisnost biomase algi (razdvojeno *P. rubescens* i sve ostale) u odnosu na sredinske parametre (providnost – Z_{SD} , dubina eufotične zone – Z_{eu} , koeficijent ekstinkcije svetlosti – k , temperatura vode – T , pH, specifična elektroprovodljivost – Spec. kond., koncentracija rastvorenog kiseonika – O_2 , saturacija kiseonikom – % O_2 , koncentracija nitrata – NO_3-N , koncentracija ortofosfata – PO_4-P , odnos ukupan azot:ukupni fosfor – TN:TP i relativna stabilnost vodene kolone – RWCS). Dodatni parametri u odnosu na koje je posmatrana biomasa algi u ovoj analizi su lokalitet, godina, sloj vode i koncentracija hlorofila *a*.

Prve dve ose dobijenog grafika zajedno objašnjavaju 43% varijabilnosti podataka. Permutacioni test na svim osama daje $p=0,002$, čime se ova analiza može smatrati značajnom, s obzirom da je $p \leq 0,05$.

Sa prvom osom najveću, ali negativnu korelaciju pokazuju temperatura vode ($r=-0,69$) i specifični konduktivitet ($r=-0,64$), dok je druga osa uslovljena pretežno pH vrednošću ($r=-0,76$) s jedne strane i koncentracijom nitrata ($r=0,58$) i RWCS ($r=0,42$) sa druge strane. Biomasa *P. rubescens* pozitivno koreliše sa prvom osom ($r=0,63$), dok sve ostale alge pokazuju negativnu korelaciju sa prvom osom ($r=-0,26$). Sa drugom osom grafika biomasa svih algi pokazuje negativnu korelaciju: *P. rubescens* ($r=-0,25$) i sve ostale ($r=-0,58$). Najveća biomasa *P. rubescens* javlja se u vreme cirkulacije kada se javljaju i najveće vrednosti rastvorenog kiseonika i njegove saturacije, najviše vrednosti koeficijenta ekstinkcije svetlosti (k), kao i visoke vrednosti hlorofila *a* (iako i porast ostalih algi doprinosi povećanju ovog parametra), ali porast njegove biomase nije toliko uslovljen ostalim

hemijskim parametrima ($PO_4\text{-P}$ i $NO_3\text{-N}$). Povećane vrednosti biomase *P. rubescens* javljaju se kada su niže vrednosti temperature vode, kada je nizak odnos TN i TP, kada se beleže niže vrednosti Z_{SD} , samim tim niže vrednosti dubine eufotične zone (Z_{eu}) i pri blago nižim vrednostima RWCS, dok do iste pojave dovodi i blagi porast pH vrednosti (pH vrednost mnogo više pozitivno koreliše sa porastom biomase svih ostalih algi, nego sa porastom biomase *P. rubescens*). Visoke vrednosti biomase *P. rubescens* su podjednako beležene na lokalitetima Vodozahvat i Nikolići, za razliku od lokaliteta Omar, gde su mnogo češće beležene veće vrednosti biomase ostalih algi.

Sve ostale alge najveću biomasu su češće imale u epilimnionu, na lokalitetu Omar i pri višim vrednostima temperature vode i pH vrednosti. U pozitivnoj korelaciji sa biomasom ostalih algi su i koncentracija rastvorenog kiseonika u vodi, njegova saturacija, specifični konduktivitet, veoma slabo i veći odnos TN i TP i k, dok negativno korelišu $NO_3\text{-N}$, $PO_4\text{-P}$, RWCS, Z_{SD} i Z_{eu} što bi značilo da porast poslednjih pet parametara dovodi do pada biomase ostalih algi.



Grafik 4.32. Analiza redundantnosti (RDA) biomase *P. rubescens* i svih ostalih članova fitoplanktona i fizičkih, (bio)hemijskih i hidroloških faktora (providnost – Z_{SD} , dubina eufotične zone – Z_{eu} , koeficijent ekstinkcije svetlosti – K , temperatura vode – T , pH, specifična elektroprovodljivost – Spec. kond., koncentracija rastvorenog kiseonika – O_2 , saturacija kiseonikom – $\%O_2$, koncentracija nitrata – $NO_3\text{-N}$, koncentracija ortofosfata – $PO_4\text{-P}$, odnos ukupan azot:ukupn fosfor – TN:TP i relativna stabilnost vodene kolone – RWCS).

5. DISKUSIJA

5.1. Monitoring kvaliteta vode akumulacija u Srbiji

Monitoring podzemnih i površinskih voda podrazumeva organizovano, sistematsko praćenje njihovog kvantiteta i kvaliteta, sakupljanje i obradu podataka, kao i njihovu dalju analizu i procenu napretka stanja ka unapred utvrđenom cilju. To je prvi i osnovni korak upravljanja i zaštite vodnih resursa svake zemlje (Ristić-Vakanjac i sar. 2018.). Okvirna direktiva o vodama (2000/60/EC) je osnovna evropska zakonska regulativa, a izrada plana monitoringa površinskih voda je integralna komponenta Direktive (Čađo i sar. 2018). Zakon o vodama (Sl. glasnik RS, br. 30/2010, 93/2012, 101/2016 i 95/2018) usvojen je 2010. godine i time su se stekli uslovi da se monitoring kvaliteta voda Srbije uskladi sa zahtevima Direktive, a prvi program ovakvog monitoringa započeo je 2012. godine. Organizovanje i sprovođenje monitoringa kvaliteta površinskih i podzemnih voda od 2011. godine je u nadležnosti Agencije za zaštitu životne sredine.

Zdravstveni i sanitarni nadzor u oblasti javnog snabdevanja higijenski ispravnim vodom za piće pod nadležnošću je Ministarstva zdravlja. Republika Srbija je 2018. godine u dokument „Nacionalna procena ugroženosti od elementarnih nepogoda i drugih nesreća“ uvrstila i novu opasnost: „nedostatak vode za piće“ (Ristić-Vakanjac i sar. 2018).

Nedostatak vode za piće je sve veći problem, a troškovi izgradnje novih i sanacije postojećih akumulacija su veliki, tako da je neophodan dobar monitoring kvaliteta voda akumulacija (Veljković i Jovičić 2016). Nakon usvajanja Zakona o vodama, a na osnovu definisanih kriterijuma odabrano je 50 stanica nadzornog monitoringa i 90 stanica operativnog monitoringa, a svake naredne godine u operativni monitoring uključivano je dodatnih 20 vodnih tela koja do tada nisu ispitivana. U procenu ekološkog statusa uključeni su opšti fizičko-hemijski parametri, specifične neprioritetne zagađujuće supstance, biološki i hidromorfološki elementi kvaliteta (Čađo i sar. 2018). Međutim, izveštaji Agencije za zaštitu životne sredine pokazuju zabrinjavajuće mali obim ostvarenog monitoringa površinskih voda, pa je tako od 2012. do 2016. godine ostvaren potpun nadzor na samo dva vodotoka (Dunav i Tamiš), dok je na ostalim velikim vodnim sistemima bio veoma mali (Ristić-Vakanjac i sar. 2018).

Monitoring kvaliteta vode akumulacije Vrutci rađen je samo sporadično bez dovoljnog broja uzoraka po dubini. Od puštanja postrojenja za preradu vode iz akumulacije u rad, sve do pojave „cvetanja“ *P. rubescens*, tehnološki procesi tretmana sirove vode nisu prilagođavani promenama kvaliteta ulazne vode, tako da ni finalni proizvod nije bio zadovoljavajućeg kvaliteta (Marković 2015). Do početka našeg istraživanja pojava *P. rubescens* u akumulaciji Vrutci bila je zabeležena dva puta tokom organizovanog monitoringa. Pri put u avgustu 2010. godine na lokalitetu Omar (relativna abundanca je bila 1) (RHMZ 2011), drugi put u novembru 2012. (Denić i sar. 2014). Tokom 2012. uzorkovanje je vršeno i u maju i avgustu, tokom perioda stratifikacije, ali nije bilo zabeleženo prisusvo *P. rubescens*. Prema Denić i saradnicima (2014) akumulacija Vrutci je 2012. godine imala umereni ekološki potencijal (III klasa).

5.2. Fizičke i hemijske osobine vode akumulacije Vrutci

Sunčeva svetlost je jedan od najvažnijih ekoloških faktora. Količina svetlosne energije koja dospeva do određene dubine vode zavisi od optičkih osobina vodnog tela, od količine suspendovanih čestica

(fitoplankton, organske i mineralne čestice) i rastvorenih supstanci, pre svega huminskih kiselina (Borowiak i Borowiak 2016). Providnost akumulacije Vrutci je varirala po mesecima istraživanja, a najveći opseg je imala na lokalitetu Vodozahvat (Grafik 4.1.). Tokom 2014. godine providnosti je bila ujednačena, ali je postojao trend rasta sve do oktobra meseca. U 2015. godini providnost je bila znatno veća tokom prolećnih i letnjih meseci verovatno usled stabilnih vremenskih uslova i stabilne stratifikacije (Grafik 4.11.). Slična dinamika providnosti je postojala i na lokalitetu Nikolići, a ovi podaci mogu ukazati na sezonsku dinamiku razvoja biomase fitoplanktona, tako da manja providnost ukazuje na povećanje biomase (Armengol i sar. 2003). Sa druge strane, akumulacija Vrutci ima veliko slivno područje sa dosta pritoka koje nose sedimente, koji takođe smanjuju providnost. Sve češće padavine značajno utiču na providnost (Pilla i sar. 2018). RDA analiza je pokazala negativnu korelaciju biomase fitoplanktona i providnosti. Ako uporedimo Grafik 4.1. sa graficima biomase fitoplanktona na lokalitetima Vodozahvat i Nikolići (Grafici 4.17.b i 4.19.b) vidimo da postoji generalni trend rasta providnosti odnosno smanjenja biomase tokom vremena u 2014. U maju 2014. biomasa fitoplanktona se veoma smanjila, ali nije došlo do naglog povećanja providnosti zato što je usled obilnih padavina došlo do spiranja okolnog zemljišta, a veliki broj neaktivnih filamenata našao se u površinskim slojevima vode. U 2015. godini primetno je da se pik biomase poklapa sa smanjenjem providnosti na lokalitetu Vodozahvat, dok na lokalitetu Nikolići nije bilo tako. Povećanje providnosti je jedan od glavnih preduslova metalimnionskog „cvetanja“ *P. rubescens* (Davis i sar. 2003). Lokalitet Omar je imao velike oscilacije providnosti po mesecima, što je i očekivano za najbliži deo akumulacije, a generalni trend nije bio u vezi sa trendom biomase fitoplanktona (Grafik 4.21.b). Iako postoje potencijalne greške pri proceni Secchi dubine i sve više su u upotrebi savremeni instrumenti za merenje optičkih osobina vode ovaj metod ima dugačku istoriju korišćenja i nastaviće da se koristi zbog svoje jednostavnosti (Luhtala i Tolvanen 2013).

Tokom obe istraživane godine dubina eufotične zone se nalazila u okviru metalimniona, a biomasa *P. rubescens* je bila velika i ispod eufotične zone, iako je najveća bila u okvirima metalimniona (Grafici 4.24.b i 4.26.b). *P. rubescens* se uspešno razvija na dubinama sa niskom osvetljenošću i adaptiran je na rast u uslovima ekstremne zasenčenosti (Kromkamp i sar. 2001; Oberhaus i sar. 2007), a opstaje i u uslovima mraka (Bright 1999). U uslovima niskog osvetljenja niska je i maksimalna stopa rasta, a za razliku od prilagođenosti na mrak, *P. rubescens* podleže efektima fotoinhibicije tako da ne opstaje duže vreme na površini vode (Walsby i Schanz 2002). Koeficijent ekstinkcije svetlosti pokazuje meru u kojoj dolazi do apsorpcionih gubitaka kada svetlost prolazi kroz vodu (Liu i sar. 2010). Obrnuto je proporcionalan dubini eufotične zone tj. ako ima manju vrednost znači da svetlost dublje prodire. Na lokalitetu Vodozahvat na početku perioda istraživanja koeficijent je bio visok da bi se postepeno smanjivao tokom vremena (Grafik 4.2.a), ali je najveće vrednosti imao u oktobru i novembru 2015. U vreme metalimnionskog „cvetanja“ 2015. godine zabeležene su niske vrednosti koeficijenta ekstinkcije svetlosti (Grafik 4.2.), isto kao i u jezeru Rogozno (Solis i sar. 2013). Na lokalitetu Nikolići primećen je sličan trend sa pikovima u decembru 2013., martu, aprilu i maju 2014. i martu 2015. (Grafik 4.2.b). Kao i kod dinamike providnosti vode, visoke vrednosti koeficijenta ekstinkcije mogu ukazati na veliku biomasu tj. koncentraciju hlorofila *a*. RDA analiza je pokazala značajnu pozitivnu korelaciju vrednosti koeficijenta ekstinkcije i biomase *P. rubescens* u akumulaciji Vrutci (Grafik 4.32.). Ipak, procena dubine eufotične zone, kao i koeficijenta ekstinkcije svetlosti korišćenjem Secchi dubine nije uvek pouzdana i treba je uzeti sa rezervom (Padial i Thomaz 2008).

Najveća ponderisana biomasa *P. rubescens* bila je zabeležena tokom zimske cirkulacije 2014. godine (Grafici 4.17.b i 4.19.b), kada je temperatura vode bila veoma niska (oko 5 °C). RDA analiza (Grafik 4.32.) je, takođe, potvrdila da je *P. rubescens* imao veću biomasu tokom perioda produžene jesenje cirkulacije, kao i da ova cijanobakterija negativno koreliše sa temperaturom vode. Srednja temperatura u metalimnionu bila je oko 10 °C na oba lokaliteta (Tabele 4.1. i 4.2.), dok je maksimalna zabeležena temperatura na oba lokaliteta bila 16 °C u avgustu 2015. Ovo je ujedno bila i prosečna temperatura vode lokaliteta Omar (Tabela 4.3.). Kombinacija svetlosnih i temperaturnih uslova određuje uspešnost metalimnionskog „cvetanja“ *P. rubescens* pri umerenim

koncentracijama nutrijenata (Dokulil i Teubner 2000). Blagojević Ponjavić i sar. (2019) su pokazali da biomasa *P. rubescens* brzo opada kada je temperatura vode veća od 16 °C. Sve ovo ukazuje da, za razliku od većine cijanobakterijskih vrsta, *P. rubescens* preferira niže temperature vode (Dokulil i Teubner 2000; Oberhaus i sar. 2007; Rohrlack 2018). Tokom procesa fotosinteze u trofogenom sloju akumulacije dolazi do smanjenja koncentracije CO₂, odnosno do povećanja pH vrednosti vode, dok se suprotan proces odvija u hipolimnionu (Wetzel 2001). Naša RDA analiza pokazala je pozitivnu korelaciju biomase *P. rubescens* i pH u vodi (Grafik 4.30.). Međutim, najveća pH vrednost na sva tri lokaliteta bila je zabeležena na početku stratifikacije, u aprilu 2015. godine, a ona se ne poklapa sa maksimumom ponderisane biomase *P. rubescens* (Grafici 4.17.b, 4.19.b i 4.21.b). Veća pozitivna korelacija postojala je između pH vrednosti i biomase ostalog fitoplanktona akumulacije Vrutci (Grafik 4.32.). Ovo može ukazati na to da, za razliku od drugih algi, *P. rubescens* poseduje fotoheterotrofiju (Posch i sar. 2012).

Specifična provodljivost je imala negativnu korelaciju sa biomasom *P. rubescens*, a pozitivnu korelaciju sa biomasom ostalih članova fitoplanktona u akumulaciji Vrutci (Grafik 4.32.). Atoui i saradnici (2012) su pokazali da pri većim vrednostima konduktiviteta dominiraju silikatne i zelene alge, a pri nižim vrednostima cijanobakterije. U našem istraživanju prosečna specifična provodljivost je bila dosta veća na najdubljem i najplićem lokalitetu (Vodozahvat i Omar), u odnosu na sredinu akumulacije (Nikolići), verovatno usled različitih morfometrijskih uslova na lokalitetima (Tabele 4.1., 4.2. i 4.3.).

Prosečne vrednosti koncentracije kiseonika i njegove saturacije bile su najveće u epilimnionu oba lokaliteta, i prema Uredbi o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje (Sl. glasnik RS 50/2012), voda epilimniona je u proseku bila I klase. Međutim, maksimalne vrednosti zabeležene su u metalimnionu (Tabele 4.1. i 4.2.). Metalimnionski maksimum kiseonika je proizvod intenzivne produkcije i smanjenog procesa razgradnje u ovom sloju (Wetzel 2001). U avgustu i septembru 2014. godine u metalimnionu lokaliteta Vodozahvat zabeležena je anoksija (Grafik 4.3.d), a uslovi koji su pogodovali ovoj pojavi su sporo tonjenje organskih ostataka u metalimnionu i veća temperatura metalimniona u odnosu na hipolimnion, tj. brža razgradnja (Wetzel 2001). Ostatak organske materije dospeva u hipolimnion, gde se razgradnja nastavlja. Na najdubljem lokalitetu, anoksija je bila prisutna i u hipolimnionu tokom nekih jesenjih meseci i zimskih meseci nepotpunog mešanja vodenog stuba, dok ova pojava nije postojala na Nikolićim, zbog veće zapremina hipolimniona na sredini akumulacije (Wetzel 2001) i mešanja do dna. Prema Uredbi (Sl. glasnik RS 50/2012), anoksija/hipoksija i niska zasićenost vode kiseonikom ukazuju na V klasu ekološkog potencijal (loš ekološki potencijal) u hipolimnionu. RDA analiza je pokazala jaku pozitivnu korelaciju koncentracije kiseonika i njegove saturacije sa biomasom *P. rubescens* u akumulaciji Vrutci (Grafik 4.32.).

Statistička analiza je pokazala jaku pozitivnu korelaciju koncentracije hlorofila *a* i biomase *P. rubescens* u akumulaciji Vrutci (Grafik 4.32). Najveće prosečne vrednosti hlorofila *a* i apsolutni maksimumi njegove koncentracije bili su zabeleženi u metalimnionu oba lokaliteta (Tabele 4.1. i 4.2), a pojava dubinskog maksimuma hlorofila *a* (Grafik 4.9.) bila je dokumentovana i u mnogim alpskim jezerima sa „cvetanjem“ *P. rubescens* (Dokulil i Teubner 2012). Najveća koncentracija hlorofila *a* u metalimnionu na lokalitetu Vodozahvat bila je u julu 2015., a na lokalitetu Nikolići u junu iste godine. Prosečna koncentracija hlorofila *a* u epilimnionu je bila oko 6 µg/l, a u metalimnionu oko 9 µg/l na oba lokaliteta, dok je na lokalitetu Omar bila 7,3 µg/l, što prema Pravilniku o paramaterima ekološkog i hemijskog statusa površinskih voda i parametrima hemijskog i kvantitativnog statusa podzemnih voda (Službeni glasnik RS, br. 74/11) odgovara dobrom ekološkom potencijalu (II klasa). Akumulacija je na sva tri lokaliteta u proseku bila oligomezotrofna (Felföldy 1980).

Koncentracija nitrata bila je najveća u hipolimnionu, a najmanja u epilimnionu oba lokaliteta, a prosečne vrednosti u slojevima su bile slične na oba lokaliteta (Tabele 4.1. i 4.2.). Maksimalne vrednosti u epi- i metalimnionu su bile zabeležena na početku vegetacione sezone 2015. godine, a minimalne koncentracije u metalimnionu u novembru 2015. na Vodozahvatu, odnosno u julu 2015. na lokalitetu Nikolići. Prema Pravilniku (Službeni glasnik RS, br. 74/11) voda akumulacije Vrutci je u odnosu na koncentraciju nitrata bila maksimalnog ekološkog potencijala tokom celog perioda istraživanja na sva tri lokaliteta. RDA analiza je pokazala da porast biomas *P. rubescens* nije toliko uslovljen koncentracijom nitrata (Grafik 4.32.). Iako su neorganske forme azota važan faktor rasta cijanobakterija, *P. rubescens* može „cvetati“ i u uslovima odsustva nitrata tako što usvaja organski azot oslobođen bakterijskom razgradnjom (Zotina i sar. 2003; Manganelli i sar. 2010). Kao i za koncentraciju nitrata, RDA analiza je pokazala da porast biomase *P. rubescens* nije toliko uslovljen koncentracijom ortofosfata (Grafik 4.32.). I u akumulaciji Uvac, u vreme „cvetanja“ *P. rubescens*, nije postojala korelacije nitrata i ortofosfata sa produkcijom fitoplanktona (Blaženčić i sar. 1990). Izdvaja se visoka koncentracija ortofosfata na Vodozahvatu, u decembru 2014. u donjem sloju vode, i avgustu 2015. kada je koncentracija ortofosfata bila visoka u epilimnionu lokaliteta Nikolići. Tada je *P. rubescens* bio skoncentrisan u sloju metalimniona, dok je u epilimnionu odsustvovao (Grafik 4.24.b). Voda na lokalitetu Vodozahvat je u odnosu na koncentraciju ortofosfata pripadala II klasi ekološkog potencijala tokom svih meseci, osim u decembru 2014. u sloju vode blizu dna, kada je potencijal bio umeren (III klasa). Na sredini akumulacije, granica za II klasu ekološkog potencijala je bila pređena u avgustu 2015. (epilimnion) i u decembru 2014. (sloj vode blizu dna). I na ulivu akumulacije voda je u proseku bila II klase ekoloških potencijala. Iako su ortofosfati često limitirajući faktor produktivnosti u vodi, studije na Ciriškom jezeru pokazuju da u slučaju *P. rubescens* heterotrofija u metalimnionu uspešno zamenjuje autotrofiju (Dokulil i Teubner 2012). Niska koncentracija nutrijenata nije indikator niskog rizika od „cvetanja“ *P. rubescens* (Manganelli i sar. 2010). U našem istraživanju prosečne TN:TP vrednosti bile su od 12 do 30, a RDA analiza je pokazala negativnu korelaciju biomase *P. rubescens* i TN:TP. Prema Smith i saradnicima (1983) cijanobakterije su dominantne kada TN:TP odnos ne prelazi 29:1. Ovo je potvrđeno i na primeru studije 31 jezera i akumulacija u Srbiji (Marjanović i sar. 2017).

5.3. Relativna stabilnost vodene kolone (RWCS)

Akumulacije su veoma dinamični ekosistemi u kojima termički režim može da odstupa od očekivanog. Uticaj nutrijenata na strukturu fitoplanktona je veći kada je akumulacija na nižim trofičkim nivoima ili ima veliku RWCS tokom godine. Sa druge strane, kako trofički status akumulacije raste fizički parametri postaju značajniji, a promene u temperaturnom režimu i stabilnosti dovode do promena u strukturi fitoplanktona (Naselli-Flores 1999). Zima 2013/2014. je bila blaga, a vodostaj u akumulaciji Vrutci je bio 5 do 6 metara niži od uobičajenog (Blagojević Ponjavić i sar. 2019). To je sve uslovlilo odsustvo pojave leda i inverzne stratifikacije, pa je akumulacija bila monomiktična. U decembru 2013., januaru i februaru 2014. godine RWCS je imala negativne vrednosti (Grafik 4.9.), jer nisu radili temeljni ispusti pa nije dolazilo do prinudnog mešanja usled ispuštanja vode iz akumulacije, tako da je akumulacija bila meromiktična. U martu mesecu je došlo do izjednačavanja temperature u dubljim slojevima, a RWCS je imala pozitivne vrednosti sve do kraja istraživanog perioda. Biomasa *P. rubescens* je bila pozitivno korelisana sa fluktuacijom nivoa vode (Blagojević Ponjavić i sar. 2019), jer velika fluktuacija nivoa vode utiče na termički režim akumulacija i dovodi do dominacije cijanobakterija (Naselli-Flores 2003). RDA analiza je pokazala blagu negativnu korelaciju biomase *P. rubescens* i RWCS (Grafik 4.32). U literaturi postoji neslaganje da li je period najvećeg rasta *P. rubescens* letnja stratifikacija ili cirkulacija, ali naši rezultati RDA analize pokazuju da je *P. rubescens* imao veću prosečnu biomasu tokom perioda cirkulacije (Grafik 4.32.).

5.4. Koncentracija hlorofila *a* i Carlson-ovi indeksi trofičnosti (TSIs)

Koncentracija hlorofila *a* se koristi kao indirektni metod za određivanje biovolumena fitoplanktona, tj. primarne produkcije ove zajednice (Lawton i sar. 1999). Međutim, pošto ovaj metod ne razlikuje eukariotske alge od cijanobakterija potrebno je tokom monitoringa određivati i fikocijanin, indikator prisustva cijanobakterija u vodi (Osutki i sar. 1994; Lee i sar. 1994, 1995; Ahn i sar. 2002; Brient i sar. 2008). Bez obzira na nedostatke, naši rezultati jasno pokazuju dubinski maksimum hlorofila *a* (DCM) tokom perioda letnjih stratifikacija (Grafik 4.10.) koji dominantno formira *P. rubescens* (Padisák i sar. 2010). Na početku stratifikacije 2014. godine, u martu mesecu, najveća produkcija je bila na 6 m, na oba lokaliteta, i tokom celog perioda stratifikacije najveća je bila na gornjoj granici metalimniona. U maju mesecu posle obilnih padavina produkcija u metalimnionu je na kratko bila prekinuta i koncentracija hlorofila *a* je bila slična duž cele vodene kolona. U junu mesecu, sa stabilnim hidrološkim ulovima na gornjoj granici metalimniona izmerene su najveće vrednosti koncentracije hlorofila *a* u 2014. (19,9 µg/l na Vodozahvatu i 24,7 µg/l na Nikolićima), koje ukazuju na mezotrofne odnosno mezo- do eutrofne uslove u tom sloju vode (Felföldy 1980), a voda je prema Pravilniku (Službeni glasnik RS, br. 74/11) pripadala II klasi ekološkog potencijala (dobar). I sve do pred kraj stratifikacije, u septembru i oktobru, produkcija je bila najveća u metalimnionu. Tokom 2015. godine u metalimnionu su bile zabeležene još veće vrednosti koncentracije hlorofila *a*, na lokalitetu Vodozahvat maksimum je bio izmeren u julu (60,4 µg/l) na 7 m dubine, i voda je na toj dubini imala umeren ekološki potencijal (III klasa) (Službeni glasnik RS, br. 74/11) i bila eutrofna (Felföldy 1980). Međutim, prosečna vrednost koncentracije hlorofila *a* u okviru celog metalimniona bila je dosta niža (32,8 µg/l), što odgovara II klasi ekološkog potencijala. Veće vrednosti koncentracije hlorofila *a* u metalimnionu u odnosu na epilimnion zabeležene su i u drugim jezerima (Bossard i sar. 2001, Teubner i sar. 2003, Legnani i sar. 2005, Dokulil i Teubner 2012, Solis i sar. 2013, Cerasino i sar. 2016, Boscaini i sar. 2017, Wentzky i sar. 2019), ali koncentracije nisu bile ovako velike kao u akumulaciji Vrutci.

Prema Felföldy (1980) uslovi na lokalitetu Omar su bili oligo- do mezotrofni tokom većeg dela istraživanog perioda, a samo tokom leta 2014. godine su prelazili u mezotrofiju (Grafik 4.11.).

Veza između koncentracije hlorofila *a* i biomase fitoplanktona nije linearna, jer koncentracija hlorofila *a* po ćeliji nije konstantna i prema Margalef (1983) varira od 0,5 pg do 5 pg, a u ekstremnim situacijama i do 50 pg. Zato je koncentracija hlorofila *a* dobar pokazatelj fiziološkog stanja fitoplanktona (Armengol i sar. 2003).

Određivanje koncentracije hlorofila *a* nije dovoljan metod za predikciju cijanobakterijskih „cvetanja“ u akumulacijama, a prema Izydorczyk i saradnicima (2005) i Gregor i saradnicima (2007) merenje fluorescencije fikocijanina omogućava rano upozorenje upravljačima na prekomerno prisustvo cijanobakterija u akumulacijama za vodosnabdevanje. Greisberger i Teubner (2007) su pokazali da je oscilaksantin dobar marker pigment za *P. rubescens*. Fluorometri koji mere fluorescenciju različitih pigmenata u vodi i razdvajaju Cyanobacteria, Chlorophyta, Bacillariophyta i Cryptophyta, koriste se za ranu detekciju „cvetanja“. Ovakvi on-line senzori se, obično, postavljaju u akumulaciji na mestu vodozahvata, gde voda iz akumulacije odlazi u fabriku, i omogućavaju ne samo česta merenja tokom dana i noći, već i slanje podataka u laboratoriju zaduženu za kontrolu kvaliteta vode. Bez obzira na prednosti ranog upozorenja, ovakvi uređaji ne isključuju identifikaciju taksona i brojanje ćelija mikroskopiranjem, pa se ove dve metode smatraju komplementarnim (Izydorczyk i sar. 2009).

Koncept trofičkog statusa prema Carlson-u se zasniva na činjenici da promene u koncentraciji nutrijenta (prvenstveno ukupnog fosfora) dovode do promena u algalnoj biomasi (koncentracija hlorofila *a*), koja na drugoj strani dovodi do promena u providnosti (Secchi dubina). Trofički status je jedan od aspekata kvaliteta vode (Pavluk i Bij de Vaate 2013). U akumulaciji Vrutci TSI indeks se kretao u opsegu od 46 do 69 sa srednjom vrednosti 52 u 2014. i 56 u 2015. godini, a ove

vrednosti odgovaraju III klasi ekološkog potencijala prema našem Pravilniku (Službeni glasnik RS, br. 74/11). Tokom najvećeg dela istraživanog perioda akumulacija je bila eutrofna. Sa Grafika 4.12. primetno je da je u januaru 2014. godine trofičnost na Vodozahvatu i Nikolićima bila velika i da se od maja 2014. smanjuje i dostiže najniže vrednosti u avgustu. Letnja mezotrofija na najdubljem lokalitetu nakon obilnih padavina u maju bila je praćena eutrofijom na najplićem lokalitetu (Omar), verovatno usled toga što je sam uliv akumulacije pod većim uticajem reke i spiranja iz sliva, a na dubljem lokalitetu došlo je do slabljenja stratifikacije (Blagojević Ponjavić i sar. 2019). Očekivano, pošto je 2015. godina imala stabilnije meteorološke uslove bez ekstrema (Blagojević Ponjavić i sar. 2019), akumulacija je bila veoma produktivna na sva tri lokaliteta tokom cele godine, a naročito visoke vrednosti su bile zabeležene od jula do novembra 2015. (Grafik 4.12). Veće vrednosti TSI (TP) u odnosu na TSI (SD) i TSI (CHL) (Slika 4.13.) ukazuju da je algalna biomasa osnovni faktor koji određuje providnost, ali dugi faktori (npr. ograničena dostupnost azota ili toksičnost) limitiraju razvoj algalne biomase. U junu 2014. na lokalitetu Vodozahvat fosfor je bio limitirajući faktor razvoja fitoplanktona (Carlson i Simpson 1996).

Prema Svirčev i saradnicima (2006) svako vodeno telo koje se nalazi u stanju „cvetanja“ algi ili cijanobakterija treba staviti u kategoriju veoma eutrofnog i opasnog za svaki vid korišćenja.

Trofički status opisuje biološke uslove u vodenom ekosistemu i ne može se izjednačiti sa kvalitetom vode. Kvalitet vode je termin koji se koristi da opiše stanje vodenog tela u odnosu na ljudske potrebe (Carlson i Simpson 1996). Međutim, određivanje TSI je važno pri proceni stanja i za planiranje upravljanja jezerima i akumulacijama (Prasad i Sidderaju 2012).

5.5. Kvalitativni sastav fitoplanktona akumulacije Vrutci

Promene fizičkih i hemijskih uslova u vodi dovode do sukcesija zajednica fitoplanktona, a u jezerima i akumulacijama najveću važnost ima pojava i trajanje termalne stratifikacije, kao i dostupnost nutrijenata. Ovo su najznačajniji faktori koji određuju sastav fitoplanktona, ali i mnogi drugi faktori utiču na zajedničko prisustvo taksona i sukcesiju zajednica fitoplanktona, tako da je u mnogim slučajevima nije moguće predvideti (Reynolds 1980). U prisustvu „cvetanja“ cijanobakterija sekundarni metaboliti, pre svega cijanotoksini, imaju alelopatski uticaj na ostale članove fitoplanktonske zajednice (Oberhaus i sar. 2008), pa je ono povezano sa smanjenjem biodiverziteta fitoplanktona. U akumulaciji Vrutci ukupno je bilo identifikovano 138 taksona u okviru 8 razdela, što je dosta više nego prilikom godišnjeg monitoringa RHMZ-a 2010. godine (RHMZ 2011) i Agancije za zaštitu životne sredine 2011. godine (SEPA 2012). Pored *P. rubescens*, kao dominantnog taksona, u akumulaciji Vrutci utvrđeno je prisustvo pikocijanobakterija iz rodova *Aphanocapsa* i *Anathece* (Tabela 4.4.). Prisustvo ovih rodova bilo je zabeleženo i u Ciriškom jezeru (Bossard i sar. 2001), a u jezerima Stechlin, Maggiore i Ammersee, takođe, je uočeno zajedničko prisustvo *P. rubescens* i pikocijanobakterija (Callieri i Stockner 2000; Teubner i sar. 2003; Padišák i sar. 2010). Planktonske silikatne alge *Asterionella formosa* i *Fragilaria crotonensis* su bile prateći taksoni u jezerima Mondsee (Dokulil i Teubner 2012), Ammersee (Teubner i sar. 2003), Ledro (Boscaini i sar. 2017), Bourget (Jacquet i sar. 2005), akumulaciji Uvac (Čađo i sar. 2003) i Potpeć (Čađo i sar. 2005a), kao i u akumulaciji Vrutci (Tabela 4.4.).

U našem istraživanju akumulacije Vrutci najveći udeo u fitoplanktonu po broju zabeleženih taksona imale su zelena alge, a zatim Bacillariophyta (Grafik 4.14.), za razliku od rezultata godišnjih monitoringa RHMZ-a i SEPA-e gde je najveći broj taksona pripadao silikatnim algama. Takođe, primetno je da je mnogo veći broj taksona cijanobakterija bio zabeležen u našem istraživanju (18 taksona iz 10 rodova) u odnosu na rezultate organizovanog monitoringa 2010. i 2011. godine (RHMZ 2011; SEPA 2012). Pored *P. rubescens*, 2010. godine bila je zabeležena samo još jedna cijanobakterija, *Microcystis aeruginosa* f. *flos-aquae*, a njeno prisustvo nije bilo zabeleženo u našoj

studiji. Najveći broj pripadnika razdela Bacillariophyta bio je zabeležen na Omaru, a ovo se poklapa sa izveštajem monitoringa 2011. godine, gde su pripadnici silikatnih algi, takođe, bili najbrojniji na najplićem lokalitetu (SEPA 2012). Tokom zimskih i prolećnih meseci naviše predstavnika su imale silikatne alge, a tokom letnjih cijanobakterije i zelene alge (Grafik 4.16.), što je i očekivano (Sommer i sar. 1986).

5.6. Kvantitativni sastav fitoplanktona (brojnost i biomasa)

Ponderisana srednja brojnost ćelija i ponderisana biomasa *P. rubescens* bile su veće tokom 2014. u odnosu na 2015. godinu na sva tri lokaliteta (Grafici 4.17., 4.19. i 4.21.). Na početku „cvetanja“ u decembru 2013. *P. rubescens* je imao najveću ponderisanu brojnost na lokalitetu Omar, zatim na Nikolićima, pa na Vodozahvatu. Upravo na lokalitetu Omar je prvi put uočeno „cvetanje“ ove cijanobakterije. Ponderisana brojnost ćelija *P. rubescens* na lokalitetu Vodozahvat bila je najmanja u decembru 2014., a najveća u julu 2015., dok je ponderisana biomasa bila najveća tokom zimske cirkulacije u januaru 2014. (4,41 mm³/l) (Grafik 4.17.) i bila je ista kao maksimalna prosečna biomasa u jezeru Mondsee pre restauracije (Dokulil i Teubner 2012). Veća biomasa tokom perioda zimskog mešanja u odnosu na letnju stratifikaciju bila je zabeležena i u Ciriškom jezeru (Van den Wyngaert i sar. 2011), a zimsko površinsko „cvetanje“ je prvo primećeno davne 1478. godine na jezeru Morat u Švajcarskoj (De Candolle 1825). Pretpostavka da brojnost *P. rubescens* populacije opada tokom zime usled smanjenja dnevnog svetla i cirkulacije (Sverdrup 1953) nije u skladu sa istraživanjima koja pokazuju da iznenađujuće velika proporcija trihoma preživljava period zimskog mešanja (Dokulil i Teubner 2012). Primetan je nagli pad ponderisane biomase i brojnosti *P. rubescens* u maju i junu 2014. u odnosu na ukupnu brojnost odnosno biomasu, usled obilnih majskih padavina, a ovakav uticaj je zabeležen i u drugim jezerima sa „cvetanjem“ *P. rubescens* (Gallina i sar. 2017). Tokom leta 2015. godine *P. rubescens* je zadržao dominaciju u brojnosti i biomasi usled stabilnih vremenskih uslova bez ekstrema (Blagojević Ponjavić i sar. 2019).

Slična dinamika brojnosti i biomase bila je i na sredini akumulacije, pa je biomasa *P. rubescens* imala dva pika, jedan tokom zime 2013/2014., a drugi u leto 2015. godine (Grafik 4.19.). Na lokalitetu Omar, ponderisana brojnost i biomasa *P. rubescens* su, takođe, bile najveće na početku perioda istraživanja, u decembru 2013. i januaru 2014. godine, a od marta 2014. godine *P. rubescens* prestaje da dominira u zajednici na ovom lokalitetu i sve do kraja perioda istraživanja njegova biomasa je relativno mala (Grafik 4.21.). Ovaj deo akumulacije Vrutci je najplići bez uslova za pojavu stratifikacije i pod velikim uticajem meteoroloških promena i promena u slivnom području, a RDA analiza je pokazala da sve ovo ne pogoduje masovnoj pojavi *P. rubescens*, već da najveću biomasu imaju ostali članovi zajednice fitoplanktona (Grafik 4.32.).

Tokom većeg dela perioda istraživanja akumulacije Vrutci *P. rubescens* je imao dominantnu ponderisanu brojnost ćelija i biomasu na lokalitetima Vodozahvat i Nikolići (Grafici 4.18. i 4.20.). U odnosu na brojnost ćelija samo su kolonijske pikocijanobakterije *A. holsatiaca* i *A. clathrata* imale veću brojnost u maju, junu, avgustu i septembru 2014. godine. Dominantna brojnost ćelija *A. clathrata* tokom letnjih meseci opisana je i u jezeru Pusiano (Legnani i sar. 2005), a dominacija drugih kokoidnih cijanobakterija u Ciriškom jezeru (Van den Wyngaert i sar. 2011) i jezeru Stechlin (Padisák i sar. 2010). U oktobru 2014. po brojnosti i biomasi u fitoplanktonu dominirala je *F. crotonensis* na oba lokaliteta. Ponderisana biomasa ove silikatne alge velikih dimenzija prevazilazila je biomasu *P. rubescens* povremeno tokom 2014. i 2015. godine, uglavnom tokom hladnijih delova godine, kao i na lokalitetu Nikolići (Grafici 4.18.b u 4.20.b). Pored ove silikatne alge, svojom biomasom su se izdvojile i radijalno simetrične *L. compta* i *P. ocellata* u aprilu odnosno maju 2015. godine. Ovi taksoni silikatnih algi bili su prateći uz *P. rubescens* i u jezeru Ledro (Boscaini i sar. 2017). U studiji Ciriškog jezera (Bossard i sar. 2001), radijalno simetrične

Bacillariophyta su uz *P. rubescens* bile dominantne tokom zimskih meseci, a bilateralno simetrične tokom letnjih, dok u našem istraživanju nije postojao takav obrazac distribucije. Kao što smo već napomenuli, najveća raznovrsnost silikatnih algi postojala je na lokalitetu Omar i one su činile dominantnu ponderisanu brojnost i biomasu tokom većeg dela perioda istraživanja. Na lokalitetu Omar, *A. holsatica* je, takođe, imala dominantnu ponderisanu brojnost ćelija tokom letnjih meseci, a zajedno sa već spomenutim silikatnim algama dominantnu biomasu su imale i flagelatne alge, *C. erosa* (tokom decembra 2014.), a krajem leta 2015. vrste roda *Peridinium* (Grafik 4.22.).

5.7. Prostorna i vremenska dinamika *P. rubescens* u odnosu na ekološke faktore i ostale članove fitoplanktona u akumulaciji Vrutci

5.7.1. Lokalitet Vodozahvat

Naše istraživanje akumulacije Vrutci je počelo sa pojavom površinskih skrama *P. rubescens* u decembru 2013. godine. Akumulacija nije imala ledeni pokrivač i bila je meromiktična (Grafik 4.11.), a odsustvo holomiksije i povećanje temperature vode direktno favorizuju rast *P. rubescens* (Posch i sar. 2012). Tada su aktivni trihomi bili raspoređeni duž celog vodenog stuba, sa maksimumom na 14 m dubine. Ipak, veći deo ukupne biomase na toj dubini činile su silikatne alge (Grafik 4.24.), što je i uobičajeno za zimski period godine (Atoui i sar. 2012) i za mešanje vodene kolone (Yang i sar. 2016). Eufotična zona se nalazila na oko 4 m dubine (Grafik 4.2.), što potvrđuje da *P. rubescens* obavlja fotosintezu u uslovima niske temperature i ekstremne zasenčenosti (Lampert i Sommer 2007; Holland i Walsby 2008; Boscaini i sar. 2017), jer prisustvo biliproteina, pre svega alofikocijanina, C-fikocijanina i C-fikoeritrina, omogućava joj apsorpciju svih delove svetlosnog spektra (Nürnberg i sar. 2003). Sposobnost vertikalnog pomeranja trihoma *P. rubescens* uslovljena je pojavom gasnih vezikula i sintezom ugljenih hidrata, a različite populacije imaju različite genotipove, pa tako populacija u jezeru Ledro ima gasne vezikule manje otporne na hidrostatički pritisak od populacija u dubljim jezerima kao što su Garda, Como i Maggiore (Boscaini i sar. 2017). Preživljavanje trihoma u zimskim uslovima daje ovoj cijanobakteriji kompetativnu prednost, jer prva može da upotrebi resurse dostupne na početku vegetativnog perioda (Boscaini i sar. 2017), tako da i veoma mala inicijalna brojnost ćelija predstavlja veliku prednost kasnije tokom vegetacione sezone (Moiron i sar. 2021). Tokom zimske nepotpune cirkulacije pri dnu akumulacije na lokalitetu Vodozahvat bila je prisutna anoksija (Grafik 4.3.d), koja može usloviti da fosfor, vezan za sedimente u aerobnim uslovima, dospe u vodu i postane dostupan primarnim producentima (Kostić i sar. 2016), ali da li je do ovoga došlo ne možemo znati iz naših rezultata. Prema Yankova i saradnicima (2016) dostupnost svetla na preko 19 m dubine u Ciriškom jezeru nije dovoljna za fotosintezu kod *P. rubescens*. Na velikim dubinama, stimulisan ekstremno niskim osvetljenjem, *P. rubescens* je najverovatnije prelazio na heterotrofni način ishrane (Zotina i sar. 2003; Walsby i Jüttner 2006). U februaru 2014. veći deo trihoma *P. rubescens* se pomerio ka površini vode, što je rezultovalo povećanjem pH vrednosti u gornjim slojevima (Grafik 4.3.b).

U martu 2014. počinje period stratifikacije i najveći deo *P. rubescens* (i ukupnog fitoplanktona) zauzima epi- i metalimnion (Grafici 4.23. i 4.24.). U aprilu *P. rubescens* se pomerio dublje i najveća biomasa se nalazila u okviru gornje granice metalimniona, na 6 m dubine. Nakon uspostavljanja stratifikacije, alge mogu da potonu kroz termoklinu sve do hipolimniona, ostavljajući sada transparentniji epilimnion osiromašen nutrijentima. Osiromašenje nutrijentima u epilimnionu može ograničiti dalji rast fitoplanktona, međutim, tada dovoljno svetla stiže do metalimniona i sve to podržava rast populacije *P. rubescens* (Walsby i Schanz 2002). Do rasta u metalimnionu ne može doći u eutrofnim uslovima zato što se razvija veća koncentracija fitoplanktona koja smanjuje

transmisiju sunčevog zračenja (Walsby i sar. 1989), tako da je uslov metalimnionskog „cvetanja“, Sve dok postoji stabilna termalna stratifikacija metalimnion je deo vodene kolone sa najpovoljnijim uslovima za rast *P. rubescens*, sa dovoljnom količinom svetlosti i nutrijenata, jer visok intenzitet svetla u epilimnionu ima negativan uticaj na njegov rast (Yankova i sar. 2016).

Međutim, dalje produbljivanje metalimniona je bilo prekinuto ogromnom količinom padavina u maju 2014. godine kada se termoklina pomerila za 3 metara ka površini (Grafik 4.3.a), a specifična provodljivost znatno opala duž cele vodene kolone usled velikog povećanja vodostaja i razblaženja vode (Grafik 4.3.c). Intenzivne padavine su dovele do slabljenja stratifikacije i do privremenog prekida „cvetanja“ *P. rubescens* u metalimnionu. Istovremeno se povećala brojnost ćelija i biomasa ove cijanobakterije u epi- i hipolimnionu do 30 m dubine. Primećen je veliki broj neaktivnih trihoma grupisanih u loptice ispod same površine vode, verovatno zbog toga što je *P. rubescens* izuzetno osetljiva na visok nivo osvetljenja i podleže fotoinhibiciji. Godina 2014. je bila godina sa najvećom prosečnom količinom padavinama u Srbiji od 1951. godine (RHMZ 2015). Ekstremni događaji kao što su velike količine padavina dovele su do razređenja brojnosti i biomase *P. rubescens* i vraćanja akumulacije na raniju fazu stratifikacije (reverzija) (Reynolds 1980). Češća pojava velike količine padavina dovodi do privremenog slabljenja stratifikacije i prekida „cvetanja“ cijanobakterija, dok veliki broj manje intenzivnih padavina dovodi do proliferacije cijanobakterija posebno ukoliko stratifikacija ostaje neporemećena (Reichwaldt i Ghadouani 2012). Slabljenje stabilnosti vodene kolone je primarni faktor koji određuje vertikalnu nišu fitoplanktona i sastav zajednice, kroz dostupnost svetla i nutrijenata (Yang i sar. 2016). U maju mesecu došlo je do velikog povećanja brojnosti ćelija *A. holsatica* i *A. clathrata* na velikim dubinama (543000 ćel/ml na 31 m dubine, Grafik 4.23.a). Ova grupa cijanobakterija, takođe, ima sposobnost da formira dubinski maksimum hlorofila (DCM), jer je adaptirana na uslove niskog osvetljenja i niske koncentracije nutrijenata (Callieri i sar. 2007).

Usled sličnih ekofizioloških adaptacija *P. rubescens* i pikocijanobakterija očekivano je da postoji kompeticija za resurse u okviru iste ekološke niše (Walsby i Schanz 2002), a u našem slučaju *P. rubescens* je bio bolji kompetitor, pa su pikocijanobakterije morale da se povuku u hipolimnion. Mikrocistini i alelopatske supstance koje proizvodi *P. rubescens* direktno utiču na distribuciju pikocijanobakterija u jezerima (Van den Wyngaert i sar. 2011). Uopšteno, da bi preživeo, fitoplankton mora da balansira između potrebe za dovoljnom količinom svetlosti, koja je obezbeđena u gornjim slojevima vode i dovoljnom koncentracijom nutrijenata, koja se nalazi u slojevima vode blizu dna. Ova pojava je u literaturi poznata pod nazivom „algal game“ (Klausmeier i Litchman 2001). U junu mesecu pikocijanobakterije su i dalje imale veliku brojnost na velikim dubinama, ali je i *P. rubescens* imao sličnu brojnost u gornjem sloju metalimniona, a u julu je bila zabeležena slična situacija samo što se metalimnion pomerio na 6 m dubine (Grafik 4.23.a). Razdvajanje pikocijanobakterija i *P. rubescens*, tako da koegzistiraju u različitim ekološkim nišama i imaju veliku brojnost ćelija u isto vreme opisano je i u Ciriškom jezeru (Van den Wyngaert i sar. 2011) i u jezeru Stechlin (Padišák i sar. 2003) tokom letnjih meseci. U Ciriškom jezeru *P. rubescens* se, takođe, nalazila u metalimnionu, ali su se pikocijanobakterije grupisale u sloju epilimniona, dok su se u jezeru Stechlin nalazile na različitim dubinama u hipolimnionu. Kao i *P. rubescens*, pikocijanobakterije mogu proizvoditi fosfataze koji im omogućavaju usvajanje organskog fosfora i sadrže fikobiliproteine (Callieri i sar. 2012), što im omogućava da žive u uslovima hipolimniona.

Kako će ekstremne padavine uticati na fitoplankton zavisi od same hidrologije u okviru sliva i namene zemljišta slivnog područja. Generalno, još uvek nema dovoljno radova koji povezuju padavine sa cijanobakterijskim „cvetanjima“ (Reichwaldt i Ghadouan 2012).

U julu mesecu koncentracija kiseonika i njegova saturacija naglo opadaju u metalimnionu, a trend se nastavio i tokom kasnog leta i jeseni (Grafik 4.3. d i e). Prisustvo metalimnionske i hipolimnionske anoksije/hipoksije u septembru i oktobru 2014. bilo je praćeno padom produkcije u

slojevima ispod 6 m (Grafik 4.24.a). Biomasa *P. rubescens* je znatno opala, a na dubinama ispod 10 m je odsustvovala (Grafik 4.24.b). Pad koncentracije kiseonika je rezultat premeštanja termokline ispod eufotične dubine, limitirane fotosintetske aktivnosti i gubitka kiseonika procesima dekompozicije organske materije (Kucklantz i sar. 2001). U septembru i oktobru 2014. koncentracija nitrata na lokalitetu Vodozahvat je bila mala u epilimnionu (Grafik 4.4.a), usled velike produkcije u tom sloju, ali od strane pre svega silikatnih algi. I koncentracija ortofosfata je bila niska u septembru u epilimnionu, a na kraju stratifikacije, u oktobru, bila je veoma niska duž cele vodene kolone (0,005 mg/l) (Grafik 4.4.b). Za sve to vreme biomasa *P. rubescens* je bila veoma mala ili je nije ni bilo, pre svega usled hlađenja površine vode i progresivnog mešanja slojeva.

Brojnost ćelija *P. rubescens* i njegova biomasa bile su male u martu i aprilu 2015. godine, a najveći deo biomase fitoplanktona, po uspostavljanju stratifikacije u epilimnionu, pripadao je silikatnim algama (Grafik 4.24.). Sa porastom produkcije u epilimnionu smanjila se koncentracija nitrata u tom sloju (Grafik 4.4.a). U maju 2015. biomasa *P. rubescens* je i dalje mala duž cele vodene kolone, i počinje da raste u metalimnionu, što je bilo praćeno velikim povećanjem TN:TP odnosa u metalimnionu (sa 7 na 22) (Grafik 4.4.c). Postoje različita tumačenja odnosa TN:TP u vodi a Guildford i Hecky (2000) su predložili da $TN:TP > 22$ ukazuje na limit fosforom, $TN:TP < 9$ ukazuje na limit azotom, dok vrednosti između 9 i 22 ukazuju na limit i azotom i fosforom.

Jako niske vrednosti TN:TP (od 4 do 6) ispod 15 m dubine u junu 2015. bile su praćene odusustvom *P. rubescens* na tim dubinama (Grafik 4.24.b). Ranija istraživanja su pokazivala da su granične vrednosti TN:TP odnosa pri kojima cijanobakterije dominiraju od 5 do 10 (Schindler 1977; Seip 1994), odnosno do 29 (Smith 1983), a prema Xie i saradnicima (2003) niske TN:TP vrednosti nisu uzrok za cijanobakterijska „cvetanja“, već njihova posledica. Najveća biomasa *P. rubescens* je bila u julu, skoncentrisana na 6,5 m dubine (30,23 mm³/l), a tada su zabeležene i maksimalne vrednosti temperature epilimniona na sva tri lokaliteta. To je ujedno bio i mesec sa najvećom stabilnošću vodene kolone (Grafik 4.11.). Pošto je dinamika temperature površinskog sloja vode blisko povezana sa temperaturom vazduha (Livingstone i Lotter 1998; Piccolroaz i sar. 2013), sa klimatskim promenama dolazi i do promena u uspostavljanju i trajanju termičke stratifikacije akumulacija (Bouffard i sar. 2019). Koncentracija nitrata je opala u metalimnionu, koncentracija ortofosfata se povećala, dok je TN:TP odnos bio oko 12. Tokom juna i jula trihomi *P. rubescens* nisu bili zabeleženi u epilimnionu, a ovo je česta pojava tokom tople letnje sezone (Manganelli i sar. 2010). Visoke temperature vode i stabilna letnja stratifikacija nastavile su se i tokom avgusta i septembra (Grafik 4.3.a), pa je i metalimnionska biomasa *P. rubescens* bila velika što je bilo praćeno supersaturacijom kiseonika u tom sloju (Grafik 4.3.e). Tokom leta azot je bio limitirajući faktor rasta, a koncentracija ortofosfata je bila visoka u epilimnionu (Grafik 4.4.). Malo je radova koji pored vertikalnu distribuciju *P. rubescens* i nutrijenata u akumulacijama. Ova cijanobakterija može postati dominantna u jezerima u kojima su koncentracije ortofosfata između 0 i 10 µg/l (SEPA 2014). Prema Izveštaju o istražnim radovima Instituta za vodoprivredu “Jaroslav Černi” (2015) pravi razlog pojave *P. rubescens* u akumulaciji Vrutci jeste u prelasku akumulacije iz stanja limitiranosti fosforom u stanje limitiranosti azotom, kada je TN:TP ispod 10. I naši podaci su pokazali metalimnionsko „cvetanje“ *P. rubescens* kod brane pri veoma niskim vrednostima TN:TP (Grafik 4.4.c). Kao što smo već rekli ova cijanobakterija ima kompetativnu prednost u odnosu na eukariotske alge u uslovima siromašnim nutrijentima, i za razliku od drugih cijanobakterija može dostići veliku brojnost u skoro oligotrofnim uslovima (Moiron i sar. 2021). Na kraju stratifikacije 2015. godine biomasa *P. rubescens* je bila najveća u epilimnionu, gde se koncentracija ortofosfata smanjila. U oligotrofnim jezerima nutrijenti su važniji faktor rasta od temperature vode, u mezotrofnim jezerima temperatura ima jači uticaj, dok u eutrofnim i hiperautrofnim jezerima pozitivna interakcija između temperature i koncentracije nutrijenata igra glavnu ulogu (Nava i sar. 2017).

Fosfor u akumulacijama i jezerima uglavnom potiče iz minerala zemljišta i može se akumulirati u sedimentima, dok, za razliku od fosfora, azot potiče iz atmosfere, jače je vezan za organsku materiju i generalno ima složeniji ciklus. Pre pojave kulturne eutrofikacije većina jezera sveta imala je ograničen sadržaj fosfora (Quirós 2002). Prema Marković (2015) značajnije je interno opterećenje nutrijentima, iz sedimenata akumulacije Vrutci, nego eksterno iz sliva, a to potvrđuje i Izveštaj Instituta "Jaroslav Černi" (2015).

5.7.2. Lokalitet Nikolići

Ako uporedimo grafike prostorne i vremenske dinamike brojnosti i biomase *P. rubescens* na lokalitetu Nikolići (Grafici 4.25.b i 4.26.b) sa istim graficima za lokalitet Vodozahvat (Grafici 4.23.b i 4.24.b) vidimo da ne postoje veća odstupanja. Prostorna i vremenska distribucija *P. rubescens* na sredini akumulacije imala je gotovo iste obrasce kao na lokalitetu kod brane. I u odnosu na dinamiku fizičkih i hemijskih parametara sličnost između ova dva lokaliteta je velika, jedino postoje odstupanja na grafiku dinamike TN:TP odnosa (Grafik 4.6.c). Od aprila do juna 2015. godine TN:TP vrednosti su bile ekstremno velike, naročito u hipolimnionu. Ovako visoke vrednosti ne bi trebalo da favorizuju „cvetanje“ *P. rubescens*, ali on je imao veliku biomasu u metalimnionu u junu mesecu gde je TN:TP odnos bio 46. U epilimnionu je odsustvovao, a u hipolimnionu je imao veoma malu biomasu. Cijanobakterije imaju veoma različite odgovore na koncentracije TN i TP i ne bi trebalo da se posmatraju kao jedna grupa u kontekstu odnosa azota i fosfora (Dolman i sar. 2012). Kao što je već napomenuto, naša RDA analiza je pokazala da niže vrednosti TN:TP utiču na porast biomase *P. rubescens* u akumulaciji Vrutci, ali potrebna su dalja istraživanja mehanizama usvajanja azota i fosfora.

5.7.3. Lokalitet Omar

Ponderisana srednja brojnost i biomasa *P. rubescens* su bile velike na ulivu akumulacije Vrutci samo u decembru 2013. i januaru 2014. godine (Grafik 4.21.) pri veoma niskim temperaturama vode i visokim vrednostima koncentracije kiseonika (Grafik 4.7.a i d). Podaci iz Izveštaja Agencije za zaštitu životne sredine (2014) pokazuju da je u decembru 2013. godine koncentracija nitrata na lokalitetu Omar bila 0,4 mg/l, a koncentracija ortofosfata 0,014 mg/l. Ovo su relativno visoke vrednosti koncentracije nutrijenata koje podržavaju rast *P. rubescens*, a meseci najveće biomase *P. rubescens* poklapaju se sa velikom specifičnom provodljivošću (Grafik 4.7.c). Fitoplankton uliva po pravilu je u većoj meri izložen prilivu sedimenata, nutrijenata i većom zamućenošću vode od fitoplanktona dubokih delova akumulacija (Vanni i sar. 2006). Svojom abundancom *P. rubescens* je dominirao do juna 2014. godine, kada je temperatura vode bila 20 °C (Grafik 4.7.a). Kao što su Blagojević Ponjavić i saradnici (2019) pokazali na temperaturama preko 16 °C smanjuje se rast *P. rubescens* u akumulaciji Vrutci. Tokom letnjih meseci 2014. na lokalitetu Omar dominiraju *A. holsatica*, a od septembra *F. crotonensis* (Grafik 4.22.), slično kao i na lokalitetima Vodozahvat i Nikolići. Tokom 2015. godine brojnost i biomasa *P. rubescens* i ostalih članova fitoplanktonske zajednice bila je veoma mala, a tokom najtoplijih meseci *P. rubescens* je odsustvovao. U toj godini postojala su veća variranja koncentracije kiseonika i njegove saturacije u odnosu na 2014. godinu (Grafik 4.7.d). Veoma visoke vrednosti koncentracije nitrata bile su zabeležene u aprilu i maju 2015., ali tada je TN:TP odnos bio veoma veliki, preko 29 (Grafik 4.8.). U avgustu su bile zabeležene najveće koncentracije ortofosfata u okviru cele akumulacije, ali tada je TN:TP odnos bio veoma mali. Iz svega navedenog vidi se da je lokalitet Omar jedan dinamičan ekosistem pod uticajem nutrijenata i sedimenata iz reke Đetinje i samog sliva, bez uslova za uspostavljanje letnje stratifikacije. Ovakvi uslovi nisu pogodovali uspostavljanju stabilne populacije *P. rubescens*.

5.8. Promene dužine trihoma *P. rubescens*

Na početku perioda istraživanja *P. rubescens* je imao veoma veliku dužinu trihoma na sva tri lokaliteta (Grafici 4.27. i 4.28.). Na lokalitetu Vodozahvat u januaru 2014. godine trihomi *P. rubescens* su imali velike dužine sve do 40 m dubine, a tada je izmerena i maksimalna prosečna dužina za ceo period istraživanja na ovom lokalitetu, na 10 m dubine (938 μm). Na toj dubini trihomi su bili najduži i u februaru mesecu. Sa formiranjem stratifikacije najduži trihomi na Vodozahvatu su bili u epilimnionu, a u aprilu u metalimnionu. Nakon toga, u maju mesecu prosečne dužine trihoma su bile znatno manje sve do kraja 2014. Na sredini akumulacije trihomi su, generalno, imali manje prosečne dužine u odnosu na Vodozahvat, a u martu i aprilu 2014. bili su nešto veći u hipolimnionu nego u meta- i epilimnionu. Kao i tokom perioda zimske cirkulacije 2014., i u martu 2015. trihomi su bili veoma dugački na lokalitetu Vodozahvat, a tokom ostalog perioda godine imali su velike dužine u metalimnionu, naročito u maju, julu i avgustu. Na Nikolićima trihomi su takođe imali najveće dužine u metalimnionu, a u junu 2015. je u ovom sloju bila zabeležena maksimalna prosečna dužina za ceo period istraživanja, čak 1 mm. Trihomi *P. rubescens* su znatno kraći na manjim dubinama. Dugački trihomi mogu brže da odgovore na uslove osvetljenosti i mogu da migriraju u dublje slojeve tokom sunčanih dana (Dokulil i Teubner 2012). Veće dužine na manjim dubinama opisali su i Hašler i Pouličkova (2003).

5.9. Shannon-ov indeks diverziteta i Pielou-ov indeks ekvitabilnosti

„Cvetanje“ cijanobakterija je povezano sa znatnim smanjenjem biodiverziteta fitoplanktona, što je potvrđeno i u našem istraživanju. Shannon-ov indeks diverziteta je bio relativno nizak tokom celog perioda (Grafik 4.29.), a vrednosti su odgovarale umerenom zagađenju tokom svih meseci osim u januaru 2014. (Vodozahvat), oktobru 2014. (Nikolići) i martu 2015. (Omar) kada je postojalo visoko zagađenje (Wilhm 1970). Najveća variranja Shannon-ovog indeksa imao je lokalitet Omar, jer je ovo plitak deo akumulacije izložen dinamičnim promenama. Na Vodozahvatu i Nikolićima indeks diverziteta kontinuirano opada od uspostavljanja stabilne stratifikacije u martu 2014. *P. rubescens* inhibira kompetitore za resurse u istoj ekološkoj niši (Trbojević 2018), a takođe formira zasenu u metalimnionu tako da utiče na strukturu algalnih zajednica u dubljim slojevima akumulacije Vrutci (Trbojević i sar. 2019). *P. rubescens* proizvodi mikrocistine i druge alelohemikalije (Oberhaus i sar. 2008). Mehanizmi su različiti: inhibicija fotosinteze, lezija ćelija, inhibicija sinteze nukleinske kiseline ili proizvodnja aktivnog kiseonika (Legrand i sar. 2003; Leflaive i Ten-Hage 2007). Sposobnost proizvodnje alelopatskih supstanci ima veliki uticaj na održavanje „cvetanja“, kada je biomasa veća i kada je veća koncentracija alelohemikalija (Oberhaus i sar. 2008). Sa Grafika 4.29. možemo videti da je upravo u januaru 2014., kada je biomasa *P. rubescens* bila najveća na Vodozahvatu i Nikolićima, a veoma velika na Omaru (Grafici 4.17. b 4.19. b i 4.21. b), Shannon-ov indeks diverziteta bio veoma mali.

Pielou-ov indeks ujednačenosti bio je generalno nizak na sva tri lokaliteta tokom celog perioda istraživanja, sa vrednostima uglavnom ispod 0,3 (Grafik 4.30.). To ukazuje da je tokom tih meseci *P. rubescens* dominirao po svojoj brojnosti u odnosu na druge članove fitoplanktonske zajednice. Nešto veće vrednosti bile su zabeležene na Omaru, u februaru 2014., jer je tada jako opala abundanca *P. rubescens* (Grafik 4.21.a), kao i na Vodozahvatu u decembru 2014. i martu 2015., kada je abundanca *P. rubescens* bila veoma mala (Grafik 4.17.a).

5.10. Saprobiološka analiza kvaliteta vode

Promena saprobnog indeksa po mesecima istraživanja može nam pružiti uvid o opterećenost akumulacije Vrutci organskom materijom i sposobnošću autopurifikacije tog ekološkog sistema. Na lokalitetu kod vodozahvata voda je imala neznatan nivo organskog opterećenja tokom gotovo celog perioda istraživanja, osim u oktobru 2014. (umereno organsko opterećenje) (Grafik 4.31). Tada je i na lokalitetu Omar postojalo umereno organsko opterećenje, dok je na lokalitetu Nikolići voda imala umereno do visoko organsko opterećenje. Ovaj period se poklapa sa prestankom stratifikacije i „cvetanja“ *P. rubescens* u akumulaciji i prisustvom anoksije/hipoksije u meta- i hipolimnionu lokaliteta Vodozahvat (Grafik 4.3.d), odnosno jako niskih koncentracija rastvorenog kiseonika na lokalitetu Nikolići (Grafik 4.5.d). Sve ovo ukazuje na procese dekompozicije, odnosno razgradnje organske materije na kraju perioda stratifikacije. Tokom nekih prolećnih meseci voda akumulacije Vrutci je bila i oligosaprobnna da bi sa porastom temperatura saprobnost rasla. Feuillade i sar. (1988) su pokazali postojanje ekskrecije rastvorenog organskog ugljenika (DOC) od strane *P. rubescens* i mehanizma reasimilacije sopstvenih eksudata (Chang 1981). Ovo dovodi u pitanje ulogu *P. rubescens* kao izvora ugljenika za heterotrofne bakterije (Van den Wyngaert i sar. 2011).

5.11. Monitoring i mere zaštite akumulacije Vrutci

Sposobnost predviđanja pojave i „cvetanja“ cijanobakterija prvenstveno zavisi od ekologije same cijanobakterijske vrste i faktora koji kontrolišu njenu stopu rasta (Marjanović i sar. 2017), ali sve one veoma brzo rastu pod povoljnim uslovima. Stoga je kontinuirano praćenje kvaliteta vode neophodno za adekvatno reagovanje (Izydorczyk i sar. 2009). Od pojave „cvetanja“ *P. rubescens* u akumulaciji Vrutci i obustave snabdevanja vodom za piće 2014. godine značajno se povećao broj naučnih radova o potencijalno toksičnim cijanobakterijama i cijanotoksinima u Srbiji (Jovanović 2020). Što se akumulacije Vrutci tiče, ne postoje publikovani rezultati organizovanog monitoringa od strane državnih institucija nakon 2015. godine i nije jasno da li je bio organizovan.

Mere restauracije jezera i akumulacija u velikoj meri zavise od morfometrije vodnog tela, njegovog trofičkog statusa, retencionog vremena, kao i od vrste „cvetajuće“ cijanobakterije (Meriluoto i sar. 2017). Vremenska rezolucija monitoringa akumulacije Vrutci nije dovoljna da bi se izveli bilo kakvi zaključci i predložile adekvatne mere restauracije. Smanjenje priliva nutrijenata i mere restauracije alpskih jezera nisu dale očekivane rezultate (Micheletti i sar. 1998; Manganelli i sar. 2010), tako da taj način sanacije nije najbolje rešenje. Na osnovu rezultata našeg istraživanja neke od predloženih mera restauracije akumulacije mogu biti: razblaživanje, kompletno mešanje vodene kolone tokom jesenje i zimske cirkulacije, destabilizacija letnje stratifikacije, smanjenje promena nivoa vode, kao i stvaranje uslova veće zasenčenosti u vodi biomanipulacijom (npr. unošenjem flotantnih makrofita).

Institut za vodoprivredu „Jaroslav Černi“ predložio je uobičajene mere restauracije koje se svode na kontrolu faktora koji utiču na rast i razvoj *P. rubescens* ili na direktno uništavanje cijanobakterije (JCI 2015):

Fizičke metode:

- Destratifikacija, aeracija i mešanje,
- Razblaživanje (smanjenje retencionog vremena),
- Pražnjenje i isušivanje,
- Uklanjanje sedimenata.

Hemijske metode:

- Pokrivanje sedimenata reagensima koji vezuju fosfor,
- Primena algicida,
- Koagulacija.

Biološke metode:

- Biološka kontrola,
- Unošenje bakterija i virusa,
- Biomanipulacija (povećanje kompeticije za dostupne nutrijente i svetlost).

Takođe, potrebno je smanjiti količinu sedimenata postavljanjem predbrana na bujičnim potocima, kao i obezbediti održavanje postojećih predbrana, primeniti nove tehnike za uklanjanje fosfora sa $(\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{AlCl}_3$ i $\text{La}_2(\text{CO}_3)_3$, kao i održavati sve mere sanitarne zaštite područja i sliva akumulacije Vrutci (Marković 2015).

Primena modernih analitičkih metoda koje omogućavaju brzu detekciju fikocijanina u vodi i preduzimanje definisanih mera na osnovu dobijenih rezultata, važan su deo ranog sistema upozorenja na „cvetanje“ u akumulacijama (Izydorczyk i sar. 2009).

Pored svega navedenog postoji potreba za internacionalnim i nacionalnim standardima kojim bi se definisao monitoring većeg broja poznatih cijanotoksina u vodi za piće (Meriluoto i sar. 2017), kao i uvođenje monitoringa temperature i termalnog režima jezera i akumulacija zbog sve većeg uticaja klimatskih promena (Bouffard i sar. 2019).

6. ZAKLJUČCI

Na osnovu postavljenih ciljeva i rezultata istraživanja mogu se izvesti sledeći zaključci:

- Fizičke i hemijske osobine vode akumulacije Vrutci i njihova prostorna i vremenska dinamika ukazuje na sledeće:
 - Providnost akumulacije Vrutci zavisila je od biomase *P. rubescens*, ali i od pojave kišnih epizoda i spiranja zemljišta sa slivnog područja. Najveća providnost bila je na najdubljem lokalitetu, a pod većim uticajem sedimenata i spiranja bio je najplići lokalitet. Generalno, providnost je bila veća u 2015. godini u odnosu na 2014. godinu u kojoj je pala ekstremno velika količina kiše.
 - Dubina eufotične zone nalazila se u okviru metalimniona tokom perioda letnje stratifikacije na lokalitetima Vodozahvat i Nikolići. Kao i kod providnosti, sa porastom biomase *P. rubescens* smanjivala se dubina eufotične zone. Koeficijent ekstinkcije svetlosti bio je obrnuto proporcionalan dubini eufotične zone, a njegove veće vrednosti ukazivale su na veliku biomasu *P. rubescens*. Imao je najveće vrednosti u periodima cirkulacije akumulacije Vrutci.
 - Akumulacija Vrutci je bila monomiktična, a profil temperature vode pokazao je da je stratifikacija bila prisutna 8 meseci tokom godine (od marta do oktobra 2014. i od aprila do novembra 2015.). Tokom zimske cirkulacije 2014. godine akumulacija je bila meromiktična, što je favorizovalo rast *P. rubescens*. Ova cijanobakterija preferirala je nižu temperaturu vode i imala je najveću ponderisanu biomasu tokom zimske cirkulacije pri temperaturi vode od 5 °C. Tokom perioda letnje stratifikacije, najveći deo populacije zauzimao je sloj metalimniona čija je prosečna temperatura bila 10 °C, na oba lokaliteta.
 - pH vrednost vode akumulacije Vrutci bila je visoka na kraju perioda cirkulacije i na početku perioda stratifikacije, a visoke vrednosti bile su zabeležene i u epilimnionu tokom perioda stratifikacije. Te visoke vrednosti bile su rezultat fotosinteze pre svega ostalih članova fitoplanktonske zajednice. Ovo ukazuje na postojanje fotoheterotrofije kod *P. rubescens* u akumulaciji Vrutci.
 - *P. rubescens* je imao negativnu korelaciju sa specifičnom elektroprovodljivošću, za razliku od ostalih članova fitoplanktona. Niže vrednosti i veća ujednačenost bile su zabeležene na lokalitetu Nikolići, dok je na početku i na kraju akumulacije elektroprovodljivost bila veća, verovatno usled razlika u morfometriji ovih lokaliteta. Ekstremne kišne padavine u maju 2014. godine uticale su na naglo smanjenje elektroprovodljivosti duž vodene kolone.
 - U akumulaciji Vrutci bili su prisutni metalimnionski maksimum kiseonika i pojava njegove supersaturacije, kao rezultat velike biomase *P. rubescens* u tom sloju. Anoksija i hipoksija zabeležene su u metalimnionu na kraju perioda stratifikacije na najdubljem lokalitetu, kao rezultat razgradnje, a usled sporijeg tonjenja organskih ostataka i veće temperature metalimniona u odnosu na hipolimnion. Anoksija je, takođe, bila prisutna i u hipolimnionu tokom zimskih meseci sa nepotpunim mešanjem vodene kolone.
 - Rast *P. rubescens* u akumulaciji Vrutci nije bio toliko uslovljen koncentracijom nitrata i ortofofata, jer ova cijanobakterija ima rezerve azota u sebi (u formi cijanoficinskih zrnaca) i sposobnost usvajanja organskih formi azota i fosfora. Očekivano, postojala je negativna korelacija biomase *P. rubescens* sa TN:TP.

- Akumulacija Vrutci je veoma dinamičan ekosistem, a promene u temperaturnom režimu i stabilnosti vodene kolone pogodovala su razvoju *P. rubescens*. Tokom perioda zimske nepotpune cirkulacije *P. rubescens* je imao najveću srednju biomasu.
- U akumulaciji Vrutci bio je prisutan dubinski maksimum hlorofila *a* tokom perioda letnje stratifikacije, kao rezultat metalimnionkog „cvetanja“ *P. rubescens*. Prema važećoj zakonskoj regulativi, u tom sloju akumulacija je imala dobar do umeren ekološki potencijal, iako je biomasa *P. rubescens* bila ekstremno velika. Ovo može ukazivati na potrebu merenja i ostalih marker pigmenta kao što je fikocijanin. Prosečne koncentracije hlorofila *a* ukazivale su II klasu ekološkog potencijala (dobar).
- Tokom najvećeg dela istraživanog perioda akumulacija Vrutci je bila eutrofna. Tokom zime 2014. godine akumulacija je imala visok stepen trofičnosti koji se kontinuirano smanjivao sve do kraja leta (mezotrofija), dok su stabilniji vremenski uslovi 2015. godine doveli do toga da je akumulacija bila veoma produktivna na sva tri lokaliteta. Na osnovu TSI indeksa, akumulacija Vrutci je tokom celog perioda istraživanja pripadala III klasi ekološkog potencijala.
- U akumulaciji Vrutci ukupno je identifikovano 138 taksona pripadnika fitoplanktonske zajednice, u okviru 8 razdela.
- U našem istraživanju akumulacije Vrutci najveći udeo u fitoplanktonu po broju zabeleženih taksona imale su zelene, a zatim silikatne alge. Tokom zimskih i prolećnih meseci najviše predstavnika su imale silikatne alge, a tokom letnjih cijanobakterije i zelene alge. *P. rubescens* je imao dva pika brojnosti i biomase, tokom zime 2013./2014. i u leto 2015. godine na lokalitetima Vodozahvat i Nikolići, dok je na Omaru pik bio zabeležen samo na početku istraživanja.
- Tokom zime 2013./2014. filamenta *P. rubescens* su bili raspoređeni duž celog vodenog stuba, i ispod eufotične zone. Tokom stabilne stratifikacije najveći deo populacije bio je skoncentrisan u metalimnionu, gde se završavala eufotična zona. Intenzivne padavine 2014. su dovele do slabljenja stratifikacije i do privremenog prekida „cvetanja“ *P. rubescens* u metalimnionu. Primećen je veliki broj neaktivnih trihoma grupisanih u loptice ispod same površine vode, jer je *P. rubescens* izuzetno osetljiva na visok nivo osvetljenja i podleže fotoinhibiciji. Istovremeno, porasla je brojnost ćelija *A. holsatica* i *A. clathrata* na velikim dubinama. Ova grupa cijanobakterija je, takođe, adaptirana na uslove niskog osvetljenja i niske koncentracije nutrijenata, kao i *P. rubescens*. Najveća abundanca i biomasa *P. rubescens* bile su zabeležene u julu 2015. na 6 m dubine, 963855 ćel/ml odnosno 30,23 mm³/l.
- U akumulaciji Vrutci nije bio zabeležen određeni obrazac promene dužine trihoma *P. rubescens* po dubini, ali generalno gledano trihomi su bili kraći na većim dubinama.
- Shannon-ov indeks diverziteta je bio relativno nizak tokom celog perioda, što je bilo i očekivano usled „cvetanja“ *P. rubescens*. Pielou-ov indeks ekvitabilnosti je, takođe, bio nizak što ukazuje da je *P. rubescens* dominirao po svojoj brojnosti u odnosu na druge članove fitoplanktonske zajednice.
- U odnosu na nivo saprobnosti, lokalitet Vodozahvat se izdvojio jer je na tom lokalitetu voda bila oligo- do β -mezosaprobna, tj. imala je neznatan nivo organskog zagađenja tokom svih meseci, osim u oktobra 2014. kada je bila β -mezosaprobna (II klasa). Veliki porast

saprobnosti zabeležen u tom mesecu bio je zabeležen i na ostala dva lokaliteta. Ovo ukazuje na procese dekompozicije, odnosno razgradnje organske materije na kraju perioda startifikacije. Generalno gledano, tokom prolećnih meseci voda akumulacije Vrutci je bila oligosaprobna da bi sa porastom temperature saprobnost rasla.

- RDA analiza je pokazala da je rast *P. rubescens* u akumulaciji Vrutci bio pod najvećim uticajem temperature vode (negativna korelacija), tako da se najveća biomasa *P. rubescens* javljala u vreme zimske cirkulacije kada se javljaju i najveće vrednosti rastvorenog kiseonika i njegove saturacije. Povećane vrednosti biomase *P. rubescens* zabeležene su kada je nizak odnos TN i TP, kada se beleže niže vrednosti Z_{SD} , samim tim niže vrednosti dubine eufotične zone (Z_{eu}) i pri blago nižim vrednostima RWCS. Sve ostale alge najveću biomasu su češće imale u epilimnionu, na lokalitetu Omar i pri višim vrednostima temperature vode i pH vrednosti.

7. LITERATURA

Aboal, M., Álvarez Cobelas, M., Cambra, J., Ector, L. (2003). Floristic list of non-marine diatoms (Bacillariophyceae) of Iberian Peninsula, Balearic Islands and Canary Islands. Updated taxonomy and bibliography. *Diatom Monographs*, 4: 1–639.

Ács, E., Ari, E., Duleba, M., Dressler, M., Genkal, S. I., Jakó, E., Rimet, F., Ector, L., Kiss, K. T. (2016). *Pantocsekiella*, a new centric diatom genus based on morphological and genetic studies. *Fottea*, Olomouc, 16(1): 56–78.

Afsharzadeh, S., Nejadstari, T., Rahiminejad, M. R., Ebrahimnejad, M. (2003). Study of algal flora in Zayanderood river. *Iranian Journal of Biology*, 14: 32–45.

Agencija za zaštitu životne sredine - SEPA (2012). Rezultati ispitivanja kvaliteta površinskih i podzemnih voda za 2011. godinu. 633 pp.

Agencija za zaštitu životne sredine - SEPA (2014). Ispitivanje kvaliteta vode akumulacije Vrutci, na teritoriji opštine Užice. 61 pp.

Ahn, Ch-Y., Chung, A.-S., Oh, H.-M. (2002). Rainfall, phycocyanin and N:P ratios related to cyanobacterial blooms in a Korean large reservoir. *Hydrobiologia*, 474: 117–124.

Albay, M., Akcaalan, R., Tufekci, H., Metcalf, J. S., Beattie, K. A., Codd, G. A. (2003). Deep profiles of cyanobacterial hepatotoxins (microcystins) in three Turkish freshwater lakes. *Hydrobiologia*, 505: 89–95.

Almodóvar, A., Incola, G. G., Nuevo, M. (2004). Effects of a bloom of *Planktothrix rubescens* on the fish community of a Spanish reservoir. *Limnetica*, 23: 167–178.

Amano, Y., Sakai, Y., Sekiya, T., Takeya, K., Taki, K., Machida, M. (2010). Effect of phosphorus fluctuation caused by river water dilution in eutrophic lake on competition between blue-green alga *Microcystis aeruginosa* and diatom *Cyclotella* sp. *Journal of Environmental Sciences-China*, 22: 1666–1673.

Ame, M. V., Wunderlin, D. A. (2005). Effects of iron, ammonium and temperature on microcystin content by a natural concentrated *Microcystis aeruginosa* population. *Water, Air, & Soil Pollution*, 168: 235–248.

Anneville, O., Lebourlanger, C. (2001). Long-term changes in the vertical distribution of phytoplankton biomass and primary production in Lake Geneva: a response to the oligotrophication. *Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia*, 14: 25–35.

Armengol, J., Caputo, L., Comerma, M., Feijoó, C., García, J. C., Marcé, R., Navarro, E., Ordoñez, J. (2003). Sau reservoir's light climate: relationships between Secchi depth and light extinction coefficient. *Limnetica*, 22 (1–2): 195–210.

Assennato, G., Blonda, M., Cudillo, B., Gifuni, S., Petruzzelli, M. R., Pastorelli, A. M., Ungaro, N. (2010). Cyanobacteria bloom in the occhito artificial lake (southern Italy): Relationship between *Planktothrix rubescens* density and microcystin concentration. *Fresenius Environmental Bulletin*, 19 (9): 1795–1801.

Atoui, A., Hafez, H., Slim, K. (2012). Occurrence of toxic cyanobacterial blooms for the first time in Lake Karaoun, Lebanon. *Water and Environment Journal*, 27 (1): 42–49.

- Bachmann, H. (1897). Das Burgunderblut im Baldeggersee. *Biologische Centralblätter*, 7: 230–241.
- Bachmann, H. (1910). Eine Wasserbtiite von *Oscillatoria rubescens* DC. im Rotsee. *Verhandlungen der Schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft*, 93: 254–255.
- Barbosa, L. G., Barbosa, P. M. M., Barbosa, F. A. R. (2011). Vertical distribution of phytoplankton functional groups in a tropical shallow lake: driving forces on a diel scale. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23 (1): 63–73.
- Barco, M., Flores, C., Rivera, J., Caixach, J. (2004). Determination of microcystin variants and related peptides present in a water bloom of *Planktothrix (Oscillatoria) rubescens* in a Spanish drinking water reservoir by LC/ESI-MS. *Toxicon*, 44: 881–886.
- Barinova, S., Boboev, M., Hisoriev, H. (2015). Freshwater algal diversity of the South-Tajik Depression in a high-mountainous extreme environment, Tajikistan. *Turkish Journal of Botany*, 39 (3): 535–546.
- Beamud, S. G., Diaz, M. M., Baccala, N. B., Pedrozo, F. L. (2010). Analysis of patterns of vertical and temporal distribution of phytoplankton using multifactorial analysis: Acidic Lake Caviahue, Patagonia, Argentina. *Limnologica*, 40: 140–147.
- Becker, V., de Souza Cadeso, L., Huszar, V. L. M. (2009). Diel variation of phytoplankton functional groups in subtropical reservoir in southern Brazil during an autumnal stratification period. *Aquatic Ecology*, 43: 285–293.
- Bettinetti, R., Morabito, G., Provini, A. (2000). Phytoplankton assemblage structure and dynamics as indicator of the recent trophic and biological evolution of the western basin of Lake Como (N. Italy). *Hydrobiologia*, 435: 177–190.
- Bicudo, C. E. M., Ventrice, M. R. (1968). Algas do Brejo da Lapa, Parque Nacional do Itatiaia, Brazil. XIX Cong. Nac. Botânica, Fortaleza, 21 a 29 - janeiro, 1968. *Anais da Sociedade Botanica do Brasil*, 3–42.
- Blagojević Ponjavić, A., Kostić, D., Marjanović, P., Trbojević, I., Popović, S., Predojević, D., Subakov Simić, G. (2019). Bloom of the potentially toxic cyanobacterium *P. rubescens*: seasonal distribution and possible drivers of its proliferation in the Vrutci reservoir (Serbia). *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 48 (4): 316–327.
- Blaženčić, J., Jovanović, Đ., Cvijan, M. (1990). *Oscillatoria rubescens* (D.M) biomass in 'Uvac' reservoir-causes and consequences. U: „Zaštita voda '90““, konferencija, zbornik radova, 76–80.
- Blikstad Halstvedt, C., Rohrlack, T., Andersen, T., Skulberg, O., Edvardsen, B. (2007). Seasonal dynamics and depth distribution of *Planktothrix* spp. in Lake Steinsfjorden (Norway) related to environmental factors. *Journal of Plankton Research*, 29: 471–482.
- Bock, C., Pröschold, T., Krienitz, L. (2011). Updating the genus *Dictyosphaerium* and description of *Mucidosphaerium* gen. nov. (Trebouxiophyceae) based on morphological and molecular data. *Journal of Phycology*, 47 (3): 638–652.
- Boișteanu T., Buiciuc, G. H. (1983). Observații hidrologice și hidrobiologice asupra râului Suha Bucovineană, județul Suceava. *Anuarul Muzeului Judetean Suceava, St. Natur.VII*: 61–74.
- Borics, G., Abonyi, A., Krasznai, E., Várbíró, G., Grigorszky, I., Szabó, S., Deák, C., Tóthmérész, B. (2011). Small-scale patchiness of the phytoplankton in a lentic oxbow. *Journal of Plankton Research*, 33: 973–981.

- Borowiak, D., Borowiak, M. (2016). Comparative studies of underwater light regimes in lakes of the East-Suwałki Lakeland. *Limnological Review*, 16 (4): 173–183.
- Boscaini, A., Brescancin, F., Cerasino, L., Fedrigotti, C., Fano, E. A., Salmaso, N. (2017). Vertical and horizontal distribution of the microcystin producer *Planktothrix rubescens* (Cyanobacteria) in a small perialpine reservoir. *Advances in Oceanography and Limnology*, 8 (2): 208–221.
- Bossard, P., Gammeter, S., Lehmann, C., Schanz, F., Bachofen, R., Bürgi, H. R., Steiner, D., Zimmermann, U. (2001). Limnological description of the Lakes Zürich, Lucerne, and Cadagno. *Aquatic Sciences*, 63: 225–249.
- Bouffard, D., Dami, J., Schmid, M. (2019). Swiss lake temperature monitoring program. Report commissioned by the Federal Office for the Environment (FOEN), Eawag, Kastanienbaum. 54 pp.
- Briand, J.-F., Jacquet, S., Flinois, C., Avois-Jacquet, C., Maissonette, C., Freissinet, C., Leberre, B., Bosse, J.-P., Humbert, J. F. (2005). Variations in the microcystins production in *Planktothrix rubescens* assessed by four years in situ survey in Lac du Bourget and by laboratory experiments. *Microbial Ecology*, 50: 418–428.
- Brient, L., Lengronne, M., Bertrand, E., Rolland, D., Sipel, A., Steinmann, D., Baudin, I., Legeas, M., Le Rouzic, B., Bormans, M. (2008). A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring*, 10: 248–255.
- Bright, D. I. (1999). Physiology and gas vesicles of *Planktothrix rubescens*. PhD thesis, University of Bristol, UK.
- Bright, D. I., Walsby, A. E. (2000). The daily integral of growth by *Planktothrix rubescens* calculated from growth rate in culture and irradiance in Lake Zürich. *New Phytologist*, 146: 301–316.
- Broady, P. A., Merican, F. (2012). Phylum Cyanobacteria: blue-green bacteria, blue-green algae. U: Gordon, D. P. (Ed.). *New Zealand inventory of biodiversity. Volume Three. Kingdoms Bacteria, Protozoa, Chromista, Plantae, Fungi*. Christchurch: Canterbury University Press, 50–69.
- Buchheim, M., Buchheim, J., Carlson, T., Braband, A., Hepperle, D., Krienitz, L., Wolf, M., Hegewald, E. (2005). Phylogeny of the Hydrodictyaceae (Chlorophyceae): inferences from rDNA data. *Journal of Phycology*, 41: 1039–1054.
- Bürgi, H. R. (1987). Long-term development of blue-green-algae in Lake Lucerne with special reference to *Oscillatoria (Planktothrix) rubescens*. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie Swiss journal of hydrology*, 49 (3): 375–377.
- Buzzi, F. (2002). Phytoplankton assemblages in two sub-basins of Lake Como. *Journal of Limnology*, 61: 117–128.
- Čađo, S., Đurković, A., Maljević, E., Miletić, A. (2003). Analiza fitoplanktona i trofički status akumulacije Sjenica. U: Eko-konferencija „Zaštita životne sredine gradova i prigradskih naselja“. Novi Sad, 117-122
- Čađo, S., Đurković, A., Miletić, A. (2005a). Fitoplankton i trofički status akumulacije Potpeć. U: Eko-konferencija, Zaštita životne sredine gradova i prigradskih naselja I. Novi Sad, 177–182.
- Čađo, S., Đurković, A., Miletić, A., Bugarski, R. (2005b). Sastav fitoplanktona, fizičko-hemijske i saprobiološke karakteristike reke Dunav na graničnom profilu Bezdán. U: Zbornik radova 34. godišnje konferencije o aktuelnim problemima korišćenja i zaštite voda „Voda 2005“, Kopaonik, 77–82.

- Čađo, S., Miletić, A., Dopuđa-Glišić, T., Denić, Lj. (2006). Physical-chemical characteristics and phytoplankton composition of the Sava River on its lower flow stretch through Serbia. U: Proceedings 36th International Conference of IAD. Austrian Committee DanubeResearch / IAD, Vienna, 184–188.
- Čađo, S., Đurković, A., Novaković, B., Denić, L., Dopuđa Glišić, T., Veljković, N., Stojanović, Z. (2017). Sezonska dinamika fitoplanktona akumulacionog jezera Čelije. U: Zborniku 46. godišnje konferencije o aktuelnim problemima korišćenja i zaštiti voda „Voda 2017“. Vršac, 49–56.
- Čađo, S., Veljković, N., Stojanović, Z., Denić, Lj. Dopuđa Glišić, T., Đurković, A., Novaković, B., Domanović, M. (2018). Specifični planovi implementacije direktna u sektoru voda. Status površinskih voda Srbije i smernice za razvoj plana I implementaciju monitoringa. Agencija za zaštitu životne sredine, Ministarstvo zaštite životne sredine, Republika Srbija. Prezentacija.
- Callieri, C., Stockner, J. (2000). Picocyanobacteria success in oligotrophic lakes: fact or fiction? *Journal of Limnology*, 59 (1): 72–76
- Callieri, C., Corno, G., Caravati, E., Gelafassi, S., Bottinelli, M., Bertoni, R. (2007). Photosynthetic characteristics and diversity of freshwater *Synechococcus* at two depths during different mixing conditions in a deep oligotrophic lake. *Journal of Limnology*, 66 (2): 81–89.
- Callieri, C., Cronberg, G., Stockner, J. G. (2012). Freshwater Picocyanobacteria: Single Cells, Microcolonies and Colonial Forms. U: Whitton, B. A. (Ed.). *Ecology of Cyanobacteria II Volume, Their Diversity in Space and Time*. Springer Dordrecht Heidelberg New York London, 229–269.
- Cărăuș I. (1970). *Oscillatoria rubescens* (D.C.) Gom. (Cyanophyta) în planctonul lacului de baraj Bicaz. *Lucrările Stațiunii de Cercetări "Stejarul"*, 3: 247–250.
- Carey, C. C., Haney, J. F., Cottingham, K. L. (2007). First report of microcystin-LR in the cyanobacterium *Gloeotrichia echinulata*. *Environmental Toxicology*, 22(3): 337-339.
- Carey, C. C., Ibelings, B. W., Hoffmann, E. P., Hamilton, D. P., Brookes, J. D. (2012). Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*, 46: 1394–1407.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*, 22 (2): 361–369.
- Carlson, R. E., Simpson, J. T. (1996). *A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods*. North American Lake Management Society, Madison, Wisconsin, USA. 305 pp.
- Carmichael, W. W. (1992). Cyanobacteria secondary metabolites—the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology*, 72: 445–459.
- Carneiro, F. M., Nabout, J. C., Vieira, L. C. G., Roland, F., Bini, L. M. (2014). Determinants of chlorophyll-*a* concentration in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 740: 89–99.
- Carty, S. (2014). *Freshwater dinoflagellates of North America*. Ithaca & London: Comstock Publishing Associates, A division of Cornell University Press, 260 pp.
- Cassie, V. (1974). Algal flora of some North Island, New Zealand, lakes, including Rotorua and Rotoiti. *Pacific Science*, 28 (4): 467–504.
- Castenholz, R. W. (2001). Oxygenic photosynthetic bacteria. U: Boone, D. R., Castenholz, R. W. (Eds.). *Bergey's Manual of Systematic bacteriology* (2nd edition). Springer-Verlag, New York, 473–600.

- Cerasino, L., Salmaso, N. (2012). Diversity and distribution of cyanobacterial toxins in the Italian subalpine lacustrine district. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 41 (3): 54–63.
- Cerasino, L., Shams, S., Boscaini, A., Salmaso, N. (2016). Multiannual trend of microcystin production in the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Lake Garda (Italy). *Chemistry and ecology*, 32 (5): 492-506.
- Chaffin, J. D., Bridgeman, T. B. (2014). Organic and inorganic nitrogen utilization by nitrogen-stressed cyanobacteria during bloom conditions. *Journal of Applied Phycology*, 26: 299–309.
- Chang, T. P. (1981). Excretion and DOC utilization by *Oscillatoria rubescens* DC and its accompanying microorganisms. *Archiv für Hydrobiologie*, 91: 509–520.
- Chorus, I., Bartram, J., (1999). Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. WHO. CRC Press, 416 pp.
- Chorus, I., Dokulil, M., Lammens, E., Manca, M., Naselli-Flores, L., Nixdorf, B., Persson, G., Schindler, D., Straile, D., Tártrai, I., Tadolnéké, R., Willén, E. (2011). Restoration responses of 19 lakes: are TP thresholds common? U: Chorus, I., Schauser, I. (Eds.). *Oligotrophication of Lake Tegel and Schlachtensee*, Berlin Analysis of system components, causalities and response thresholds compared to responses of other waterbodies. Federal Environment Agency (Umwelt bundesamt), Dessau-Roßlau, Germany, 84–102.
- Christiansen, G., Kurmayer, R., Liu, Q., Börner, T. (2006). Transposons inactivate the biosynthesis of the nonribosomal peptide microcystin in naturally occurring *Planktothrix* spp. *Applied and Environmental Microbiology*, 72: 117–123.
- Ciugulea I., Lițescu, S., Ciugulea, M. (1998). Contributions to the knowledge of phytoplankton in Căldărușani Lake (II). *Acta Botanica Horti Bucurestiensis*, 1998: 129–133
- Codd, G. A. (2000). Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and biological significance. *Water Science and Technology*, 32: 149–156.
- Codd, G. A., Meriluoto, J., Metcalf, J. S. (2017). Introduction: Cyanobacteria, Cyanotoxins, Their Human Impact, and Risk Management. U: Meriluoto, J., Spoof, L., Codd, G. A. *Handbook of Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis*, First Edition. John Wiley & Sons, 3–8.
- Cole, G. A. (1975). Light and the Aquatic Ecosystem. U: *Textbook of Limnology*. The C. V. Mosby Company, St. Louis, Missouri, 110–122.
- Compère, P. (2001). *Ulnaria* (Kützing) Compère, a new genus name for *Fragilaria* subgen. *Alterasynedra* Lange-Bertalot with comments on the typification of *Synedra* Ehrenberg. U: Jahn, R., Kociolek, J. P., Witkowski, A., Compère, P. (Eds.). *Lange-Bertalot-Festschrift: Studies on Diatoms. Dedicated to Prof. Dr. Dr. h.c. Horst Lange-Bertalot on the occasion of his 65th Birthday*. A.R.G. Gantner Verlag. K.G., 97–102.
- Crețu A. (1997). Alge microfitebentoniche din râul Șieu. *Studii Si Cercetari (St.Naturii) (Bistrița)*, 3: 301 –309.
- Crețu, A. (1999). Afinitatea floristică a comunităților algale din râul Sălăuța (Transilvania). *Studii Si Cercetari (Biologie)*, Bistrița, 5: 69–76.
- ČSN-75 7716: Water quality- Biological analysis- Determination of saprobic index. Czech Normalisation Institute, Praha.

- D'Alelio, D., Salmaso, N., Gandolfi, A. (2013). Frequent recombination shapes the epidemic population structure of *Planktothrix* (Cyanoprokaryota) in Italian subalpine lakes. *Journal of Phycology*, 49 (6): 1107–1117.
- Davies, A. G., Blanc, P. (1994). Changes in nutrient availability following large scale sewage diversion: A chemical perspective of blooms of *Oscillatoria rubescens*. *Archiv für Hydrobiologie-Supplement*, 41: 33–53.
- Davis, P. A., Walsby, A. E. (2002). Comparison of measured growth rates with those calculated from rates of photosynthesis in *Planktothrix* spp. isolated from Blelham Tarn, English Lake District. *New Phytologist*, 156: 225–239.
- Davis, P. A., Dent, M., Parker, J., Reynolds, C.S., Walsby, A. E. (2003). The annual cycle of growth rate and biomass change in *Planktothrix* spp. in Blelham Tarn, English Lake District. *Freshwater Biology*, 48: 852–867.
- Davison, D. (2014). *Cyanobacteria: Ecological Importance, Biotechnological Uses and Risk Management*. Hauppauge, New York: Nova Science Publishers, Inc., 202 pp.
- Day, S. A., Wickham, R. P., Entwisle, T. J., Tyler, P. A. (1995). Bibliographic check-list of non-marine algae in Australia. *Flora of Australia Supplementary, Series 4*: i-vii, 276 pp.
- De Candolle, A. P. (1825). Notice sur la matière qui a coloré en rouge le Lac de Morat au printemps de 1825. *Mémoires Société physico historié naturel de Genève*, 3: 29–37.
- Denić, Lj., Đurković, A., Čađo, S., Dopuđa-Glišić, T., Novaković, B., Stojanović, Z. (2014). Ocena ekološkog potencijala akumulacije Vrutci na osnovu bioloških i fizičko-hemijskih elemenata. U: Zbornik 43. godišnje konferencije o aktuelnim problemima korišćenja i zaštiti voda „Voda 2014“. Tara, 2014., 41–47
- Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Union*, L 435: 1–62.
- Dittmann, E., Fewer, D. P., Neilan, B. A. (2012). Cyanobacterial toxins: biosynthetic routes and evolutionary roots. *FEMS Microbiology Reviews*, 37: 23–43.
- Dokulil, M. (1973). Planktonic primary production within the *Phragmites* community of Neusiedlersee (Austria). *Polish Archives of Hydrobiology*, 20: 175–180.
- Dokulil, M. (2005). European alpine lakes. U: Sullivan, P., Reynolds, C. (Eds.). *The lakes handbook*, Vol 2. Blackwell, Oxford, 159–178.
- Dokulil, M. T., Teubner, K. (2000). Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438: 1–12.
- Dokulil, M. T., Teubner, K. (2012). Deep living *Planktothrix rubescens* modulated by environmental constraints and climate forcing. *Hydrobiologia*, 698: 29–46.
- Dolman, A. M., Rücker, J., Pick, F. R., Fastner, J., Rohrlack, T., Mischke, U., Wiedne, C. (2012). Cyanobacteria and Cyanotoxins: The Influence of Nitrogen versus Phosphorus. *PLoS One*. 7 (6): e38757.
- Domingos, P., Rubim, T. K., Molica, R. J. R., Azevedo, S. M. F. O., Carmichael, W. W. (1999). First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a northeast Brazilian drinking water supply. *Environmental Toxicology*, 14: 31–35.

- Đurković, A., Čađo, S. (2004). Phytoplankton analysis of the Danube River and water quality assessment on the basis of saprobiological examination. U: Ljupco, G. (Ed.). Proceedings of the 2nd Congress of Ecologists of the Republic of Macedonia with International Participation. Macedonian Ecological Society, Skopje, 6: 231–237.
- Đurković, A., Čađo, S., Miletić, A., Bugarski, R., Andrejević, S., Maljević, E. (2004). Rezultati ispitivanja vode reke Krivaja na osnovu saprobioloških i fizičko hemijskih karakteristika u 2001. i 2002. godini. U: Zbornik 33. godišnje konferencije o aktuelnim problemima zaštite voda „Voda 2004“. Borsko jezero, 315–320.
- Đurković, A., Čađo, S., Bugarski, R., Miletić, A. (2005a). Sastav fitoplanktona, fizičko-hemijske i saprobiološke karakteristike reke Plovni Begej na graničnom profilu Srpski Ibetej. U: Zaštita životne sredine i prigradskih naselja (monografija). VI Međunarodna eko-lonferencija 2005. Novi Sad, 159–164.
- Đurković, A., Čađo, S., Miletić, A. (2005b). Sastav fitoplanktona, fizičko-hemijske karakteristike i trofički status akumulacija Međuvršje. U: Zbornik radova 34. godišnje konferencije o aktuelnim problemima korišćenja i zaštite voda „Voda 2005“. Kopaonik, 207–212.
- Đurković, A., Crnković, N., Čađo, S. (2006). Sastav fitoplanktona i saprobiološke karakteristike reke Tamiš na profilu Jaša Tomić. U: Zbornik 35. godišnje konferencije o aktuelnim problemima korišćenja i zaštite voda ‘Voda 2006’, Zlatibor, 89–94.
- Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E. W., Greenberg, A. E., Franson, M. A. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater (21st ed.). American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) & Water Environment Federation (WEF). Washington DC.
- Edmondson, W. T., Anderson G. C., Peterson, D. R. (1956). Artificial eutrophication of Lake Washington. *Limnology and Oceanography*, 1: 47–53.
- Edwardsen, B. (2002). Monitoring of Toxic Cyanobacteria in Lake Steinsfjorden in 2001 with Results from 1997–2001. Norwegian Institute for Water Research, Oslo. Rep. (4509-02).
- Enright, K., Smeltzer, E. (1983). Harvey’s lake diagnostic/feasibility study. Final report. Vermont department of water resources and environmental engineering, Montpelier.
- Ernst, B., Dietrich, D. R. (2006). Blaugrünes Alsterwasser, Roter Chiemsee und fragwürdige Nahrungsergänzungsmittel: zu den fatalen Gefahren von Cyanobakterien. 3. interdisziplinäres Forum der Arthur und Aenne Feindt Stiftung, Hamburg, Germany. Oral presentation.
- Ernst, B., Hitzfeld, B.C., Dietrich, D.R. (2001). Presence of *Planktothrix* sp. and cyanobacterial toxins in Lake Ammersee, Germany and their impact on whitefish (*Coregonus lavaretus* L.). *Environmental Toxicology*, 16: 483–488.
- Ernst, B., Hoeger, J. S., O’Brien, E., Dietrich, R. D. (2009). Abundance and toxicity of *Planktothrix rubescens* in the pre-alpine Lake Ammersee, Germany. *Harmful Algae*, 8: 329–342.
- European Community - EC (1998). Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Communities*, 330: 32–54.
- European Community - EC (2000). Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, 327: 1–72.

- Falconer, I. R. (1999). An overview of problems caused by toxic bluegreen algae (cyanobacteria) in drinking and recreational water. *Environmental Toxicology*, 14: 5–12.
- Falconer, I. R., Yeung, D. S. (1992). Cytoskeletal changes in hepatocytes induced by *Microcystis* toxins and the irrelaton to hyperphosphorylation of cell proteins. *Chemico-Biological Interactions*, 81 (1–2): 181–196.
- Fastner, J., Erhard, M., Carmichael, W. W., Sun, F., Rinehart, K. L., Rönicke, H., Chorus, I. (1999). Characterization and diversity of microcystins in natural blooms and strains of the genera *Microcystis* and *Planktothrix* from German freshwaters. *Archiv für Hydrobiologie*, 145: 147–163.
- Fee, E. J. (1976). The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes of the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario: Implications for primary production estimates. *Limnology and oceanography*, 21 (6): 767–783.
- Felföldy, L. (1980). Biological water qualification. VIZDOK, Budapest, 263 pp.
- Feuillade, J., Balvay, G., Barroin, G., Blanc, P., Feuillade, M., Orand, A., Pelletier, J., Chahuneau, F. (1985). Caractérisation et essais de restauration d'un écosystème dégradé: le lac de Nantua. INRA, Paris, 167 pp.
- Feuillade, M., Bohatier, J., Bourdier, G., Dufour, P., Feuillade, J. and Krupka, H. (1988). Amino acid uptake by a natural population of *Oscillatoria rubescens* in relation to uptake by bacterioplankton. *Archiv für Hydrobiologie*, 113: 345–358.
- Filipe, A. F., Feio, M. J., Garcia-Raventós, A., Ramião, J. P., Pace, G. Martins, F. MS, Magalhães, M. F. (2019). The European Water Framework Directive facing current challenges: recommendations for a more efficient biological assessment of inland surface waters. *Inland Waters*, 9 (1): 95–103.
- Findenegg, I. (1964). Produktionsbiologische Planktonuntersuchungen an Ostalpenseen. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 49 (3): 381–416.
- Findenegg, I. (1973). Vorkommen und biologisches Verhalten der Blaualge *Oscillatoria rubescens* DC. in den österreichischen Alpenseen. *Carinthia II*, 163/83: 317–330.
- Fiore, M. F., Genuario, D. B., da Silva, C. S. P., Shishido, T. K., Moraes, L. A. B., Neto, R. C., Silva-Stenico, M. E. (2009). Microcystin production by a freshwater spring cyanobacterium of the genus *Fischerella*. *Toxicon*. 53: 754–761.
- Fischer, H. B., List, J. E., Koh, C. R., Imberger, J., Brooks, N. H. (2013). Mixing in inland and coastal waters. Elsevier, 302 pp.
- Foy, R. H. (1980). The influence of surface to volume ratio on the growth rates of planktonic blue-green algae. *British Phycological Journal*, 15: 279–289.
- Foy, R. H., Gibson, C. E., Smith, R. V. (1976). The influence of day length, light intensity and temperature on the growth rates of planktonic blue-green algae. *British Phycological Journal*, 11: 115–163.
- Gächter, V. R. (1976). Die Tiefenwasserableitung, ein Weg zur Sanierung von Seen. *Swiss Journal of Hydrology*, 38: 1–29.
- Gallina, N., Beniston, M., Jacquet, S. (2017). Estimating future cyanobacterial occurrence and importance in lakes: a case study with *Planktothrix rubescens* in Lake Geneva. *Aquatic Sciences*, 79: 249–263.

- Garcia, T. S., Bock, C., Sant'Anna, C. L., Bagatini, I. L., Wodniok, S., Vierira, A. H. (2016). Selenastraceae (Sphaeropleales, Chlorophyceae): rbcL, 18S rDNA and ITS–2 secondary structure enlightens traditional taxonomy, with description of two new genera, *Messastrum* gen. nov. and *Curvastrum* gen. nov. *Fottea*, 17 (1): 1–19.
- Garibaldi, L., Brizzio, M. S., Mezzanotte, V., Varallo, A., Mosello, R. (1997). Evoluzione idrochimica e trofica del Lago d'Iseo. *Documenta dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 61: 135–151.
- Goodwin, T. W. (1976). Distribution of carotenoids. U: Goodwin, T. W. (Ed.). *Chemistry and Biochemistry of Plant Pigments*, 2nd ed. London-New York-San Francisco: Academic Press, Vol. 1, 225–261.
- Grach-Pogrebinsky, O., Sedmak, B., Carmeli, S. (2003). Protease inhibitors from a Slovenian Lake Bled toxic waterbloom of the cyanobacterium *Planktothrix rubescens*. *Tetrahedron*, 59 (42): 8329–8336.
- Gregor, J., Maršálek, B., Šipková, H. (2007). Detection and estimation of potentially toxic cyanobacterial in raw water at the drinking water treatment plant by in vivo fluorescence method. *Water Research*, 41: 228–234.
- Greisberger, S., Teubner, K. (2007). Does pigment composition reflect phytoplankton community structure in differing temperature and light conditions in a deep Alpine lake? An approach using HPLC and delayed fluorescence techniques. *Journal of Phycology*, 43: 1108–1119.
- Guellati, F. Z., Touati, H, Tambosco, K., Quiblier, C., Humbert, J.-F., Bensouilah, M. (2017). Unusual cohabitation and competition between *Planktothrix rubescens* and *Microcystis* sp. (cyanobacteria) in a subtropical reservoir (Hammam Debagh) located in Algeria. *PLoS ONE*, 12 (8): e0183540.
- Guildford, S. J., Hecky, R. E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography*, 45 (6): 1213–1223.
- Guiry, M. D., Guiry, M. G. (2011). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Accessed 15 October 2011. <http://www.algaebase.org>.
- Gul, R., Zarina, A., Masud-ul-Hasan, Shameel, M. (2007). Taxonomic study of Cyanophyta from Sialkot, Pakistan. *International Journal of Phycology and Phycochemistry*, 3 (1): 37–48.
- Gupta, P. (2012). *Algae of India Volume 1. A checklist of Cyanoprokaryota (Cyanophyceae)*. Ministry of Environment & Forests, 174 pp.
- Hart, R. C., Wragg, P. D. (2009). Recent blooms of the dinoflagellate *Ceratium* in Albert Falls Dam (KZN): History, causes, spatial futures and impact on a reservoir ecosystem and its zooplankton. *Water SA*, 35 (4): 455–468.
- Hašler, A.D. (1947). Eutrophication of lakes by domestic drainage. *Ecology*, 28: 383–395.
- Hašler, P., Pouličkova, A. (2003). Diurnal changes in vertical distribution and morphology of a natural population of *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagnostidis et Komarek (Cyanobacteria). *Hydrobiologia*, 506–509: 195–201.
- Hillebrand, H., Dürselen, C. D., Kirschtel, D., Pollinger, U., Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of phycology*, 35 (2): 403–424.

- Holland, D. P., Walsby, A. E. (2008). Viability of the cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in the cold and dark, related to over-winter survival and summer recruitment in Lake Zurich. *European Journal of Phycology*, 43 (2): 179–184.
- Honti, M., Istvánovics, V., Osztóics, A. (2007). Stability and change of phytoplankton communities in a highly dynamic environment—the case of large, shallow Lake Balaton (Hungary). *Hydrobiologia*, 581: 225–240.
- Hu, H., Wei, Y. (2006). The freshwater algae of China. Systematics, taxonomy and ecology. Science Press, Pekin, 1023 pp.
- Huber, V., Gerten, D., Adrian, R. (2012). To bloom or not to bloom: Contrasting responses of cyanobacteria to recent heat waves explained by critical thresholds of abiotic drivers. *Oecologia*, 169 (1): 245–256.
- Huber-Pestalozzi, G., Komárek, J., Fott, B. (1983). Das Phytoplankton des Süßwasser. Band XVI, 7. Teil, 1. Hälfte. Chlorophyceae, Ordnung: Chlorococcales. U: Elster, H. J., Ohle, W. (Eds.). Die Binnengewässer. E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 914 pp.
- Hughes, L. (2000). Biological consequences of global warming: is the signal already. *Trends in Ecology & Evolution*, 15 (2): 56–61.
- Institut za vodoprivredu „Jaroslav Černi“ (JCI) (2014). Izrada projekta sanacije akumulacije Vrutci i rekonstrukcije fabrike vode „Cerovića brdo“, deo 1. akumulacija Vrutci. 152 pp.
- Institut za vodoprivredu „Jaroslav Černi“ (JCI) (2015). Istražni radovi i plan zaštite akumulacije „Vrutci“. 214 pp.
- Izaguirre, G., Taylor, W. D. (2004). A guide to geosmin–and MIB–producing cyanobacteria in the United States. *Water Science and Technology*, 49: 19–24.
- Izydorczyk, K., Tarczynska, M., Jurczak, T., Mrówczyński, J., Zalewski, M. (2005). Measurement of phycocyanin fluorescence as an online early warning system for cyanobacteria in reservoir intake water. *Environmental Toxicology*, 20 (4): 425–430.
- Izydorczyk, K., Carpentier, C., Mrówczyński, J., Wagenvoort, A., Jurczak, T., Tarczyńska, M. (2009). Establishment of an Alert Level Framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the Algae OnlineAnalyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll *a*. *Water Research*, 43 (4): 989–996.
- Jaag, O. (1958). Lo stato fisico, chimico e biologico attuale del Lago di Lugano. *L'Acquicoltura Ticinese*, 1–2: 6–13.
- Jacquet, S., Briand, J. F., Leboulanger, C., Avois-Jacquet, C., Oberhaus, L., Tassin, B., Vinçon-Leite, B., Paolini, G., Druart, J. C., Anneville, O., Humbert, J. F. (2005). The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae*, 4: 651–672.
- Jahn, R., Kusber, W. H., Cocquyt, C. (2017). Differentiating *Iconella* from *Surirella* (Bacillariophyceae): typifying four Ehrenberg names and a preliminary checklist of the African taxa. *PhytoKeys*, 82: 73–112.
- Jang, M. H., Ha, K., Jung, J. M., Lee, Y. J., Takamura, N. (2006). Increased microcystin production of *Microcystis aeruginosa* by indirect exposure of nontoxic cyanobacteria: Potential role in the development of *Microcystis* bloom. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 76: 957–962.

- Jaroslav Černi Institute for the Development of Water Resources (JCI) (1971). The Vrutci dam and Reservoir - Conceptual and Main Design.
- Jennings, E., Jones, S., Arvola, L., Staehr, P. A., Gaiser, E., Jones, I. D., Weathers, K. C., Weyhenmayer, G. A., Chiu, C.-Y., De Eyto, E. (2012). Effects of weather-related episodic events in lakes: An analysis based on high-frequency data. *Freshwater Biology*, 57 (3): 589–601.
- John, M. D., Whitton, A. B., Brook, J. A. (2002). The freshwater algal flora of the British Isles: an identification guide to freshwater and terrestrial algae. The Nautaral History Museum, Cambridge, 702 pp.
- John, D. M., Wynne, M. J., Tsarenko, P. M. (2014). Reinstatement of the genus *Willea* Schmidle 1900 for *Crucigeniella* Lemmermann 1900 nom. illeg. (Chlorellales, Trebouxiophyceae, Chlorophyta). *Phytotaxa*, 167 (2): 212–214.
- Jovanović J. (2020). Rasprostranjenje cijanobakterija u površinskim vodama namenjenim za vodosnabdevanje i rekreaciju u Srbiji. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Beograd. Doktorska disertacija, 291 pp.
- Kalff, J. (2002). *Limnology. Inland Water Ecosystems*. Prentice Hall, 536 pp.
- Karadžić, V. (2011). Eutrofikacija i njene posledice na primeru reke Ponjaviće (opština Pančevo). Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Beograd. Doktorska disertacija, 292 pp.
- Karadžić, V., Subakov Simić, G., Cvijan, M. (2005). Modrozelenne alge (Cyanophyta) reke Ponjaviće. U: Zbornik 34. godišnje konferencije o aktuelnim problemima zaštite voda „Voda 2005“, Kopaonik, 183–188.
- Kardinaal, W. E. A. (2007). Who's bad? Molecular identification reveals seasonal dynamics of toxic and non-toxic freshwater cyanobacteria. *Universiteit Amsterdam, Institut Biodiversiteit en Ecosystem dynamica (IBED)*, 155 pp.
- Karrer, P., Rutschmann, J. (1944). Beitrag zur Kenntnis der carotenoide aus *Oscillatoria rubescens*. *Helvetica Chimica Acta*, 27: 1691–1695.
- Kaštovský, J., Hauer, T., Mareš, J., Krautová, M., Bešta, T., Komárek, J., Desortová, B., Heteša, J., Hindáková, A., Houk, V., Janeček, E., Kopp, R., Marvan, P., Pummann, P., Skácelová, O., Zapomělová, E. (2010). A review of the alien and expansive species of freshwater cyanobacteria and algae in the Czech Republic. *Biological Invasions*, 12 (10): 3599–3625.
- Kimmel, B. L., Lind, O. T., Paulson, L. J. (1990). Reservoir Primary Production. U: Thornton, K. W., Kimmel, B. L., Payne, F. E. (Eds.). *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley & Sons, New York, 133–193.
- Klausmeier, C. A., Litchman, E. (2001). Algal games: The vertical distribution of phytoplankton in poorly mixed water columns. *Limnology and Oceanography*, 46(8): 1998–2007.
- Kobos, J., Błaszczak, A., Hohlfeld, N., Toruńska-Sitarz, A., Krakowiak, A., Hebel, A., Sutryk, K., Grabowska, M., Toporowska, M., Kokociński, M., Messyasz, B., Rybak, A., Napiórkowska-Krzebietke, A., Nawrocka, L., Pelechata, A., Budzyńska, A., Zagajewski, P., Mazur-Marzec, H. (2013). Cyanobacteria and cyanotoxins in Polish freshwater bodies. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42 (4): 358–378.
- Komárek, J. (2013). Cyanoprokaryota 3. Teil: Heterocytous Genera. U: Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L., Schagerl, M. (eds.) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*; Bd. 19/3. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1131 pp.

- Komárek, J., Anagnostidis, K. (1999). Cyanoprokaryota 1. Teil Chroococcales. Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L., Schagerl, M. (eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa; Bd. 19/1. Gustav Fisher Verlag, Jena, 548 pp.
- Komárek, J., Komarkova, J. (2004). Taxonomic review of the cyanoprokaryotic genera *Planktothrix* and *Planktothricoides*. Czech Phycology, Olomouc, 4: 1–18.
- Komárek, J., Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprokaryota 2. Teil Oscillatoriales. Büdel, B., Gärtner, G., Krienitz, L., Schagerl, M. (eds.) Süßwasserflora von Mitteleuropa; Bd. 19/2. Gustav Fisher Verlag, Jena, 900 pp.
- Komárek, J., Kaštovský, J., Jezberová, J. (2011). Phylogenetic and taxonomic delimitation of the cyanobacterial genus *Aphanothece* and description of *Anathece* gen. nov. European Journal of Phycology, 46 (3): 315–326.
- Komárek J., Kaštovský J., Mareš J., Johansen J. R. (2014). Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. Preslia, 86: 295–335.
- Konopka, A. (1982). Physiological ecology of a metalimnetic *Oscillatoria rubescens* population. Limnology and Oceanography, 27 (6): 1154–1161.
- Konopka, A. E., Klemer, A. R., Walsby, A. E., Ibelings, B. W. (1993). Effects of macronutrients upon buoyancy regulation by metalimnetic *Oscillatoria agardhii* in Deming Lake, Minnesota. Journal of Plankton Research, 15(9): 1019–1034.
- Koreiviene, J., Anne, O., Kasperoviciene, J., Burskyte, V. (2014). Cyanotoxin management and human health risk mitigation in recreational waters. Environmental Monitoring and Assessment, 186: 4443–4459.
- Kortmann, R. W., Davis, E., Frink, C. R., Henry, D. D. (1983). Hypolimnetic withdrawal: Restoration of Lake Wonoscopomuc, Connecticut. Lake Restoration, Protection and Management, EPA-440/5-83-001, R 46–55.
- Kostić, D., Marijanović, P., Marijanović, M., Blagojević, A., Trbojević, I., Predojević, D., Subakov Simić, G., Vulić, D., Obradović, V. and Naunović, Z. (2016). Drivers of phytoplankton blooms in the Vrutci Reservoir during 2014–2015 and implications for water supply and management. Water Research and Management, 6 (3): 3–12.
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1986). Bacillariophyceae.1. Teil: Naviculaceae. U: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa 2. G. Fischer Verlag, Jena, 876 pp.
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1988). Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. U: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/2. G. Fischer Verlag, Stuttgart & Jena, 596 pp.
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1991a). Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. U: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/3. Elsevier GmbH, Munchen, 576 pp.
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1991b). Bacillariophyceae.4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. U: Ettl, H., Gärtner, G., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.). Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/4. G. Fischer Verlag, Stuttgart & New York, 437 pp.

- Kromkamp, J. C., Domin, A., Dubinsky, Z., Lehmann, C., Schanz, F. (2001). Changes in photosynthetic properties measured by oxygen evolution and variable chlorophyll fluorescence in a simulated entrainment experiment with the cyanobacterium *Planktothrix rubescens*. *Aquatic Sciences*, 63: 363–382.
- Krupa, D., Czernas, K. (2003). Mass Appearance of Cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in Lake Piaseczno, Poland. *Water Quality Research Journal of Canada*, 38 (1): 141–152
- Krupka, H. M., Feuillade, M. (1988). Amino acids as a nitrogen source for growth of *Oscillatoria rubescens* D.C. *Archiv für Hydrobiologie*, 112 (1): 125–142.
- Kucklantz, V., Hamm, A., Jöhnk, K., Tsang-Pi, C., Morscheid, H., Roth, D., Schmidt-Halewicz, S., Morscheid, H., Mayr, C. (2001). Antwort bayerischer Voralpenseen auf verringerte Nährstoffzufuhr. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, 272 pp.
- Kurmayer, R., Dittman, E., Fastner, J., Chorus, I. (2002). Diversity of microcystin genes within a population of the toxic cyanobacterium *Microcystis* spp. in Lake Wannsee (Berlin, Germany). *Microbial Ecology*, 43: 107–118.
- Kurmayer, R., Christiansen, G., Fastner, J., Börner, T. (2004). Abundance of active and inactive microcystin genotypes in populations of the toxic cyanobacterium *Planktothrix* spp. *Environmental Microbiology*, 6: 831–841.
- Kurmayer, R., Deng, L., Entfellner, E. (2016). Role of toxic and bioactive secondary metabolites in colonization and bloom formation by filamentous cyanobacteria *Planktothrix*. *Harmful Algae*, 54: 69–86.
- Kyle, M., Haande, S., Ostermaier, V., Rohrlack, T. (2015). The Red Queen Race between Parasitic Chytrids and Their Host, *Planktothrix*: A Test Using a Time Series Reconstructed from Sediment DNA. *PLoS ONE*, 10 (3): e0118738.
- Lampert, W., Sommer, U. (2007). *Limnoecology- The ecology of lakes and streams*, 2nd edition. Oxford University Press, London, 324 pp.
- Laušević, R., Nikitović, J. (1996). *Oscillatoria rubescens* (D.C.) Gomont (Cyanophyta) u akumulaciji Uvac. U: Zbornik saopštenja 5. kongresa ekologija Jugoslavije. Beograd, 23 pp.
- Lawton, L., Marsalek, B., Padisák, J., Chorus, I. (1999). Determination of cyanobacteria in the laboratory. U: Chorus, I., Bartram, J. (Eds.). *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. WHO, 400 pp.
- Lee, T., Tsuzuki, M., Takeuchi, T., Yokoyama, K., Karube, I. (1994). *In vivo* fluorometric method for early detection of cyanobacterial water blooms. *Journal of Applied Phycology*, 6: 489–495.
- Lee, T., Tsuzuki, M., Takeuchi, T., Yokoyama, K., Karube, I. (1995). Quantitative determination of cyanobacteria in mixed phytoplankton assemblages by an *in vivo* fluorimetric method. *Analytica Chimica Acta*, 302: 81–87.
- Lee, Z., Weidemann, A., Kindle, J., Arnone, R., Carder, K. L., Davis, C. (2007). Euphotic zone depth: Its derivation and implication to ocean-color remote sensing. *Journal of Geophysical Research*, 112 (C3): C03009.
- Lee, C. S., Kim, M., Lee, C., Yu, Z., Lee, J. (2016). The Microbiota of Recreational Freshwaters and the Implications for Environmental and Public Health. *Frontiers in Microbiology*, 7: 1826.

- Leflaive, J., Ten-Hage, L. (2007). Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins. *Freshwater Biology*, 52: 199–214.
- Legnani, E., Copetti, D., Oggioni, A., Tartari, G., Palumbo, M. T., Giuseppe Morabito, G. (2005). *Planktothrix rubescens*' seasonal dynamics and vertical distribution in Lake Pusiano (North Italy). *Journal of Limnology*, 64 (1): 61–73.
- Legrand, C., Rengefors, K., Fistarol, G. O., Granéli, E. (2003). Allelopathy in phytoplankton-biochemical, ecological and evolutionary aspects. *Phycologia*, 42: 406–419.
- Lenard, T. (2015). Winter bloom of some motile phytoplankton under ice cover in a mesotrophic lake: vertical distribution and environmental factors. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 44 (2): 164–171.
- Lewis, W. M., Wurtsbaugh, W. A. (2008). Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: Erosion of the phosphorus paradigm. *International Review of Hydrobiology*, 93: 446–465.
- Lindberg, K., Moestrup, Ø., Daugbjerg, N. (2005). Studies on woloszynskioid dinoflagellates. U: *Woloszynskia coronata* re-examined using light and electron microscopy and partial LSU rDNA sequences, with description of *Tovellia* gen. nov. and *Jadwigia* gen. nov. (Tovelliaceae fam. nov.). *Phycologia*, 44: 416–440.
- Lindholm, T., Meriluoto, J. A. O. (1991). Recurrent depth maxima of the hepatotoxic cyanobacterium *Oscillatoria agardhii*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48 (9): 1629–1634.
- Linton, E. W., Karnkowska-Ishikawa, A., Kim, J. I., Shin, W., Bennett, M., Kwiatowski, J., Zakrys, B., Triemer, R. E. (2010). Reconstructing euglenoid evolutionary relationships using three genes: nuclear SSU and LSU, and chloroplast 16S rDNA sequences and the description of *Euglenaria* gen. nov. (Euglenophyta). *Protist*, 161: 603–19.
- Liu, W., Wu, R.-S., Wu, E., Chang, Y., Chen, W. (2010). Using water quality variables to predict light attenuation coefficient: case study in Shihmen Reservoir. *Paddy Water Environment*, 8: 267–275.
- Livingstone, D. M., Lotter, A. F. (1998). The relationship between air and water temperatures in lakes of the Swiss Plateau: a case study with palaeolimnological implications. *Journal of Paleolimnology*, 19: 181–19.
- Loizzo, A., Sechi, N., Volterra, L., Contu, A. (1988). Some features of a bloom of *Oscillatoria rubescens* DC registered in two Italian reservoirs. *Water, Air and Soil Pollution*, 38: 263–271.
- Luhtala, H., Tolvanen, H. (2013) Optimizing the use of Secchi depth as a proxy for euphotic depth in coastal waters: An empirical study from the Baltic Sea. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 2 (4): 1153–1168.
- Malbrouck, C., Kestemont, P. (2006). Effects of microcystins on fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25: 72–86.
- Manganelli, M., Scardala, S., Stefanelli, M., Vichi, S., Mattei, D., Bogianni, S., Ceccarelli, P., Corradetti, E., Petrucci, I., Gemma, S., Testai, E., Funari, E. (2010). Health risk evaluation associated to *Planktothrix rubescens*: An integrated approach to design tailored monitoring programs for human exposure to cyanotoxins. *Water Research*, 44 (5): 1297–1306.

- Manganelli, M., Stefanelli, M., Vichia, S., Andreani, P., Nascetti, G., Scialanca, F., Scardala, S., Testai, E., Funari, E. (2016). Cyanobacteria biennial dynamic in a volcanic mesotrophic lake in central Italy: Strategies to prevent dangerous human exposures to cyanotoxins. *Toxicon*, 115: 28–40.
- Marchesoni, V. (1948). La biodinamica dei popolamenti ad *Oscillatoria rubescens* D.C. nei laghi di caldonazzo e di levico, *Bollettino di pesca, piscicoltura e idrobiologia* 3, H. 2.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Omega, Barcelona. 1010 pp.
- Margaritora, F. G., Fumanti, B., Silvia Alfinito, S., Gianni Tartari, G., Daria Vagaggini, D., Seminara, M., Cavacini, P., Vuillermoz, E., Rosati, M. (2005). Trophic condition of the volcanic Lake Nemi (Central Italy): environmental factors and planktonic communities in a changing environment. *Journal of Limnology*, 64 (2): 119–128.
- Marin, B., Palm, A., Klingberg, M., Melkonian, M. (2003). Phylogeny and taxonomic revision of plastid-containing euglenophytes based on SSU rDNA sequence comparisons and synapomorphic signatures in the SSU rRNA secondary structure. *Protist*, 154: 99–145.
- Marjanović, P., Kostić, D., Vulić, D., Marjanović, M. (2017). Dominance of Cyanobacteria (Blue-Green Algae) in Lakes and Reservoirs in Serbia: Can it be Predicted in Time to React with Management Measures? *Water Research and Management*, 7 (1): 3–11.
- Marković, M. (2015). Model unapređenja ekološkog statusa zatvorenog sistema vodnih tela akumulacija. Univerzitet u Novom Sadu, Fakultet tehničkih nauka. Doktorska disertacija, 112 pp.
- Marvan, P., Maršálek, B., Heteša, J., Sukačová, K., Maršálková, E., Geriš, R., Kozáková, M. (2005). Comments on the revised tables of algal (and other botanical) water quality indicators listed in ČSN 75 7716 -discussion material for assessment of trophic status of water bodies. Association Flos Aquae www.cyanobacteria.net on 6th May 2005.
- Massjuk, N. P., Lilitska, G. G. (2011). *Dunaliellales*. U: Tsarenko, P. M., Wasser, S. P., Nevo, E. (Eds.). *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography*, Volume 3: Chlorophyta. A.R.A. Gantner Verlag K.G., 152–157.
- Maulood, B. K., Hassan, F. M., Al-Lami, A. A., Toma, J. J., Ismail, A. M. (2013). Checklist of algal flora in Iraq. Ministry of Environment, Baghdad, 94 pp.
- Mazur-Marzec, H., Błaszczuk, A., Błońska, M., Cichowska, A., Kobos, J., Sutryk, K., Toruńska, A., Pliński, M. (2010). Cyanobacterial blooms and cyanotoxin production in the Baltic Sea and the lakes of Pomeranian Province. U: Olańczuk-Neyman, K., Mazur-Marzec, H. (Eds.). *Microorganisms in the environment and environmental engineering. From ecology to technology*. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN vol. 64, 159–170.
- Medrano, E. A., Uittenbogaard, R. E., Dionisio Pires, L. M., van de Wiel, B. J. H., Clercx, H. J. H. (2013). Coupling hydrodynamics and buoyancy regulation in *Microcystis aeruginosa* for its vertical distribution in lakes. *Ecological Modelling*, 248: 41–46.
- Meffert, M. E. (1971). Cultivation and growth of two *Oscillatoria* species. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 19: 189–205.
- Mellard, J. P., Yoshiyama, K., Litchman, E., Klausmeier, Ch. A. (2011). The vertical distribution of phytoplankton in stratified water columns. *Journal of Theoretical Biology*, 269: 16–30.
- Meriluoto, J., Blaha, L., Bojadzija, G., Bormans, M., Brient, L., Codd, G. A., Drobac, D., Faassen, E. J., Fastner, J., Hiskia, A., Ibelings, B. W., Kaloudis, T., Kokocinski, M., Kurmayer, R., Pantelić, D., Quesada, A., Salmaso, N., Tokodi, N., Triantis, T. M., Visser, P. M., Svirčev, Z. (2017). Toxic

cyanobacteria and cyanotoxins in European waters - recent progress achieved through the CYANOCOST Action and challenges for further research. *Advances in Oceanography and Limnology*, 2017; 8 (1).

Messineo, V., Mattei, D., Melchiorre, S., Salvatore, G., Bogialli, S., Salzano, R., Mazza, R., Capelli, G., Bruno, M. (2006). Microcystin diversity in a *Planktothrix rubescens* population from Lake Albano (Central Italy). *Toxicon*, 48: 160–174.

Messineo, V., Bogialli, S., Melchiorre, S., Sechi, N., Lugliè, A., Casiddu, P., Mariani, M. A., Padedda, B. M., Di Corcia, A., Mazza, R., Carloni, E., Bruno, M. (2009). Cyanobacterial toxins in Italian freshwaters. *Limnologica*, 39: 95–106.

Micheletti, S., Schanz, F., Walsby, A. E. (1998). The daily integral of photosynthesis by *Planktothrix rubescens* during summer stratification and autumnal mixing in Lake Zürich. *New Phytologist*, 138: 233–249.

Mischke, U. (2003). Cyanobacteria associations in shallow poly-trophic lakes: Influence of environmental factors. *Acta Oecologica*, 24: 11–23.

Moiron, M., Rimet, F., Girel, C., Jacquet, S. (2021). Die hard in Lake Bourget! The case of *Planktothrix rubescens*. U pripremi za štampu.

Monchamp, M. E., Spaak, P., Domaizon, I., Dubois, N., Bouffard, D., Pomat, F. (2018). Homogenization of lake cyanobacterial communities over a century of climate change and eutrophication. *Nature Ecology & Evolution*, 2: 317–324.

Morris, E. K., Caruso, T., Buscot, F., Fischer, M., Hancock, C., Maier, T. S., Meiners, T., Müller, C., Obermaier, E., Prati, D., Socher, S. A., Sonnemann, I., Wäschke, N., Wubet, T., Wurst, S., Rillig, M. C. (2014). Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and evolution*, 4 (18): 3514–3524.

Müller, M., Traar, S. (2011). Zooplanktonuntersuchung zur Bestimmung des optimalen Renkenlarvenbesatztermines am Millstättersee. Im Auftrag vom Fischereirevierverein Spittal an der Drau, 13 pp.

Mur, L. R., Schreurs, H., Visser, P. (1993): How to control undesirable cyanobacterial dominance. U: Giussani, G., Callieri, S. (Eds.), *Strategies for Lake Ecosystems Beyond 2000 Proc. 5th International Conference of the Conservation and Management of Lakes*, Stresa, 565–569.

Mur, L. R., Schreurs, H. (1995). Light as a selective factor in the distribution of phytoplankton species. *Water Science and Technology*, 32: 25–34.

Nagai, T., Imai, A., Matsushige, K., Fukushima, T. (2007). Growth characteristics and growth modeling of *Microcystis aeruginosa* and *Planktothrix agardhii* under iron limitation. *Limnology*, 8: 261–270.

Nakov, T., Guillory, W. X., Julius, M. L., Theriot, E. C., Alverson, A. J. (2015). Towards a phylogenetic classification of species belonging to the diatom genus *Cyclotella* (Bacillariophyceae): Transfer of species formerly placed in *Puncticulata*, *Handmannia*, *Pliocaenicus* and *Cyclotella* to the genus *Lindavia*. *Phytotaxa*, 217 (3): 249–264.

Naselli-Flores, L. (1999). *Limnological Aspects of Sicilian Reservoir: a Comparative Ecosystemic Approach*. U: Tundisi, J. G., Straškraba, M. (Eds). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Leiden: Backhuys Publishers, 283–311.

- Naselli-Flores, L. (2003). Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake. *Hydrobiologia*, 506: 13–21.
- Naselli-Flores, L., Barone, R. (2005). Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia*, 548 (1): 85–99.
- Naselli-Flores, L., Barone, R., Chorus, I., Kurmayer, R. (2007). Toxic cyanobacterial blooms in reservoirs under a semiarid Mediterranean climate: the magnification of a problem. *Environmental Toxicology*, 22 (4): 399–404.
- Naselli-Flores, L., Rossetti, G. (2010). Santa Rosalia, the icon of biodiversity. *Hydrobiologia*, 653 (1): 235–243.
- Nava, V., Patelli, M., Soler, V., Leoni, B. (2017). Interspecific Relationship and Ecological Requirements of Two Potentially Harmful Cyanobacteria in a Deep South-Alpine Lake (L. Iseo, I). *Water*, 9 (12), 993.
- Neilan, B. A., Pearson, L. A., Muenchhoff, J., Moffitt, M. C., Dittmann, E. (2013). Environmental conditions that influence toxin biosynthesis in cyanobacteria. *Environmental Microbiology*, 15 (5): 1239–1253.
- Niculeț, C. (1995). Observații asupra comunității fitoplanctonice în două heleștee de creștere a sturionilor dulcicoli din cadrul fermei piscicole Țigănași (Statiunea de Cercetare și Producție Piscicolă Acvares - Iași). U: Acvacultura și Pescuitul - AQUAROM'95 (Galati), 1995: 81–88.
- Nixdorf, B., Hemm, M., Hoffmann, A., Richter, P. (2004). Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands Teil 11. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Brandenburgische Technische Universität Cottbus Lehrstuhl Gewässerschutz, Bayern, 43 pp.
- Nürnberg, G. K., La Zerte, B. D., Olding D. D. (2003). An Artificially Induced *Planktothrix rubescens* Surface Bloom in a Small Kettle Lake in Southern Ontario Compared to Blooms Worldwide. *Lake and Reservoir Management*, 19 (4): 307–322.
- Oberhaus, L., Briand, J. F., Leboulanger, C., Jacquet, S., Humbert, J. F. (2007). Comparative effects of the quality and quantity of light and temperature on the growth of *Planktothrix agardhii* and *P. rubescens*. *Journal of Phycology*, 43: 1191–1199.
- Oberhaus, L., Briand, J.-F., Humbert, J.-F. (2008). Allelopathic growth inhibition by the toxic, bloom-forming cyanobacterium *Planktothrix rubescens*. *FEMS Microbiology Ecology*, 66: 243–249.
- Obušković, Lj. (2002). Algološka flora i saprobiološke karakteristike glavnih pritoka Sjeničkog jezera. U: Konferencija o aktuelnim problemima zaštite voda 'Zaštita voda 2002'. Vrnjačka Banja, 177–182.
- Okpiliya, F.I. (2012). Ecological Diversity Indices: Any Hope for One Again? *Journal of Environment and Earth Science*, 2 (10): 45–52.
- Orr, P. T., Jones, G. J. (1998). Relationship between microcystin production and cell division rates in nitrogen-limited *Microcystis aeruginosa* cultures. *Limnology and Oceanography*. 43: 1604–1614.
- Ostermaier, V., Kurmayer, R. (2009). Distribution and Abundance of Nontoxic Mutants of Cyanobacteria in Lakes of the Alps. *Microbial Ecology*, 58: 323–333.

- Osutki, A., Omi, T., Hashimoto, S., Lizaki, M., Takamura, N. (1994). HPLC fluorometric determination of natural phytoplankton phycocyanin and its usefulness as cyanobacterial biovolume in highly eutrophic shallow lake. *Water, Air, and Soil Pollutants*, 76: 383–396.
- Padial, A. A., Thomaz, S. M. (2008). Prediction of the light attenuation coefficient through the Secchi disk depth: empirical modeling in two large Neotropical ecosystems. *Limnology*, 9: 143–151.
- Padisák, J., Krienitz, L., Koschel, R., Nedoma, J. (1997). Deeplayer picoplankton maximum in the oligotrophic Lake Stechlin, Germany: origin, activity, development and erosion. *European Journal of Phycology*, 32: 403–416.
- Padisák, J., Barbosa, F. A. R., Koschel, R., Krienitz, L. (2003). Deep layer cyanoprokaryota maxima are constitutional features of lakes: examples from temperate and tropical regions. *Archiv für Hydrobiologie, Special Issues, Advances in Limnology*, 58: 175–199.
- Padisák, J., Hajnal, É., Krienitz, L., Lakner, J., Üveges, V. (2010). Rarity, ecological memory, rate of floral change in phytoplankton—and the mystery of the Red Cock. U: Naselli-Flores L., Rossetti G. (Eds) Fifty years after the ‘‘Homage to Santa Rosalia’’: Old and new paradigms on biodiversity in aquatic ecosystems. *Developments in Hydrobiology* 213, vol 213. Springer, Dordrecht, 45–64.
- Padisák, J., Vasas, G., Borics, G. (2015). Phycogeography of freshwater phytoplankton: traditional knowledge and new molecular tools. *Hydrobiologia*, 764 (1): 3–27.
- Pantle, R., Buck, H. (1955). Die biologische Überwachung der Gewas und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas Wasserfach*, 96: 603.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 37: 637–669.
- Pastorok, R. A., Ginn, T. C., Lorenzen. M. W. (1981). Evaluation of Aeration/Circulation as a Lake Restoration Technique. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, OR, EPA-600/3-81-014.
- Paulino, S., Valério, E., Faria, N., Fastner, J., Welker, M., Tenreiro, R., Pereira, P. (2009). Detection of *Planktothrix rubescens* (Cyanobacteria) associated with microcystin production in a freshwater reservoir. *Hydrobiologia*, 621: 207–211.
- Pavluk, T., Bij de Vaate, A. (2013). Trophic Index and Efficiency Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier, 9 pp.
- Pavoni, M. (1963). Die Bedeutung des Nannoplanktons in Vergleichzum Netzplankton. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 25: 219–341.
- Pfenninger, A. (1902). Beiträge zur Biologie des Zürichsees. Dissertation, Universität Zürich, Leipzig.
- Pham, M. N., Tan, H. T. W., Mitrović, S., Yeo, H. H. T. (2011). A checklist of the algae of Singapore. Raffles Museum of Biodiversity Research, National University, Singapore, 100 pp.
- Piccolroaz, S., Toffolon, M., Majone, B. (2013). A simple lumped model to convert air temperature into surface water temperature in lakes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17: 3323–3338
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of theoretical biology*, 13: 131–144.

- Pilla, R. M., Williamson, C. E., Zhang, J., Smyth, R. L., Lenters, J. D., Brentrup, J. A., Knoll, L. B., Fisher, T. J. (2018). Browning-Related Decreases in Water Transparency Led to Long-Term Increases in Surface Water Temperature and Thermal Stratification in Two Small Lakes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123: 1651–1665.
- Poole, H. H., Atkins, W. R. (1929). Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 16: 297–324.
- Porumb, M. (1985). Implicații ecologice ale poluării în structura și dinamica algoflorei lacurilor de baraj Gârleni și Șerbănești (Râul Bistrița) III Simp.: "Bazele biol.ale proc.de epurare și protecția mediului" (Pitești), 1985: 214–219.
- Posch, T., Köster, O., Salcher, M. M., Pernthaler, J. (2012). Harmful filamentous cyanobacteria favoured by reduced water turnover with lake warming. *Nature climate change*, 2 (11): 809–813.
- Post, A. F., De Wit, R., Mur, L. R. (1985). Interactions between temperature and light intensity on growth and photosynthesis of the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii*. *Journal of Plankton Research*, 7: 487–495.
- Poulin, M., Hamilton, P. B., Proulx, M. (1995). Catalogue des algues d'eau douce du Québec, Canada. *The Canadian Field-Naturalist*, 109: 27–110.
- Prasad, A. G., Sidderaju (2012). Carlson's Trophic State Index for the assessment of trophic status of two Lakes in Mandya district. *Advances in Applied Science Research*, 3 (5): 2992–2996.
- Pravilnik o parametrima ekološkog i hemijskog statusa površinskih voda i parametrima hemijskog i kvantitativnog statusa podzemnih voda, Sl. glasnik RS, 74/2011, 30 pp.
- Pravilnik o utvrđivanju vodnih tela površinskih i podzemnih voda, Sl. glasnik RS, 96/2010, 40 pp.
- Predojević, D. (2017). Procena ekološkog statusa reke Zasavice na osnovu algoloških parametara. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet, Beograd. Doktorska disertacija. 329 pp.
- Prescott, G. W. (1962). *Algae of the Western Great Lakes area. With an illustrated key to the genera of desmids and freshwater diatoms. Revised [Second] edition.* Dubuque, Iowa: Wm. C. Brown Company Publishers 135 South Locust Street, pp. [i]-xiii, 1–977.
- Pridmore, R. D. Etheredge, M. K. (1987). Planktonic cyanobacteria in New Zealand inland waters: distribution and population dynamics. - *N. Z. Marine and Freshwater Research*, 21: 491–502.
- Quirós, R. 2002. The nitrogen to phosphorus ratio for lakes: A cause or a consequence of aquatic biology? U: Fernandez Cirelli, A., Chalar Marquisa, G. (Eds.). *El Agua en Iberoamerica: De la Limnología a la Gestion en Sudamerica.* CYTED XVII, Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua, Facultad de Veterinaria, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina, 11–26.
- Raeder, U. B. C. (1990). Vergleichende Untersuchungen der Phytoplankton sukzession in 15 Seen des Osterseengebietes. Dissertation. Technische Universität München, 202 pp.
- Rai, S. K., Rai, R. K., Jha, S. (2010). Cyanobacteria of Nepal: a checklist with distribution. *Our Nature*, 8: 336-354.
- Rand, M. C., Greenberg, A. E., Taras M. J., Franson, M. A. (Eds.) (1976). *Standard methods for the examination of water and wastewater (14th ed.).* Washington DC, USA: American Public Health Association (APHA).

- Randelović, V., Blaženčić, J. (1997). Hidrofilna flora i vegetacija Vlasinskog jezera. U: Blaženčić, J. (ed). Vlasinsko jezero - hidrobiološka studija. Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu, Beograd, 207–231.
- Rasiga, A., Momeu, L., Péterfi, L. Št., Kozma, A. (1999). Biodiversity of algae of the upper and middle course of the Olt River. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, 1: 31–48.
- Raven, J. A. (1984). A cost-benefit analysis of photon absorption by photosynthetic unicells. *New Phytologist*, 98: 593–625.
- Reichwaldt, E. S., Ghadouani, A. (2012). Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Research*, 46 (5): 1372–1393.
- Republički hidrometeorološki zavod (RHMZ) (2005). Hidrološki godišnjak 3. Kvalitet voda za 2004. godinu. Republički hidrometeorološki zavod Srbije, 708 pp.
- Republički hidrometeorološki zavod (RHMZ) (2006). Hidrološki godišnjak 3. Kvalitet voda za 2005. godinu. Republički hidrometeorološki zavod Srbije, 699 pp.
- Republički hidrometeorološki zavod (RHMZ) (2008). Hidrološki godišnjak 3. Kvalitet voda za 2007. godinu. Republički hidrometeorološki zavod Srbije, 923 pp.
- Republički hidrometeorološki zavod (RHMZ) (2009). Hidrološki godišnjak 3. Kvalitet voda za 2008. godinu. Republički hidrometeorološki zavod Srbije, 869 pp.
- Republički hidrometeorološki zavod (RHMZ) (2010). Hidrološki godišnjak 3. Kvalitet voda za 2009. godinu. Republički hidrometeorološki zavod Srbije, 783 pp.
- Republički hidrometeorološki zavod (RHMZ) (2011). Hidrološki godišnjak 3. Kvalitet voda za 2010. godinu. Republički hidrometeorološki zavod Srbije, 652 pp.
- Republički hidrometeorološki zavod Srbije (RHMZ) (2015). Meteorološki godišnjak -klimatološki podaci za Srbiju, godina 2014. Beograd: Odeljenje za klimatske prognoze informisanje i obuku Republičkog hidrometeorološkog zavoda Srbije (RHMZ), 212 pp.
- Reynolds, C. S. (1980). Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Ecography*, 3 (3): 141–159.
- Reynolds, C. S. (1984). *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press. 384 pp.
- Reynolds, C. S. (1997). *Vegetation processes in the Pelagic: A model for ecosystem theory*. Ecology Institute, Oldendorf, 371 pp.
- Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, 535 pp.
- Reynolds, C. S., Oliver, R. L., Walsby, A. E. (1987). Cyanobacterial dominance: the role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21: 379–390.
- Rippka, R., Herdman, M. (1992). *Pasteur culture collection of Cyanobacterial strains in axenic culture, Catalogue and Taxonomic Handbook*. Institut Pasteur, Paris, 103 pp.

- Ristić-Vakanjac, V., Bartula, M., Žarković, D. (2018). Monitoring podzemnih i površinskih voda EU standardi i sistem zaštite voda u Srbiji. U: Milenković, D. (Ed.) Evropske sveske 7/2018, Evropski pokret u Srbiji, Beograd, 37 pp.
- Rodriguez, P. L., Pizarro, H., Maidana, N., Dos Santos A., Bonaventura, S. M. (2006). Epixylic algae from a polluted lowland river of Buenos Aires province (Argentina). *Cryptogamie Algologie*, 27: 63–83.
- Rohrlack, T., Dittman, E., Börner, T., Christoffersen, K. (2001). Effects of cell-bound microcystins of survival and feeding of *Daphnia* spp. *Applied and Environmental Microbiology*. 67 (8): 3523–3529.
- Rohrlack, T (2018). Low temperatures can promote cyanobacterial bloom formation by providing refuge from microbial antagonists. *AIMS Microbiology*, 4 (2): 304–318.
- Rolland, D. C., Bourget, S., Warren, A., Laurion, I., Vincent, W. F. (2013). Extreme variability of cyanobacterial blooms in an urban drinking water supply. *Journal of Plankton Research*, 35 (4): 744–758.
- Rönicke, H., Bayer, M., Elsner, W. (1998). Seekreideaufspülung am Arendsee- ein neues Restaurierungsverfahren für überdüngte Hartwasserseen. *GAIA, Ecological Perspectives in Science, Humanities, and Economics*, 7: 117–126.
- Rowan, K. S. (1989). *Photosynthetic Pigments of Algae*. Cambridge University Press, Cambridge, 334 pp.
- Salmaso, N. (1996). Seasonal variation in the composition and rate of change of the phytoplankton community in a deep subalpine lake (Lake Garda, Northern Italy). An application of nonmetric multidimensional scaling and cluster analysis. *Hydrobiologia*, 337: 49–68.
- Salmaso, N. (2000). Factors affecting the seasonality and distribution of cyanobacteria and chlorophytes: a case study from the large lakes south of the Alps with special reference to Lake Garda. *Hydrobiologia*, 438: 43–63.
- Sanseverino, I., Conduto António, D., Loos, R., Lettieri, T. (2017). Cyanotoxins: methods and approaches for their analysis and detection; EUR 28624.
- Sas, H. (1990). Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolations. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 24:1, 247–251.
- Savichtcheva, O., Debroas, D., Perga, M. E., Arnaud, F., Villar, C., Lyautey, E., Kirkham, A., Chardon, C., Alric, B., Domaizon, I. (2014). Effects of nutrients and warming on *Planktothrix* dynamics and diversity: A palaeolimnological view based on sedimentary DNA and RNA. *Freshwater Biology*, 60: 31–49.
- Schanz, F. (1986). Depth distribution of phytoplankton and associated spectral changes in downward irradiance in Lake Zurich. *Hydrobiologia*, 134: 183–92.
- Schaumburg, J. (1996). Seen in Bayern-Limnologische Entwicklung von 1980 bis 1994. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft*, 1/96, 1-211.
- Schindler, D. W. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195: 260–262.
- Schindler, D. (2012). The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B*, 279: 4322–4333.

- Schreurs, H. (1992): Cyanobacterial dominance relations to eutrophication and lake morphology. Thesis, University of Amsterdam, 171 pp.
- Seip, K. L. (1994). Phosphorus and nitrogen limitation of algal biomass across trophic gradients. *Aquatic Sciences*, 56: 16–28.
- Serizawa, H., Amemiya, T., Kiminori, I. (2010). Effects of buoyancy, transparency and zooplankton feeding on surface maxima and deep maxima: Comprehensive mathematical model for vertical distribution in cyanobacterial biomass. *Ecological Modelling*, 221: 2028–2037.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27: 379–423 and 623–656.
- Shllaku, L., Landner, L. (1992). Environment in Kosovo: environmental problems related to mineral exploitation. Stockholm, Sweden, WHO, 90 pp.
- Siddiqui, K. U., Islam, M. A., Ahmed, Z. U., Begum, Z. N. T., Hassan, M. A., Khondker, M., Rahman, M. M., Kabir, S. M. H., Ahmad, A. T. A., Rahman, A. K. A., Haque, E. U. (Eds.) (2009). Vol. 2. Cyanobacteria, Bacteria and Fungi. U: Encyclopedia of flora and fauna of Bangladesh. Dhaka: Asiatic Society of Bangladesh, pp. [i]-xxxvi, [1]–415.
- Simeunović, J., Svirčev, Z., Krstić, S., Lazić, L. (2005). Occurrence of cyanobacterial blooms in Vojvodina water ecosystems. *Geographica Pannonica*, 9: 13–19.
- Sinang, C. S., Reichwaldt, S. E., Ghadouani, A. (2015). Local nutrient regimes determine site-specific environmental triggers of cyanobacterial and microcystin variability in urban lakes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19: 2179–2195.
- Sivonen, K., Jones, G. (1999). Cyanobacterial toxins. U: Chorus, I., Bartram, J. (Eds.). *Toxic Cyanobacteria in Water, a Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. WHO, Spon Press, London, 41–111.
- Sivonen, K., Börner, T. (2008). Bioactive compounds produced by cyanobacteria. U: Herrero, A., Flores, E. (Eds.). *The Cyanobacteria. Molecular biology, genomics and evolution*. Caister Academic Press, Norfolk, UK, 159–197.
- Službeni list SFRJ (1978): Uredba o klasifikaciji voda, međurepubličkih vodotoka, međudržavnih voda i voda obalnih mora Jugoslavije, 6/78.
- Smith, V. H. (1983). Low nitrogen to phosphorus ratios favors dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 221: 669–671.
- Smith, T. E. (2010). Revised list of algae from Arkansas, U.S.A. and new additions. *International Journal on Algae*, 12 (3): 230–256.
- Smith, T. E., Smith, C. J., Nii Yemoh Annang, T. (2015). Taxonomic catalogue of algae from Ghana (Africa) and new additions. Ave Maria, Florida: Algae Press, 101 pp.
- Sogge, H., Rohrlack, T., Rounge, T. B., Sønstebø, J. H., Tooming-Klunderud, A., Kristensen, T., Jakobsen, K. S. (2012). Gene flow, recombination, and selection in cyanobacteria: population structure of geographically related *Planktothrix* freshwater strains. *Applied and Environmental Microbiology*, 79 (2): 508–515.
- Solari, C., Michord, R. E., Goldstein, R. (2008). *Volvox barberi*, the fastest swimmer of the Volvocales (Chlorophyceae). *Journal of Phycology*, 44: 1395–1398.

- Solis, M., Wojciechowska, W., Lenard, T. (2013). Vertical distribution of phytoplankton in two mesotrophic lakes. *Annales Universitatis Mariae Curie- Sklodowska, Lublin, Polonia*, 68 (2): 73–82.
- Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W., Duncan, A. (1986). The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv fur Hydrobiologie*, 106 (4): 433–471.
- Srivastava, A., Choi, G.-G., Ahn, C. Y., Oh, H. M., Ravi, A., Asthana, R. (2012). Dynamics of microcystin production and quantification of potentially toxigenic *Microcystis* sp. using real-time PCR. *Water Research*, 46: 817–827.
- SRPS EN 12260:2008 (2008). Kvalitet vode - Određivanje sadržaja azota - Određivanje azota u jedinjenjima (TNb) posle oksidacije do oksida azota. Institut za standardizaciju Srbije, 14 pp.
- SRPS EN 15204:2008 (2008). Kvalitet vode - Uputstvo za prebrojavanje fitoplanktona pomoću invertne mikroskopije (postupak po Utermolu). Institut za standardizaciju Srbije, 42 pp.
- Starmach, K. (1983). Euglenophyta. Tom 3. U: Starmach, K., Sieminska, J. (eds.). *Flora Slodkowodna Polski*, 3. Państwowe wydawnictwo naukowe, Warszawa-Krakow, 593 pp.
- Steinberg, C. E. (1980). Nutrient enrichment in a subalpine lake: its degree and effects on the phytoplankton of Lake Ammersee. *Gewässer und Abwässer*, 66/67: 175–187.
- Suda, S., Watanabe, M. M., Otsuka, S., Mahakahant, A., Yongmanitchai, W., Nopartnaraporn, N., Liu, Y., Day, J. G. (2002). Taxonomic revision of waterbloom-forming species of oscillatoriid cyanobacteria. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 52: 1577–1595.
- Sun, J., Liu, D. (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 25 (11): 1331–1346.
- Sverdrup, H. U. (1953). On conditions for the vernal blooming of phytoplankton. *Journal of Du Conseil Permanent International Pour l'Exploration de la Mer*, 18: 287–295.
- Svirčev, Z., Krstić, S., Simeunović, J., Nakov, T., Dulić, T. (2006). Comparative Analysis of Water Quality Methods for the Monitoring of Eutrophication Regarding Implementation of WFD in Serbia. *Geografica Panonica*, 10: 32–42.
- Svirčev, Z., Simeunović, J., Subakov-Simić, G., Krstić, S., Vidović, M. (2007). Freshwater cyanobacterial blooms and cyanotoxin production in Serbia in the past 25 years. *Geographica Pannonica*, 11: 12–21.
- Svirčev, Z., Tokodi, N., Drobac, D. (2017). Review of 130 years of research on cyanobacteria in aquatic ecosystems in Serbia presented in a Serbian Cyanobacterial Database. *Advances in Oceanography and Limnology*, 8 (1): 153–160.
- Szemes G. (1967). *Systematisches Verzeichnis der Pflanzenwelt der Donau mit einer zusammenfassenden Erläuterung Limnologie der Donau* (Stuttgart). Lieferung, 3: 70–131.
- Takano, Y., Horiguchi, T. (2004). Surface ultrastructure and molecular phylogenetics of four unarmored heterotrophic dinoflagellates, including the type species of the genus *Gyrodinium* (Dinophyceae). *Phycological Research*, 52: 107–116.
- Tell, G. (1985). *Catálogo de las algas de agua dulce de la República Argentina*. *Bibliotheca Phycologica*, 70: 1–283.
- Ter Braak, C. J. F., Šmilauer, P. (2012). *Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0*. Microcomputer Power, Ithaca, USA.

- Teubner, K., Tolotti, M., Greisberger, S., Morscheid, H., Dokulil, M. T., Morscheid, H. (2003). Steady state phytoplankton in a deep pre-alpine lake: species and pigments of epilimnetic versus metalimnetic assemblages. *Hydrobiologia*, 502: 49–64.
- Thomasson, K. (1974). Rotorua phytoplankton reconsidered (North Island of New Zealand). *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 59: 703–72.
- Tokodi, N. (2016). Toksične cijanobakterije sa teritorije Republike Srbije. Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. Doktorska disertacija, 253 pp.
- Tonk, L., Bosch, K., Visser, P. M., Huisman, J. (2007). Salt tolerance of the harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Aquatic Microbial Ecology*, 46: 117–123.
- Trbojević, I. (2018). Analiza perifitona sa veštačkih podloga Savskog jezera i jezera Vrutci. Univerzitet u Beogradu, Biološki fakultet. Doktorska disertacija, 276 pp.
- Trbojević, I., Blagojević, A., Kostić, D., Marjanović, P., Krizmanić, J., Popović, S., Subakov Simić, G. (2019). Periphyton development during summer stratification in the presence of a metalimnetic bloom of *Planktothrix rubescens*. *Limnologia*, 78: 125709.
- Tsarenko, P. (2000). Chlorococcales. U: Wasser, S. P., Tsarenko, P. (Eds.). Diversity of algae in Ukraine. *Algologia*, 10 (4): 1–309.
- Tsarenko, P. M. (2011). Sphaeropleales. U: Tsarenko, P. M., Wasser, S. P., Nevo, E. (Eds.). Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Volume 3: Chlorophyta. A.R.A. Gantner Verlag K.G., 280–355.
- Tsarenko, P. M., John, D. M. (2011). Phylum Chlorophyta. Order Sphaeropleales. U: John, D. M., Whitton, B. A., Brook, A. J. (Eds.). The freshwater algal flora of the British Isles. An identification guide to freshwater and terrestrial algae. Second edition. Cambridge University Press, 419–498.
- Tundisi, J. G. (2003). Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. *Ciência e Cultura*, 55 (4): 31–33.
- Tundisi, J. G. (2018). Reservoirs: New challenges for ecosystem studies and environmental management. *Water Security*, 4–5: 1–7.
- Ueno, Y., Nagata, S., Tsutsumi, T., Hasegawa, A., Watanabe, M. F., Park, H. D., Chen, G. C., Chen, G., Yu, S. Z. (1996). Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immuno assay. *Carcinogenesis*, 17 (6): 1317–1321.
- Uredba o graničnim vrednostima zagađujućih materija u površinskim i podzemnim vodama i sedimentu i rokovima za njihovo dostizanje, Sl. glasnik RS, 50/2012, 20 pp.
- Urošević, V. (1990-1991/93). Changes of plankton primary production of Gazivode reservoir, Glasnik Instituta za botaniku i botaničke bašte Univerziteta u Beogradu, Tom XXIV-XXV, 105–113.
- Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 9 (1): 1–38.
- Valadez, F., Rosiles-Gonzalez, G., Cremona, J. (2010). Euglenophytes from Lake Chignahuapan, Mexico. *Cryptogamie Algologie*, 31(3): 305-319.

- Van de Waal, D. B., Ferreruela, G., Tonk, L., Van Donk, E., Huisman, J., Visser, P. M., Matthijs, H. C. P. (2010). Pulsed nitrogen supply induces dynamic changes in the amino acid composition and microcystin production of the harmful cyanobacterium *Planktothrix agardhii*. *FEMS Microbiology Ecology*, 74 (2): 430–438.
- Van de Waal, D. B., Smith, V. H., Declerck, S. A. J., Stam, E. C. M., Elser, J. J. (2014). Stoichiometric regulation of phytoplankton toxins. *Ecology Letters*, 17: 736–742.
- Van den Wyngaert, S., Salcher, M. M., Pernthaler, J., Zeder, M., Posch, T. (2011). Quantitative dominance of seasonally persistent filamentous cyanobacteria (*Planktothrix rubescens*) in the microbial assemblages of a temperate lake. *Limnology and Oceanography*, 56 (1): 97–109.
- Van Liere, L., Mur, L. R. (1979). Growth kinetics of *Oscillatoria agardhii* Gomon in continuous culture, limited in its growth by the light energy supply. *Journal of General Microbiology*, 115: 53–160.
- Vanni, M. J., Andrews, J. S., Renwick, W. H., Gonzalez, M. J., Noble, S. J. (2006). Nutrient and light limitation of reservoir phytoplankton in relation to storm-mediated pulses in stream discharge. *Archiv fur Hydrobiologie*, 167 (1–4): 421–445.
- Vareli, K., Briasoulis, E., Pilidis, G., Sainis, I. (2009). Molecular confirmation of *Planktothrix rubescens* as the cause of intense, microcystin – synthesizing cyanobacterial bloom in Lake Ziros, Greece. *Harmful Algae*, 8 (3): 447–453.
- Varol, M., Şen, B. (2014). Dicle Nehri'nin Planktonik Alg Florasi. *Journal of FisheriesSciences.com*, 8 (4): 252–264.
- Vasas, G., Farkas, O., Borics, G., Felföldi, T., Sramkó, G., Batta, G., Bácsi, I., Gonda, S. (2013). Appearance of *Planktothrix rubescens* Bloom with [D-Asp3, Mdha7] MC-RR in Gravel Pit Pond of a Shallow Lake-Dominated Area. *Toxins*, 5: 2434–2455.
- Veljković, N., Jovičić, M. (2006). Analiza kvaliteta voda akumulacija u Srbiji u odnosu na granične vrednosti Direktive 75/440/EEC. U: Zbornik 35. godišnje konferencije o aktuelnim problemima korišćenja i zaštite voda „Voda 2006“, Zlatibor, 121–127.
- Viaggiu, E., Calvanella, S., Mattioli, P., Albertano, P., Melchiorre, S., Bruno, M. (2003). Toxic blooms of *Planktothrix rubescens* (Cyanobacteria/Phormidiaceae) in three waterbodies in Italy. *Algological Studies*, 109 (1): 569–577.
- Viaggiu, E., Melchiorre, S., Volpi, F., Di Corcia, A., Mancini, R., Garibaldi, I., Giuseppe Crichigno, Milena Bruno (2004). Anatoxin-a toxin in the cyanobacterium *Planktothrix rubescens* from a fishing pond in northern Italy. *Environmental Toxicology*, 19: 191–197.
- Vinogradova, O. M., Wasser, S. P., Nevo, E. (2000). Cyanoprocaryota. U: Nevo, E., Wasser, S. P. (Eds). *Biodiversity of cyanoprocaryotes, algae and fungi of Israel. Cyanoprocaryotes and algae of continental Israel*. Ruggell: A.R.A. Gantner Verlag K.-G, 32–141.
- Vitenaite, T. (2001). Lietuvos vandens telkiniu melsvadumbliu (Cyanophyta) savadas [Conspectus of blue-green algae (Cyanophyta) of Lithuanian water basins]. *Botanica Lithuanica*, 7 (4): 343–364.
- Vlaicu, M. (2007). Studiu de caz asupra ecologiei lacului de baraj Pecineagu. Lacul de baraj ca sistem acvatic antropic. Distribuție și istoric ECOS. *Revistă de educație ecologică și ocrotire a naturii (Pitești)*, 19: 66–70
- Walley, W. J., Grbović, J., Džeroski, S. (2001). A reappraisal of saprobic values and indicator weights based on Slovenian river quality data. *Water Research*, 35 (18): 4285–4292.

- Walsby, A. E., Reynolds, C. S., Oliver, R. L., Kromkamp, J. (1989). The role of gas vacuoles and carbohydrate content in the buoyancy and vertical distribution of *Anabaena minutissima* in Lake Rotongaio, New Zealand. *Archiv für Hydrobiologie; Ergebnisse der Limnologie*, 32: 1–25.
- Walsby, A. E., Schanz, F. (2002). Light-dependent growth rate determines changes in the population of *Planktothrix rubescens* over the annual cycle in Lake Zürich, Switzerland. *The New Phytologist*, 154 (3): 671–687.
- Walsby A. E., Ng, G., Dunn, C., Davis, P. A. (2004). Comparison of the depth where *Planktothrix rubescens* stratifies and the depth where the daily insolation supports its neutral buoyancy. *New Phytologist*, 162: 133–145.
- Walsby, A. E., Jüttner, F. (2006). The uptake of amino acids by the cyanobacterium *Planktothrix rubescens* is stimulated by light at low irradiances. *FEMS Microbiology Ecology*, 58 (1): 14–22.
- Walsby, A. E., Schanz, F., Schmid, M. (2006). The Burgundy blood phenomenon: a model of buoyancy change explains autumnal water blooms by *Planktothrix rubescens* in Lake Zürich. *New Phytologist*, 169: 109–122.
- Wang, C., Kong, H. N., Wang, X. Z., Wu, H. D., Lin, Y., He, S. B. (2010a). Effects of iron on growth and intracellular chemical contents of *Microcystis aeruginosa*. *Biomedical and Environmental Sciences*, 23: 48–52.
- Wang, Q., Niu, Y. A., Xie, P., Chen, J., Ma, Z. M., Tao, M., Qi, M., Wu, L. Y., Guo, L. G. (2010b): Factors affecting temporal and spatial variations of microcystins in Gonghu Bay of Lake Taihu with potential risk of microcystin contamination to human health. *The Scientific World Journal*, 10: 1795–1809.
- Watson, S. B. (2003). Cyanobacterial and eukaryotic algal odour compounds: signals or by-products? A review of their biological activity. *Phycologia*, 42: 332–350.
- Wei Shi, W., Yu, N., Jiang, X., Han, Z., Wang, S., Zhang, X., Wei, S., Giesy J. P., Yu, H. (2017). Influence of blooms of phytoplankton on concentrations of hydrophobic organic chemicals in sediments and snails in a hyper-eutrophic, freshwater lake. *Water Research*, 113: 22–31.
- Wentzky, V. C., Tittel, J., Jäger, C. G., Rinke, K. (2018). Mechanisms preventing a decrease in phytoplankton biomass after phosphorus reductions in a German drinking water reservoir—results from more than 50 years of observation. *Freshwater Biology*, 63 (9): 1063–1076.
- Wentzky, V. C., Marieke, F. A., Rinke, K., Boehrer, B. (2019). Metalimnetic oxygen minimum and the presence of *Planktothrix rubescens* in a low-nutrient drinking water reservoir. *Water research*, 148: 208–218.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Third Edition, Academic Press, San Diego, 1006 pp.
- Wilhm, J. L., Dorris, T. C. (1968). Biological parameters for water quality criteria. *Bioscience*, 18 (6): 477–481.
- Wilhm, J. L. (1970). Range of diversity index in benthic macro-invertebrate populations. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 42 (5): 221–224.
- Williams, P. E. (2010). *Marine and Freshwater Harmful Algal Blooms, Environmental Health-Physical, Chemical and Biological Factors*. Nova Science Publishers, Inc., 125 pp.

Wolfram, G., Dokulil, M. T., Donabaum, K., Reichmann, M., Schulz, L., Teubner, K. (2008). Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil B2-Phytoplankton. BMLFUW, Wien, 48 pp.

Wynne, M. J., Hallan, J. K. (2016 '2015'). Reinstatement of *Tetradesmus* G. M. Smith (Sphaeropleales, Chlorophyta). Feddes Repertorium, 126: 83–86.

Xie, L., Xie, P., Li, S., Huijuan, T., Liu, H. (2003). The low TN:TP ratio, a cause or a result of *Microcystis* blooms? Water Research, 37 (9): 2073–2080.

Xu, Y., Cai, Q., Wang, L., Kong, L., Li, D. (2010). Diel vertical migration of *Peridiniopsis niei*, Liu et al., a new species of dinoflagellates in an autrophic bay of Three- George Reservoir, China. Aquatic Ecology, 44 (2): 387–395.

Yang, J., Lv, H., Yang, J., Liua, L., Yua, X., Chen, H. (2016). Decline in water level boosts cyanobacteria dominance in subtropical reservoirs. Science of the Total Environment, 557–558: 445–452.

Yankova, Y., Villiger, J., Pernthaler, J., Schanz, F., Thomas, P. (2016). Prolongation, deepening and warming of the metalimnion change habitat conditions of the harmful filamentous cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in a prealpine lake. Hydrobiologia, 776 (1): 125–138.

Yoshizawa, S., Matsushima, R., Watanabe, M. F., Harada, K., Ichihara, A., Carmichael, W. W., Fujiki, H. (1990). Inhibition of protein phosphatases by microcystins and nodularin associated with hepatotoxicity. Journal of Cancer Research and Clinical Oncology, 116 (6): 609–614.

Zakon o vodama, Sl. Glasnik RS, br. 30/2010, 93/2012, 101/2016, 95/2018, 60 pp.

Zelinka, M., Marvan, P., Kubiček, F. (1959). Hodnocení čistoty povrchových vod. Slezský ústav, ČSAV, Opava.

Zelinka, M., Marvan, P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Archiv für Hydrobiologie, 57: 389–407.

Zhou, W., Gao, J., Liao, J., Shi, R., Li, T., Guo, Y., Long, A. (2016). Characteristics of phytoplankton biomass, primary production and community structure in the Modaomen channel, Pearl River Estuary, with special reference to the influence of saltwater intrusion during neap and spring tides. PLoS ONE, 11(12): e0167630.

Zimmermann, U. (1969). Ökologische und physiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. unter besonderer Berücksichtigung von Licht und Temperatur. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 31: 1–58.

Zotina, T., Köster, O., Jüttner, F. (2003). Photoheterotrophy and light-dependent uptake of organic and organic nitrogenous compounds by *Planktothrix rubescens* under low irradiance. Freshwater Biology, 48: 1859–1872.

Züllig, H. (1982). Untersuchungen über die Stratigraphie von Carotinoiden im geschichteten Sediment von 10 Schweizer Seen zur Erkundung früherer Phytoplankton-Entfaltungen. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie, 44: 1–98.

Zurawell, R. W., Chen, H., Burke, J. M., Prepas, E. E. (2005). Hepatotoxic cyanobacteria: a review of the biological importance of microcystins in freshwater environments. Journal of toxicology and environmental health. Part B, Critical reviews, 8: 1–37.

<http://antoine.frostburg.edu/chem/senese/javascript/water-density.html>. Pristupljeno: 5.02.2020.

http://www.jochemnet.de/fiu/bot4404/BOT4404_9.html. Pristupljeno: 22.03.2018.

<https://www.google.rs/maps>. Pristupljeno: 20.02.2018.

BIOGRAFIJA AUTORA

Ana (Mihajlo) Blagojević Ponjavić, master ekolog, rođena je 5. maja 1988. godine u Kraljevu. Osnovnu školu „Miodrag Čajetinac Čajka“ i gimnaziju „Vuk Karadžić“ pohađala je u Trsteniku. Osnovne akademske studije (sa prosekom 8,86) i master akademske studije (sa prosekom 9,7) završila je u roku, na Biološkom fakultetu Univerziteta u Beogradu, tokom kojih je bila primalac Stipendije za postignute izuzetne rezultate tokom studiranja Ministarstva prosvete Republike Srbije.

Školske 2012/13. godine upisala je doktorske studije na Biološkom fakultetu Univerziteta u Beogradu na Modulu Hidroekologija. Neposredno nakon upisivanja doktorskih studija angažovana je od strane Ministarstva prosvete, nauke i tehnološkog razvoja na projektu „Transformacija geoprostora Srbije- prošlost, savremeni problemi i predlozi rešenja“ (OI 176020). U okviru toga anagažovana je na terenskim istraživanjima i izradi doktorata na Katedri za algologiju, mikologiju i lihenologiju Instituta za botaniku i botaničke bašte „Jevremovac“, Biološkog fakulteta Univerziteta u Beogradu. U isto vreme, volontirala je i radila u biološkoj laboratoriji Gradskog zavoda za javno zdravlje, Beograd, gde i danas radi.

Rezultate dosadašnjih istraživanja objavljeni su u 28 bibliografskih jedinica (5 radova u naučnim časopisima međunarodnog značaja (M20), 16 radova u zbornicima međunarodnih naučnih skupova (M30), 3 rada u naučnim časopisima nacionalnog značaja (M50) i 4 rada u zbornicima skupova nacionalnog značaja (M60)).

Član je Internacionalnog društva limnologa (International Society of Limnology, SIL).

Прилог 1.

Изјава о ауторству

Потписани-а: **Ана Благојевић Поњавић**

број индекса: **E3005/2012**

Изјављујем

да је докторска дисертација под насловом

„Динамика фитопланктона и феномен цветања цијанобактерије *Planktothrix rubescens* у акумулацији Врутци “

- резултат сопственог истраживачког рада
- да предложена дисертација у целини ни у деловима није била предложена за добијање било које дипломе према студијским програмима других високошколских установа
- да су резултати коректно наведени и
- да нисам кршио/ла ауторска права и користио интелектуалну својину других лица.

Потпис докторанда

У Београду, _____

Прилог 2.

**Изјава о истоветности штампане и електронске верзије
докторског рада**

Име и презиме аутора: **Ана Благојевић Поњавић**

Број индекса: **E3005/2012**

Студијски програм: **Екологија**

Наслов рада: **„Динамика фитопланктона и феномен цветања цијанобактерије *Planktothrix rubescens* у акумулацији Врутци “**

Ментор: **Проф. др Гордана Субаков Симић**

Потписани/а Ана Благојевић Поњавић

Изјављујем да је штампана верзија мог докторског рада истоветна електронској верзији коју сам предао/ла за објављивање на **порталу Дигиталног репозиторијума Универзитета у Београду.**

Дозвољавам да се објаве моји лични подаци везани за добијање академског звања доктора наука, као што су име и презиме, година и место рођења и датум одбране рада.

Ови лични подаци могу се објавити на мрежним страницама дигиталне библиотеке, у електронском каталогу и у публикацијама Универзитета у Београду.

Потпис докторанда

У Београду, _____

Прилог 3.

Изјава о коришћењу

Овлашћујем Универзитетску библиотеку „Светозар Марковић“ да у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду унесе моју докторску дисертацију под насловом:

„Динамика фитопланктона и феномен цветања цијанобактерије *Planktothrix rubescens* у акумулацији Врутци “

која је моје ауторско дело.

Дисертацију са свим прилозима предао/ла сам у електронском формату погодном за трајно архивирање.

Моју докторску дисертацију похрањену у Дигитални репозиторијум Универзитета у Београду могу да користе сви који поштују одредбе садржане у одабраном типу лиценце Креативне заједнице (Creative Commons) за коју сам се одлучио/ла.

1. Ауторство

2. Ауторство – некомерцијално

3. Ауторство – некомерцијално –без прераде

4. Ауторство – некомерцијално –делити под истим условима

5. Ауторство – без прераде

6. Ауторство – делити под истим условима

(Молимо да заокружите само једну од шест понуђених лиценци, кратак опис лиценци дат је на полеђини листа).

Потпис докторанда

У Београду, _____

1. Ауторство - Дозвољава умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце, чак и у комерцијалне сврхе. Ово је најслободнија од свих лиценци.
2. Ауторство – некомерцијално. Дозвољава умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела.
3. Ауторство - некомерцијално – без прераде. Дозвољава умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела. У односу на све остале лиценце, овом лиценцом се ограничава највећи обим права коришћења дела.
4. Ауторство - некомерцијално – делити под истим условима. Дозвољава умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца не дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада.
5. Ауторство – без прераде. Дозвољава умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, без промена, преобликовања или употребе дела у свом делу, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела.
6. Ауторство - делити под истим условима. Дозвољава умножавање, дистрибуцију и јавно саопштавање дела, и прераде, ако се наведе име аутора на начин одређен од стране аутора или даваоца лиценце и ако се прерада дистрибуира под истом или сличном лиценцом. Ова лиценца дозвољава комерцијалну употребу дела и прерада. Слична је софтверским лиценцама, односно лиценцама отвореног кода.